



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL PROGRAMA
DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

HERIVANDA GOMES DE ALMEIDA

**A TECNOLOGIA DE MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO E OS DESAFIOS
SANITÁRIOS E OPERACIONAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS
EUTROFIZADAS: UM ESTUDO PILOTO**

FORTALEZA

2025

HERIVANDA GOMES DE ALMEIDA

A TECNOLOGIA DE MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO E OS DESAFIOS
SANITÁRIOS E OPERACIONAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS:
UM ESTUDO PILOTO

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Suetônio Mota
Coorientador: Prof. Dr. José Carlos Mierzwa

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A447t Almeida, Herivanda Gomes de.

A tecnologia de membranas de ultrafiltração e os desafios sanitários e operacionais no tratamento de águas eutrofizadas : um estudo piloto / Herivanda Gomes de Almeida. – 2025.
125 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2025.

Orientação: Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota.

Coorientação: Prof. Dr. José Carlos Mierzwa.

1. Ultrafiltração. 2. Cianobactéria. 3. Lise celular. 4. Incrustação. 5. Condições operacionais. I. Título.
CDD 627

HERIVANDA GOMES DE ALMEIDA

A TECNOLOGIA DE MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO E OS DESAFIOS
SANITÁRIOS E OPERACIONAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS:
UM ESTUDO PILOTO

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: /_____/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. José Carlos Mierzwa (Coorientador)
Universidade de São Paulo (USP)

Prof. Dra. Marisete Dantas Aquino
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Silvano Porto Pereira
Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece)

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus,

A minha mãe, meus irmãos e meu pet
(Benjamin).

Ao meu pai, meu pet Relri e minha amiga, Ana
Paula (*in memorian*).

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo amparo, refúgio e fortaleza em todos os momentos.

Aos meus pais, Lauro Peixoto de Almeida (*in memoriam*) e Heraide Gomes de Almeida, exemplos para a minha vida.

Aos meus irmãos, pelas demonstrações de amor, amizade e cuidado.

A minha segunda família, Camila Martins, Meire, Pedrinha, Daiana e Ana Paula (*in memoriam*).

Ao meu orientador, Suetônio Mota, pela contribuição científica, confiança e por acreditar nesta pesquisa. Obrigada pela orientação de sempre.

Ao meu coorientador, Mierzwa, pela contribuição científica, pela paciência e por também acreditar e incentivar esta pesquisa.

À Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), por intermédio da Gerência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação (Geped), pelo apoio técnico e financeiro; da Gerência de Controle de Qualidade (Gecoq), pela infraestrutura do Laboratório Central da Cagece e pela contribuição técnica-científica para a realização das coletas e análises e da Unidade de Macrodistribuição de Água (UNMPA), pelo apoio hidráulico, elétrico e mecânico que foram indispensáveis para os ensaios *in loco*. Obrigada aos técnicos e gestores dessas áreas por viabilizarem a realização desta pesquisa.

Aos professores da Banca Examinadora, Prof. Dra. Marisete Dantas, Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti e ao Dr. Especialista da Cagece, Silvano Porto, pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões. Obrigada por aceitarem o convite e avaliarem esta Tese.

Aos meus amigos, Diego Oliveira, Karoline Lucas, Naiane, Jéssyca, Andréia, Beatriz, Claudiane, Rafael, Áurea, Rhana, Elke, Edivania (Diva), Gleyce, Mazé. Obrigada pelo dom da verdadeira amizade.

Aos meus amigos de pós-graduação, Allan, Vicente, Helena, Eliel e Stephanie. Obrigada pelas reflexões, críticas, sugestões recebidas e pela amizade.

Ao meu analista, Ramon, e aos engenheiros Cristiano Dantas e João, pela contribuição em todas as etapas deste projeto. Agradeço com carinho, o apoio que me foi dado.

Aos professores do curso da Pós-Graduação em Engenharia civil, com área de concentração em Saneamento Ambiental, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental/UFC, pelos conhecimentos transmitidos, pelos incentivos e pelas motivações, que tanto contribuíram para a minha formação.

“As coisas não querem mais ser vistas por
pessoas razoáveis: Elas desejam ser olhadas de
azul - Que nem uma criança que você olha de
ave”.

Manoel de Barros

RESUMO

Nas últimas décadas, a tecnologia de membranas destacou-se como um dos avanços mais importantes no processo de tratamento de água potável. Contudo, elevadas concentrações de cianobactérias representam um desafio operacional devido à formação de depósitos (*fouling*) na superfície e poros das membranas e, consequentemente, o aumento da perda de carga e diminuição do fluxo de permeado, às limitações inerentes ao potencial de rejeição da tecnologia e aos riscos associados a tensões hidráulicas dos sistemas pressurizados. Apesar de avançada, essa tecnologia ainda demanda uma maior compreensão e centralização de informações para uma aplicação estratégica no tratamento de águas eutrofizadas. Diante disso, esta tese investiga se a pressão hidráulica em sistemas de ultrafiltração (UF) pode lisar células fitoplanctônicas e liberar cianotoxinas e outros compostos intracelulares na água. Visa, ainda, obter diretrizes para uma operação otimizada, com fluxo linear e maximização do volume de permeado. Especificamente, aborda (i) um estudo cienciométrico, desafios e limitações no tratamento de águas eutrofizadas para abastecimento humano: uma revisão. Nesse, o jornal *Water Research* teve a maior contribuição para a área, a China liderou em conhecimento e a temática “*fouling*” foi o grande desafio. Agentes coagulantes, oxidantes e adsorbtivos foram os mecanismos de mitigação do problema; (ii) a relevância dos parâmetros fluxo crítico e intervalos de contralavagem para o dimensionamento de ultrafiltração: um estudo piloto. Nesse, os pontos críticos de operação foram coordenados pelos pares (12psi, 29,8 L.m⁻².h⁻¹) e (9psi, 23 L.m⁻².h⁻¹), seguidos dos intervalos de contralavagens de 65 e 54,8 minutos, período seco e chuvoso, respectivamente. A dominância de *Planktothrix* sp., no período chuvoso, esteve associada à formação de depósitos ligeiramente mais rápida e (III) os impactos do processo de ultrafiltração pressurizada na integridade celular de algas e cianobactérias. As cianobactérias tiveram 11,44 vezes mais chances de lise do que algas. *Aphanizomenon* sp., *Dolichospermum* sp., *Microcystis* sp. e *Raphidiopsis* sp. obtiveram, em média, 499,5% a mais de chances de lise do que a espécie de referência, *Planktothrix* sp. Além da visão geral do conhecimento, os resultados desta tese fornecem diretrizes para mitigar o “*fouling*”, reduzir riscos no pré-tratamento, melhorar a operação e identificar organismos sensíveis e resilientes às pressões hidráulicas, oferecendo informações valiosas para companhias de saneamento no tratamento de águas eutrofizadas.

Palavras-chave: ultrafiltração; cianobactéria; lise celular; incrustação; condições operacionais.

ABSTRACT

In recent decades, membrane technology has emerged as one of the most important advances in drinking water treatment. However, high concentrations of cyanobacteria in the feed source of these systems represent an operational challenge due to membrane fouling and, consequently, the head loss increases, the inherent limitations of the technology's rejection potential, and the risks associated with hydraulic stresses in pressurized systems. Although this technology being advanced, it still requires greater understanding and centralization of information for its strategic application in the treatment of eutrophic waters. Therefore, this thesis investigates whether hydraulic pressure in ultrafiltration (UF) systems can lyse phytoplankton cells and release cyanotoxins and other intracellular compounds into the water. It also aims to provide guidelines for optimized operation, with linear flux and maximization of permeate volume. Specifically, it addresses (i) a scientometric study, challenges and limitations in the treatment of eutrophic waters for human consumption: a review. In this, the journal *Water Research* had the greatest contribution to the area, China led in knowledge, and the fouling theme was the great challenge. Coagulant, oxidizing and adsorptive agents were the mechanisms to mitigate the problem; (ii) the relevance of critical flux and backwash intervals parameters for the design of ultrafiltration process: a pilot study. In this, the critical operating points were coordinated by pairs (12 psi, 29.8 L.m⁻².h⁻¹) and (9 psi, 23 L.m⁻².h⁻¹), followed by backwash intervals of 65 and 54.8 minutes, dry and rainy periods, respectively. The dominance of *Planktothrix* sp., in the rainy period, was associated with slightly faster fouling and (III) the impacts of the pressurized ultrafiltration process on the cellular integrity of algae and cyanobacteria in the treatment of water for human consumption. It was found that cyanobacteria were 11.44 times more likely to lyse than algae. *Aphanizomenon* sp., *Dolichospermum* sp., *Microcystis* sp. and *Raphidiopsis* sp. obtained, on average, 499.5% more chances of lysis than the reference species, *Planktothrix* sp. In addition to the general overview of knowledge, the results of this thesis provide guidelines to mitigate fouling, reduce risks in pretreatment, improve operation and identify organisms sensitive and resilient to hydraulic pressures, offering valuable information for sanitation companies in the treatment of eutrophic waters.

Keywords: ultrafiltration; cyanobacteria; cell lysis; fouling; operating conditions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas metodológicas da seleção dos estudos e análises aplicadas	26
Figura 2 - Produção científica e média de citações anuais	29
Figura 3 - Mais relevantes autores (a) e a produtividade desses pela lei de Lotka (b).....	30
Figura 4 - Produção Científica dos países	31
Figura 5 - Tree-Field Plot entre fontes, autores e palavras chaves.....	33
Figura 6 - Principais periódicos pela lei de Bradford.....	34
Figura 7 - Redes de co-ocorrência de palavras-chave do autor.....	36
Figura 8 - Redes de co-ocorrência de palavras-chave plus	36
Figura 9 - Mapa temático.....	37
Figura 10 - Evolução temática (2013-2023).....	39
Figura 11 - Imagens do microscópio eletrônico de varredura (imagem SEM) de membranas de UF virgem, usada - sem pré tratamento e com diferentes tratamentos.....	48
Figura 12 - Evidência de lise e inativação das células	50
Figura 13 - Configuração básica do sistema de alimentação de água e de tratamento.....	59
Figura 14 - Fluxo crítico da planta piloto de ultrafiltração em modo dead-end: (a) estação seca, (b) estação chuvosa. Intervalo de retrolavagem: 40 min. Tempo: 160 min/fluxo.....	66
Figura 15 - Retrolavagem crítica da planta piloto de ultrafiltração em modo sem saída: (a) estação seca, (b) estação chuvosa. Faixa de intervalo: 30 –70 min.....	68
Figura 16 - Densidade de fitoplâncton, cianobactérias e principais gêneros.....	70
Figura 17 - Configuração experimental e sistema de tratamento	77
Figura 18 - Etapas de concentração das amostras para análise de integridade celular.....	78
Figura 19 - Representação gráfica das regiões das Odds Ratio.....	82
Figura 20 - Percentage of lysed phytoplankton cells in the dry season e nas diferentes condições experimentais (Raw water (RW), Pós-Filter 100µm (PF), Permeate water (PW), Backwash na pressão 1 (BW1), Backwash na pressão 2 (BW2), Backwash na pressão 3 (BW3)). Barras de erro = desvio padrão (n=2), ausência de barras = espécies não lisadas	83
Figura 21 - Percentage of lysed phytoplankton cells in the wet season e nas diferentes condições experimentais (Raw water (RW), Pós-Filter 100µm (PF), Permeate water (PW), Backwash na pressão 1 (BW1), Backwash na pressão 2 (BW2), Backwash na pressão 3 (BW3)). Barras de erro = desvio padrão (n=2), ausência de barras =	

espécies não lisadas	84
Figura 22 - Impacto dos filos fitoplanctônicos, algae e cyanobacteria, para a razão de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: algae.....	85
Figura 23 - Impacto dos gêneros de Cyanobacteria para as razões de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: Planktothrix sp.	85
Figura 24 - Impacto da morfologia para as razões de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: Colonial	86
Figura 25 - Impacto das condições experimentais para as razões de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: RW.....	87
Figura 26 - Impacto da sazonalidade para as razões de chance de lises na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: DS.....	87
Figura 27 - Perda de células por organismos nas diferentes etapas do processo de UF (condições experimentais). As perdas referem-se a diferença em relação aos organismos da condição RW. (A) - Filtro de disco (PF) em relação a água bruta/alimentação (RW). (B) - Permeado (PW) em relação a RW. (C) - Água de retrolavagem (BW) em relação à RW. Valores zerados significam que os gêneros não foram identificados na sua morfologia original, podendo significar perda total de células ou não detecção na alíquota.....	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Documentos mais citados localmente	34
Tabela 2 - Documentos mais citados globalmente	35
Tabela 3 - Especificação da operação do módulo AQUADIN® UA1060.....	60
Tabela 4 - Características da água bruta do reservatório Gavião na estação seca e chuvosa ...	61
Tabela 5 - Estimativa dos parâmetros do modelo e testes de resíduos.....	64
Tabela 6 - Número de células do fitoplâncton em quatro condições de fluxo constante e no fluxo crítico	69
Tabela 7 - Variáveis da regressão logística binária para as chances dos eventos de lise baseadas em hipóteses específicas	81
Tabela 8 - Definição e interpretação das odds Ratio	82
Tabela 9 - Análise quantitativa nas diferentes condições experimentais (RW, PF, BW e PW) e eficiência de remoção de células da UF ($\% = \text{RW-PW/RW}$) nos períodos seco e chuvoso.	90
Tabela 10 - Parâmetros complementares de avaliação de matéria orgânica dissolvida nas condições experimentais no período seco e cianotoxinas	90
Tabela 11 - Parâmetros complementares de avaliação de matéria orgânica dissolvida nas condições experimentais no período chuvoso e cianotoxinas.....	91

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

PTMc	Pressão transmembrana crítica
ETA	Estação de Tratamento de Água
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
PTM	Pressão Transmembrana
P ₀	Pressão de Entrada
P ₁	Pressão de Saída
Q _a	Fluxo de Alimentação
J _p	Fluxo de Permeado
J _c	Fluxo Crítico
ETRG	Estação de Tratamento de Rejeitos Gerados
Fito	Fitoplâncton
Raph. sp.	<i>Raphidiopsis</i> sp.
J _{ES}	Fluxo da estação seca
J _{EC}	Fluxo da estação chuvosa
ICL	Intervalo de contralavagem
VP _{ES}	Volume de Permeado da Estação Seca
VP _{EC}	Volume de Permeado da Estação Chuvosa
Célr	Células retidas
Célula/mL(a)	Células por mL na alimentação
Célula/mL(p)	Células por mL no permeado
Ciano	Cianobactérias
Plank. sp.	<i>Planktothrix</i> sp.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	Justificativa do trabalho	16
1.2	Estrutura do trabalho	18
1.2.1	Capítulo 1: Introdução	18
1.2.2	Capítulo 2: Membranas de ultrafiltração: cienciometria, desafios e limitações no tratamento de águas eutrofizadas para abastecimento humano: uma revisão	19
1.2.3	Capítulo 3: A relevância dos parâmetros fluxo crítico e intervalos de retrolavagem para o dimensionamento de ultrafiltração aplicada ao tratamento de reservatórios eutrofizados: um estudo piloto para o desenvolvimento de projetos em escala real..	20
1.2.4	Capítulo 4: Impactos do processo de ultrafiltração pressurizada na integridade celular de algas e cianobactérias no tratamento de água para consumo humano.....	21
1.2.5	Capítulo 5: Considerações finais	23
2	MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO: CIENCIOMETRIA, DESAFIOS E LIMITAÇÕES NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS PARA ABASTECIMENTO HUMANO: UMA REVISÃO	24
2.1	Introdução	24
2.2	Metodologia.....	26
2.2.1	Busca na Base de dados	27
2.2.2	Análise bibliométrica.....	28
2.2.3	Análise Sistemática.....	28
2.3	Resultados	29
2.3.1	Métricas da produção científica do processo de ultrafiltração (2013 a 2023).....	29
2.3.2	Desafios e limitações da aplicação da tecnologia de ultrafiltração para o tratamento de água potável.....	40
2.3.2.1	Fouling.....	40
2.3.2.2	Compostos orgânicos dissolvidos (Cianotoxinas e outros metabólitos).....	42
2.3.3	Estratégias para mitigar o fouling das membranas de ultrafiltração durante o tratamento de águas eutrofizadas.....	43
2.3.3.1	UF e a associação com coagulação, oxidação e adsorção.....	43

2.3.4	<i>Os riscos associados às estratégias de mitigação do fouling da membrana no tratamento de águas eutrofizadas para abastecimento humano e mecanismos de controle.....</i>	49
2.4	Conclusão	53
3	A RELEVÂNCIA DOS PARÂMETROS FLUXO CRÍTICO E INTERVALOS DE RETROLAVAGEM PARA O DIMENSIONAMENTO DE ULTRAFILTRAÇÃO APLICADA AO TRATAMENTO DE RESERVATÓRIOS EUTROFIZADOS: UM ESTUDO PILOTO PARA O DESENVOLVIMENTO DE PROJETOS EM ESCALA REAL	55
3.1	Introdução	55
3.2	Materiais e métodos.....	58
3.2.1	<i>Área de estudo e ultrafiltração piloto.....</i>	58
3.2.2	<i>Parâmetros de operação da UF.....</i>	60
3.2.3	<i>Caracterização da água bruta</i>	60
3.2.4	<i>Condições experimentais e cálculos de parâmetros</i>	61
3.2.4.1	<i>Condições experimentais.....</i>	61
3.2.4.2	<i>Cálculo do fluxo de permeado e pressão transmembrana</i>	61
3.2.4.3	<i>Cálculo da pressão transmembrana crítica e do fluxo crítico</i>	62
3.2.4.4	<i>Cálculo do intervalo de contralavagem</i>	62
3.2.4.5	<i>Cálculo do percentual de rejeição (R)</i>	62
3.2.4.6	<i>Número de células retidas (celr) totais na membrana</i>	63
3.2.5	<i>Análises estatísticas</i>	63
3.3	Resultados e discussão.....	63
3.3.1	<i>Ponto crítico de operação</i>	63
3.3.2	<i>Intervalo de contralavagem.....</i>	67
3.3.3	<i>Qualidade da Água (potencial de incrustação)</i>	69
3.4	Conclusão	70
4	IMPACTOS DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO PRESSURIZADA NA INTEGRIDADE CELULAR DE ALGAS E CIANOBACTÉRIAS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO	72
4.1	Introdução	72

4.2	Materiais e métodos.....	75
4.2.1	<i>Delineamento experimental.....</i>	75
4.2.1.1	<i>Área de estudo e caracterização da unidade piloto de tratamento de água</i>	75
4.2.1.2	<i>Condições experimentais.....</i>	75
4.2.2	<i>Análise de Integridade Celular</i>	77
4.2.2.1	<i>Preparo das Amostras</i>	77
4.2.2.2	<i>Preparo da solução aquosa 0,5% de Eritrosina B.....</i>	78
4.2.2.3	<i>Análise microscópica e contagem de células e organismos.....</i>	78
4.2.3	<i>Análise de cianotoxinas, COD, UV254 e AEUV</i>	79
4.2.4	<i>Análises estatísticas</i>	80
4.3	Resultados e discussão.....	82
4.3.1	<i>Condições experimentais e percentuais de lise celular.....</i>	82
4.3.2	<i>Aplicação do modelo de regressão logística binária para determinar a razão de chance (Odds ratio) de ocorrência de eventos de lise celular</i>	84
4.3.3	<i>Efeito das condições experimentais no tamanho de células coloniais e filamentosas.....</i>	87
4.3.4	<i>Parâmetros indicadores de liberação de matéria orgânica intracelular (MOI) e cianotoxinas.....</i>	90
4.4	Discussão	91
4.5	Conclusão	95
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	97
	REFERÊNCIAS.....	99
	APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2.....	111
	APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3	113
	APÊNDICE C – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 4.....	118

1 INTRODUÇÃO

1.1 Justificativa do trabalho

A crise hídrica, o comprometimento da qualidade das águas pelo crescimento excessivo de algas e cianobactérias e o aumento da demanda tem impulsionado o mercado para o desenvolvimento de tecnologias avançadas para o tratamento de águas eutrofizadas, tais como a filtração por membranas (Borea *et al.*, 2018; Garcia-Ivars *et al.*, 2017), adsorção (Zhou *et al.*, 2016), ultra-som (Jawale; Tandale; Gogate, 2017), processos eletroquímicos (Ensano *et al.*, 2017; Tian *et al.*, 2016) e de oxidação avançadas (Bagal; Gogate, 2014), que possam atender os parâmetros de potabilidade estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e, no Brasil, pela Portaria GM 888 do Ministério da saúde.

Nas últimas duas décadas, as membranas foram um dos avanços tecnológicos mais importantes e mais indicados no processo de produção de água potável (Mierzwa *et al.*, 2012). É um processo que utiliza membranas porosas, e vem ganhando o mercado, por possuir diversas vantagens em comparação aos métodos convencionais, como a superior qualidade de água produzida, estabilidade de operação e menor espaço requerido (Filho, 2016).

No mercado, as membranas estão distribuídas em microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (RO) (Munirasu; Haija; Banat, 2016). As diferenças entre elas estão relacionadas com o tamanho dos componentes rejeitados pela membrana e a pressão transmembrana requerida para o processo. A progressão, nessa ordem, corresponde à diminuição do tamanho dos componentes rejeitados, ou a diminuição dos poros e, também, corresponde ao aumento da pressão requerida para o transporte do fluido pela membrana (Duranceau; Taylor, 2011). Em termos de materiais, podem ser classificadas em poliméricas ou orgânicas e cerâmicas ou inorgânicas (Basile; Mozia; Molinari, 2018). Os polímeros mais comuns são: Poliacrilonitrila (PAN), Polipropileno (PP), Polietersulfona (PES), Fluoreto de Polivinilideno (PVDF), Poliamida (PA), Acetato de celulose (CA), Politetrafluoretileno (PTFE), Policarbonato (PC), Polieter-etercetona (PEEK), Polisulfona (PSU) (Basile; Mozia; Molinari, 2018; Guo *et al.*, 2020).

As membranas de ultrafiltração (UF) poliméricas representam uma alternativa promissora para as tecnologias existentes (ciclo completo, filtração direta, filtração direta ascendente, dupla filtração, floto-filtração, filtração em múltiplas etapas), uma vez que aumenta as eficiências de remoção pela separação física de partículas e matéria coloidal (Di Bernardo; Dantas; Voltan, 2017; Madsen, 2014), podendo substituir ou associar-se aos sistemas

tradicionais. Contudo, a desvantagem dos processos de tratamento por membranas, como as de ultrafiltração é a obstrução, normalmente causada pela precipitação e deposição de moléculas ou partículas na superfície da membrana ou nos poros da membrana. Isso implica em redução do fluxo (baixa produtividade), resistência à separação e/ou seletividade alterada da membrana (Cui; Muralidhara, 2010).

A obstrução da membrana, no inglês, comumente conhecida como *fouling*, está intrinsecamente relacionada às propriedades da água e da membrana e às condições de operação, como: tamanho e concentração das partículas em suspensão, pH e força iônica; a carga, o tamanho do poro e a hidrofobicidade da membrana e as condições hidrodinâmicas, tais como a pressão transmembrana (TMP), o tipo de filtração (*cross-flow* - tangencial ou *dead end* - paralela). A Alimentação da membrana com soluções complexas, misturas de partículas heterogêneas e componentes solúveis (matéria orgânica natural e dissolvida e pequenos agregados de coloides orgânicos, como pigmentos, constituintes iônicos e material biológicos) são particularmente significantes para causar impactos sobre a membrana (Urista *et al.*, 2013)

Diante do exposto, reunir estratégias que contribuam para mitigar esse evento podem auxiliar na desafiadora operação das companhias de saneamento. Por outro lado, os sistemas de tratamento por membranas de ultrafiltração (UF), alternativamente aos processos convencionais, quando utilizados isoladamente, são eficazes no tratamento de águas contendo algas e cianobactérias, bem como suas secreções celulares com massa molecular elevada (Li *et al.*, 2014), entretanto, devido ao seu tamanho de poro (0.01 a 0.1 micrômetro), as membranas de ultrafiltração não têm capacidade para remover compostos dissolvidos, como cianotoxinas extracelulares e compostos que atribuem gosto e odor (G&O) à água (Chen *et al.*, 2024; Dixon *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2017a). Desse modo, muitas estratégias de pré-tratamento podem mitigar o *fouling* das membranas, mas comprometer a qualidade do permeado pela lise celular e liberação de toxinas intracelulares, ou até mesmo aumentar o fenômeno (Cui; Muralidhara, 2010). Alertar para os riscos do pré-tratamento da tecnologia de ultrafiltração pode contribuir com a escolha de processos adequados e/ou de menor impacto para a qualidade final da água, pelos tomadores de decisão.

Embora o conceito de “Fluxo crítico” já tenha sido usado na literatura, ainda pode ser extensivamente utilizado como uma estratégia de mitigação do *fouling*. Além disso, pode-se alargar o conceito para a otimização dos parâmetros operacionais e para o dimensionamento de plantas de tratamento de água de mananciais eutrofizados. É sabido que o conceito “Fluxo crítico” é definido como o fluxo de um sistema de membrana, no qual a produção é linear e a

obstrução é relativamente lenta. Analisar as condições críticas de fluxo tem impactos do ponto de vista econômico, pois há consumo de energia por unidade de volume de permeado (Xu; Gao, 2010).

Some-se a isso que, um ponto preocupante dos sistemas pressurizados de UF, é a possível lise e liberação de cianotoxinas intracelulares devido ao estresse do cisalhamento da bomba de alimentação, em adição às lises que ocorrem naturalmente no ambiente (Gijssbertsen-Abrahamse *et al.*, 2006) e que, embora, já tenha sido explorado por outras pesquisas, extensivamente sobre a espécie *Microcystis aeruginosa*, cultivada em laboratório, não se pode generalizar os efeitos do cisalhamento hidráulico para uma diversidade de espécies, em condições ambientais e mais próximas às observadas em sistemas de tratamento em escala real.

Portanto, esta tese traz importantes contribuições sobre os desafios e riscos associados aos processos de tratamento por ultrafiltração, o projeto (dimensionamento) e a otimização da operação, além de avaliar os efeitos da pressão hidráulica sobre a integridade celular fitoplanctônica (algas e cianobactérias) durante o tratamento de água de um reservatório destinado à produção de água potável, visando corroborar e complementar os estudos de forma mais aprofundada, particularmente no que diz respeito à sensibilidade celular de diferentes organismos, considerando as variações sazonais e densidades fitoplanctônicas e de contribuir com a segurança do tratamento de água pelas companhias de saneamento.

Todas as questões mencionadas precisam ser melhor elucidadas diante da emergente tecnologia (UF), já utilizada, mas com forte tendência a expansão. Essas questões são trabalhadas nos capítulos subsequentes da tese.

1.2 Estrutura do trabalho

O presente trabalho foi estruturado em 5 capítulos: Do capítulo 2 ao capítulo 4, adotou-se uma abordagem sistemática, na qual as hipóteses, formuladas a partir das perguntas iniciais, foram testadas.

1.2.1 Capítulo 1: Introdução

Contextualiza a tese, sob aspectos gerais, incluindo a justificativa, lacunas e como o trabalho foi estruturado.

1.2.2 Capítulo 2: Membranas de ultrafiltração: cienciometria, desafios e limitações no tratamento de águas eutrofizadas para abastecimento humano: uma revisão

Considerando os pontos:

- a) Cienciometria - métricas da produção científica do processo de ultrafiltração (2013 a 2023):** Apresenta uma abordagem para análise da evolução temática da tecnologia da UF em um determinado campo de pesquisa, muito útil para identificar lacunas. Assim, esse campo combina análise de desempenho e mapeamento científico para detectar e visualizar subdomínios conceituais (temas particulares ou áreas temáticas gerais) e medir o impacto dos temas detectados e das áreas temáticas. A análise de desempenho usa diferentes indicadores bibliométricos básicos: o número de documentos publicados, o número de citações recebidas, principais periódicos, mais relevantes autores, países que mais publicam e outras; o mapeamento científico quantifica e visualiza a evolução de um determinado campo da pesquisa, como a análise de co-ocorrência de palavras – chave, mapa temático, evolução temática e gráfico de três pontos (Cobo *et al.*, 2011).
- b) Desafios e limitações da aplicação da tecnologia de ultrafiltração para o tratamento de água potável nos últimos 10 anos:** Um dos maiores desafios e mais relatado nesse estudo é a incrustação da membrana, abordado na literatura como reversíveis e irreversíveis (He *et al.*, 2021). Membranas são efetivas para a remoção de células algais, mas exibe uma remoção limitada de toxinas de algas (Zhang *et al.*, 2023).
- c) Estratégias para mitigar o fouling das membranas de ultrafiltração durante o tratamento de águas eutrofizadas:** Várias são as estratégias para aliviar a incrustação das membranas. Dessas, a associação com coagulação e/ou oxidação e adsorção, como pré-tratamento da UF ou pós-tratamento, no caso da adsorção, são práticas bastante difundidas para controlar a incrustação e manter o fluxo de produção.
- d) Os riscos associados às estratégias de mitigação do fouling da membrana no tratamento de água eutrofizadas para abastecimento humano e mecanismos de controle:** O crescimento excessivo de algas e cianobactérias em mananciais destinados ao abastecimento humano tornou-se um problema

mundial. Oxidantes, usados no tratamento, podem impactar negativamente na integridade celular desses organismos (Liu *et al.*, 2018). Particularmente as cianobactérias podem causar muitos desafios na produção de água potável, como ter o potencial de causar gosto e odor indesejáveis e/ou a liberação de toxinas e outros metabólitos na água (Liu *et al.*, 2015).

Diante desse cenário, surgem as seguintes questões:

- a) Nos últimos 10 anos, quais as tendências dos estudos da tecnologia de ultrafiltração para o tratamento de água?
- b) Quais as estratégias de mitigação do “fouling”?
- c) Quais os riscos associados as essas estratégias?

Diante desses questionamentos, a hipótese avaliada foi:

Hipótese: Florações de cianobactérias, na fonte de alimentação dos sistemas de tratamento de UF, causam desafios e limitações para o tratamento de água.

Portanto, o objetivo geral e específicos deste capítulo foram :

Objetivo geral: Identificar os mecanismos de mitigação do “fouling” diante do tratamento de água de mananciais eutrofizados.

Objetivos específicos: (i) sumarizar os diferentes pré-tratamentos dos 28 artigos selecionados dos últimos 10 anos; (ii) selecionar técnicas que possibilite a mitigação do fouling sem comprometimento celular, que implique em contaminação do permeado da UF.

1.2.3 Capítulo 3: A relevância dos parâmetros fluxo crítico e intervalos de retrolavagem para o dimensionamento de ultrafiltração aplicada ao tratamento de reservatórios eutrofizados: um estudo piloto para o desenvolvimento de projetos em escala real

Considerando os pontos:

- a) **Ponto crítico de operação:** O ponto crítico de operação representa o limiar da perda da linearidade do fluxo de água com a pressão (Liu *et al.*, 2023).
- b) **Intervalo de contralavagem:** Os sistemas de UF tendem a ser operados com intervalos de operação de 30 a 90 minutos, independente do volume de permeado produzido (Lautenschlager *et al.*, 2009), Portanto, a maximização do volume de permeado com o tempo deverá ser conseguida apenas experimentalmente para a obtenção de uma frequência ótima de retrolavagem, sem que seja necessária adoção de intervalos pré-definidos.
- c) **Qualidade da água (potencial de incrustação):** Para Wu *et al.* (2018), as

densidades celulares somada as suas matérias orgânicas extracelulares contribuem para a incrustação da membrana, mas as células são as contribuintes dominantes, porque se comportam como matéria particulada na unidade de tratamento da membrana.

Diante desse cenário, surgem as seguintes questões:

- a) A produtividade dos sistemas de UF sofre interferência da sazonalidade? Os fluxos de água são diferentes?
- b) Existe um intervalo de contralavagem ótimo que maximize o volume de água produzido?

Diante desses questionamentos, a hipótese avaliada foi:

Hipótese: Parâmetros operacionais são condicionados à qualidade da água e sofrem interferência da sazonalidade.

Portanto, o objetivo geral e específicos deste capítulo foram:

Objetivo geral: Avaliar e obter diretrizes para projetos de membranas de UF e otimizar a operação.

Objetivos específicos: (i) determinar os fluxos críticos (J_c) de uma unidade piloto de UF durante o tratamento de água de manancial eutrofizado, para os períodos seco e chuvoso; (ii) determinar os intervalos ótimos de retrolavagem (BWI) de uma unidade piloto de UF durante o tratamento de água de manancial eutrofizado, para os períodos seco e chuvoso.

1.2.4 Capítulo 4: Impactos do processo de ultrafiltração pressurizada na integridade celular de algas e cianobactérias no tratamento de água para consumo humano

Considerando os pontos:

- a) **Condições experimentais e percentuais de lise celular:** Seis condições experimentais foram estabelecidas e identificadas como RW (água bruta ou água de alimentação), condição experimental controle (EC_0); PF (água pós-filtro de disco de 100 μ m), condição experimental 1 (EC_1); PW (água permeada da UF, pós aplicação das Pressões transmembrana pré-estabelecidas), condição experimental 2 (EC_2); BW1 (água de lavagem da UF na pressão 1), condição experimental 3 (EC_3); BW2 (água de lavagem da UF na pressão 2), condição experimental 4 (EC_4); BW3 (água de lavagem da UF na pressão 3), condição experimental 5 (EC_5).

- b) Aplicação do modelo de regressão logística binária para determinar a razão de chance (Odds ratio) de ocorrência de eventos de lise celular:** a razão de chance (OR) é uma medida de associação que indica a chance de um evento ocorrer em um grupo em comparação com outro. Em termos de estresses físicos, uma OR pode mostrar, por exemplo, como a pressão da UF (força motriz) influencia a probabilidade de um evento de lise celular de cianobactérias, em comparação à ausência dessa pressão (Oliveira *et al.*, 2021). De modo geral, uma $OR > 1$ sugere um aumento na chance de ocorrência, enquanto uma $OR < 1$ indica uma redução. As ORs ajudam a quantificar o efeito e a direção das associações, e, embora não sejam previsões determinísticas, podem fornecer uma ferramenta importante para decisões antecipadas, ajudando a definir estratégias de monitoramento e mitigação com base em dados observados (Chandler, 2020).
- c) Efeito das condições experimentais no tamanho de células coloniais e filamentosas:** Organismos de tricomas curtos apresentam menor sensibilidade aos estresses físicos das etapas do tratamento de água (Pestana *et al.*, 2019).
- d) Parâmetros indicadores de liberação de matéria orgânica intracelular (MOI) e cianotoxinas:** Outras variáveis podem corroborar com as discussões, como os indicadores de matéria orgânica. Entende-se que a matéria orgânica algogênica (MOA), composta por matéria orgânica extracelular (MOE) e matéria orgânica intracelular (>80%) contribui significativamente para a matéria orgânica total (Hua; Chao; Huang, 2019; Park *et al.*, 2021).

Diante desse cenário, surgem as seguintes questões:

- A pressão hidráulica de sistemas de tratamento por UF pode comprometer a integridade celular de organismos fitoplanctônicos?
- Existem organismos mais susceptíveis que outros?
- A morfologia pode favorecer a resistência aos estresses hidráulicos?
- A sazonalidade interfere nos eventos de lise?

Diante desses questionamentos, a hipótese avaliada foi:

Hipótese: A pressão hidráulica de sistemas de tratamento por UF pode ocasionar o rompimento de células fitoplanctônicas e liberação de toxinas e outros compostos intracelulares no meio ou não ocasionar nenhuma influência sobre a integridade dessas;

Existe uma pressão máxima a ser utilizada nos sistemas de UF, dentro da faixa de

operação, que evite o rompimento celular e liberação de metabólitos intracelulares.

Portanto, o objetivo geral e específicos deste capítulo foram:

Objetivo geral: Avaliar os efeitos da pressão hidráulica de operação de um sistema de UF sobre a integridade celular fitoplancônica (algas e cianobactérias) durante o tratamento de água de um reservatório destinado a produção de água potável, visando corroborar e complementar os estudos de forma mais aprofundada, particularmente no que diz respeito à sensibilidade celular de diferentes organismos ao esforço de cisalhamento e à possível liberação de toxinas na água.

Objetivos específicos: (i) submeter os organismos a três diferentes pressões hidráulicas, obedecendo a pressão crítica, previamente definida no capítulo 2; (ii) determinar a razão de chance (odds ratio) de lise celular, sobre diferentes condições experimentais; (iii) avaliar os parâmetros indicadores de matéria orgânica intracelular (MOI) e cianotoxinas.

1.2.5 Capítulo 5: Considerações finais

2 MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO: CIENCIOMETRIA, DESAFIOS E LIMITAÇÕES NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS PARA ABASTECIMENTO HUMANO: UMA REVISÃO

Membranas atuam como barreira física e seletiva, proporcionada pelo tamanho dos poros, e são capazes de reter as células algais, difíceis de serem removidas em tratamentos convencionais (Zhang *et al.*, 2015). Contudo, embora efetivas para a remoção de células algais, exibem uma remoção limitada de cianotoxinas e outras matérias orgânicas de baixo peso molecular (Zhang *et al.*, 2023).

2.1 Introdução

A eutrofização das fontes de água para abastecimento humano é uma preocupação mundial devido aos impactos ambientais, à saúde pública e ao tratamento da água (Malta *et al.*, 2022). Florações de cianobactérias são agravantes desse cenário ao reduzir a biodiversidade, atribuir sabor e odor a água e liberar cianotoxinas, causando muitos desafios na produção de água potável (Liu *et al.*, 2015). Membranas de ultrafiltração (UF) apresentam-se como uma solução robusta e promissora para substituir ou complementar sistemas convencionais, mas os desafios e limitações da tecnologia ainda carecem de maior centralização de informações, para uma aplicação estratégica dessas no tratamento de águas eutrofizadas.

Em geral, as membranas atuam como barreira física e seletiva, proporcionada pelo tamanho dos poros, e são capazes de reter as células algais, difíceis de serem removidas em tratamentos convencionais (Zhang *et al.*, 2015). As principais vantagens da tecnologia são baixos custos operacionais, a não utilização de produtos químicos como insumos e a elevada qualidade do permeado (Motta *et al.*, 2013). Contudo, o processo de tratamento não é simples, florações de algas e cianobactérias, na fonte de alimentação do sistema, podem causar incrustações sérias na membrana relacionadas à matéria orgânica algogênica (MOA). Além disso, as membranas de UF, embora efetivas para a remoção de células algais, exibem uma remoção limitada de cianotoxinas e outras matérias orgânicas de baixo peso molecular (Zhang *et al.*, 2023).

Nesse contexto, como as membranas são tecnologias emergentes e em expansão, é importante entender a estrutura e a organização da produção científica para fornecer informações relevantes sobre a temática, auxiliar na detecção de oportunidades de pesquisa (lacunas) e articular estratégias de parcerias futuras (rede de colaboração) com instituições e países que mais investem na área, além de auxiliar a comunidade científica na seleção de periódicos para submeter seus estudos. Informações essas que podem ser obtidas pelas métricas

da ciência. No entanto, nenhum estudo quantificou as tendências da produção científica sobre a tecnologia de UF aplicada ao tratamento da água de mananciais eutrofizados, considerando os desafios da qualidade da água e as limitações diante de cianobactérias potencialmente tóxicas. Além disso, a revisão sistemática dos artigos selecionados, pode nortear a operação de companhias de saneamento, quando dispõe de diferentes estudos para a mitigação dos desafios e limitações da UF, citam-se: (Cheng *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2020; Yu *et al.*, 2023).

Para Cobo *et al.* (2011), os estudos cienciométricos apresentam uma abordagem para analisar a evolução temática de um determinado campo da pesquisa (tendências), combinando análise de desempenho e mapeamento científico, podendo quantificar e qualificar por diferentes medidas bibliométricas. Desse modo, o mapeamento científico, quando se utiliza da análise de copalavras, permite descobrir os principais conceitos tratados pelo campo estudado e é uma técnica valiosa para descobrir e descrever as interações entre diferentes áreas na pesquisa científica. Essa análise torna-se mais relevante quando acrescida de uma revisão sistemática.

As revisões sistemáticas fornecem uma avaliação confiável da literatura existente ao definir claramente os critérios de busca e inclusão/exclusão. Além disso, é transparente e reprodutível. Inicialmente tem-se a identificação das fontes de dados e a definição dos critérios de busca. As publicações são então incluídas ou excluídas da amostra final de acordo com um conjunto de critérios relevantes para o propósito da pesquisa. Finalmente, da amostra, os dados de interesse são extraídos do texto completo, seguidos de análise e um resumo das descobertas (Rousso *et al.*, 2020).

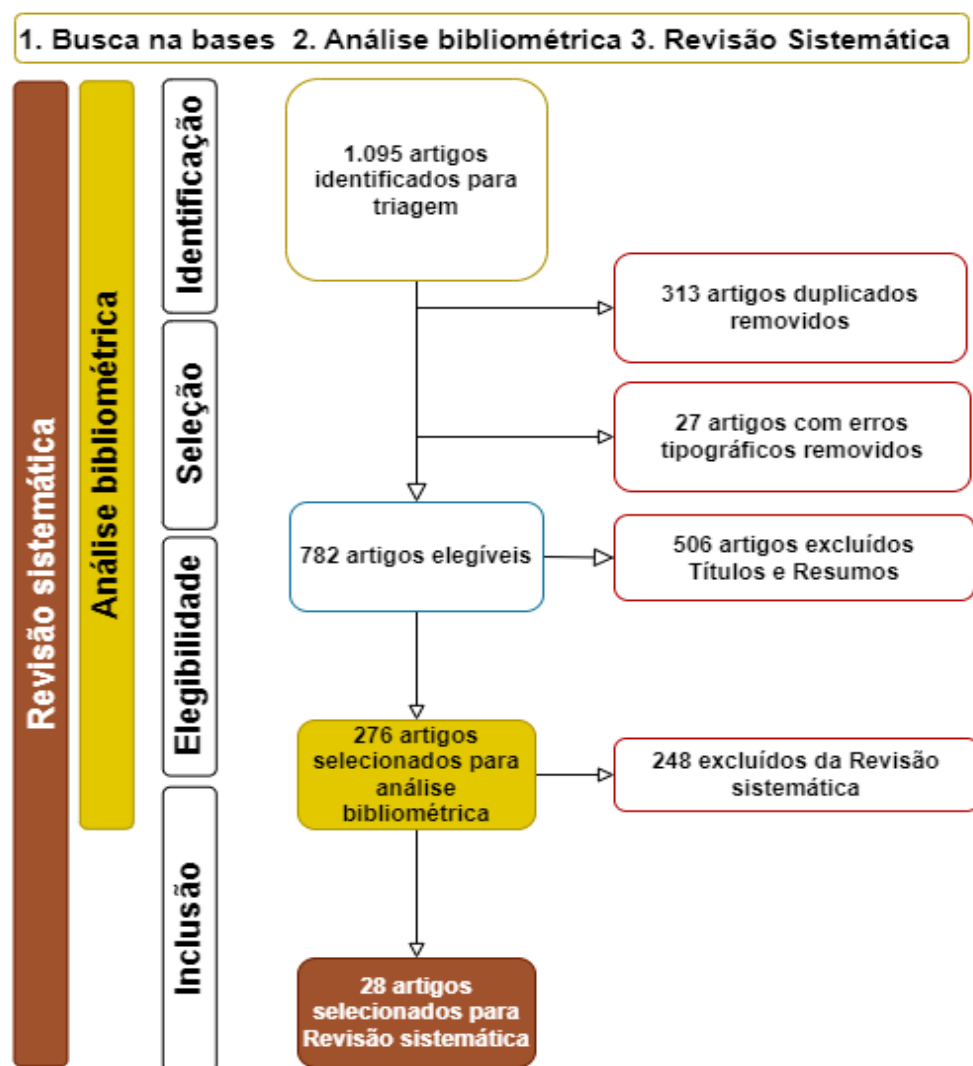
Assim, este estudo tem como objetivo identificar a literatura que aborda questões relacionadas com a tecnologia de ultrafiltração para o tratamento da água de mananciais eutrofizados, por meio de análise de desempenho e mapeamento científico e dos principais desafios e limitações do tema. Desse modo, o texto é centrado em duas principais seções: a primeira aborda as métricas da produção científica, período de 2013 a 2023 (revisão bibliométrica), identificando as tendências históricas e temporais por análise de desempenho: o número de documentos publicados, o número de citações recebidas, autores e periódicos mais relevantes, países que mais publicam, além do mapeamento científico que quantifica e visualiza a evolução de um determinado campo da pesquisa, como a análise de co-ocorrência de palavras – chave, mapa temático, evolução temática e gráfico de três pontos; a segunda apresenta uma revisão sistemática da literatura. Nessa seção, promove-se, sobretudo, uma visão geral do

conhecimento e identificação de lacunas, desde a utilização de estratégias para mitigar o *fouling* das membranas aos riscos associados ao pré-tratamento da tecnologia.

2.2 Metodologia

Para este estudo de revisão, a investigação foi dividida em três fases, representando o método sistemático da pesquisa: (1) Busca na base de dados, (2) Análise Bibliométrica e (3) Análise Sistemática. Os estudos científicos foram referentes aos últimos 10 anos (2013 a 2023), selecionados a partir de critérios de identificação, triagem/seleção, elegibilidade e inclusão, conforme Figura 1.

Figura 1- Etapas metodológicas da seleção dos estudos e análises aplicadas



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

2.2.1 Busca na Base de dados

Para a buscas dos periódicos que apresentaram a tecnologia de ultrafiltração para o tratamento de água potável de reservatórios superficiais eutrofizados, as bases de buscas foram Web of Science e Scopus, acessadas por meio da plataforma Cafe do portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Na etapa de identificação, base Web of Science, buscou-se pelo campo “Topic” (“Searches title”, “abstract”, “keyword plus”, and “author keywords”) e na base Scopus, buscou-se pelo campo “Article title”, “abstract”, “keywords”. Utilizando-se de operadores booleanos (AND, AND NOT, OR, NOT), para as buscas nas bases, foram três os termos de consulta (Query string): o primeiro relacionou a tecnologia ao tratamento de água potável, (((“ultrafiltration membrane*” OR “ultrafiltration process” OR ultrafiltration) AND (“drinking water” OR “potable water” OR “human consumption”)) AND “water treatment*” NOT (seawater OR wastewater OR “marine water”)); o segundo relacionou a tecnologia ao potencial de lise celular e a produção cianotoxinas, (((“ultrafiltration membrane*” OR “ultrafiltration process” OR ultrafiltration AND (cyanotoxin* OR cyanobacteria OR algae)) AND (“cell lysis” OR “cells lysed”)) AND “water treatment*” NOT (Seawater OR wastewater OR “marine water”)); o terceiro relacionou a tecnologia a parâmetros de operação, (((“ultrafiltration membrane*” OR “ultrafiltration process” OR ultrafiltration) AND (“critical flux*” OR “sub-critical flux*” OR “super-critical flux*” OR “threshold flux*”)) AND “water treatment*” NOT (seawater OR wastewater OR “marine water”)). Os três termos foram inseridos em ambas as bases na modalidade pesquisa avançada (Advanced search). Nos três termos, na base Scopus, o operador de exclusão foi substituído, ou seja, onde se tinha NOT substituiu-se por AND NOT. As três expressões resultaram em um total de 1.095 artigos, 449 da Scopus e 646 da Web of Science (Figura 1). Desses, os metadados foram exportados na extensão “Plain text file” da web of science e na extensão “CSV” da scopus e unidos no software R (R CORE TEAM, 2021), versão 4.1.2, onde também foram removidos os metadados duplicados. No final, os resultados elegíveis foram consolidados em uma planilha do Microsoft Excel para a etapa de seleção.

Na etapa de seleção, além da seleção prévia dos filtros rápidos das bases, como “publication Years”, “languages” e “Document types”, que restringiu a busca em artigos completos, anos de 2013 a 2023 e idioma inglês, foram estabelecidos outros critérios de exclusão, indentificando-os pela leitura dos títulos e resumos, como artigos que estudavam tecnologias convencionais, água salgada, membranas não pressurizadas (gravidade),

mananciais subterrâneos. Os critérios de inclusão para os artigos da revisão sistemática foram: Mananciais superficiais eutrofizados, cianobactérias e cianotoxinas e tecnologia de membranas de ultrafiltração.

2.2.2 *Análise bibliométrica*

A bibliometria foi realizada por meio de indicadores quantitativos e qualitativos dos metadados dos 276 artigos incluídos nesta análise. O software utilizado foi o RStudio da linguagem R, que se liga a interface “biblioshiny”, interface que torna exequível a análise cienciométrica, a apresentação e manipulação dos dados, pelo pacote bibliometrix. Desse modo, os dados selecionados pela leitura dos títulos e resumos, no formato “xlsx” foram carregados nessa interface. A ferramenta foi usada para extrair os seguintes dados: características gerais dos artigos, produção científica anual, média de citações por ano, e autores e fontes mais relevantes (lei de Bradford) e produtividade (Lei de Lotka), mapa mundial e a produção científica. Além da elaboração de gráficos de três pontos (Tree-Field Plot) entre fontes (SO), autores (AU) e palavras chaves (DE), redes de co-ocorrência de palavras-chave do autor e palavras-chave plus, mapa temático (identificação das tendências) e evolução temática (2013-2023).

2.2.3 *Análise Sistemática*

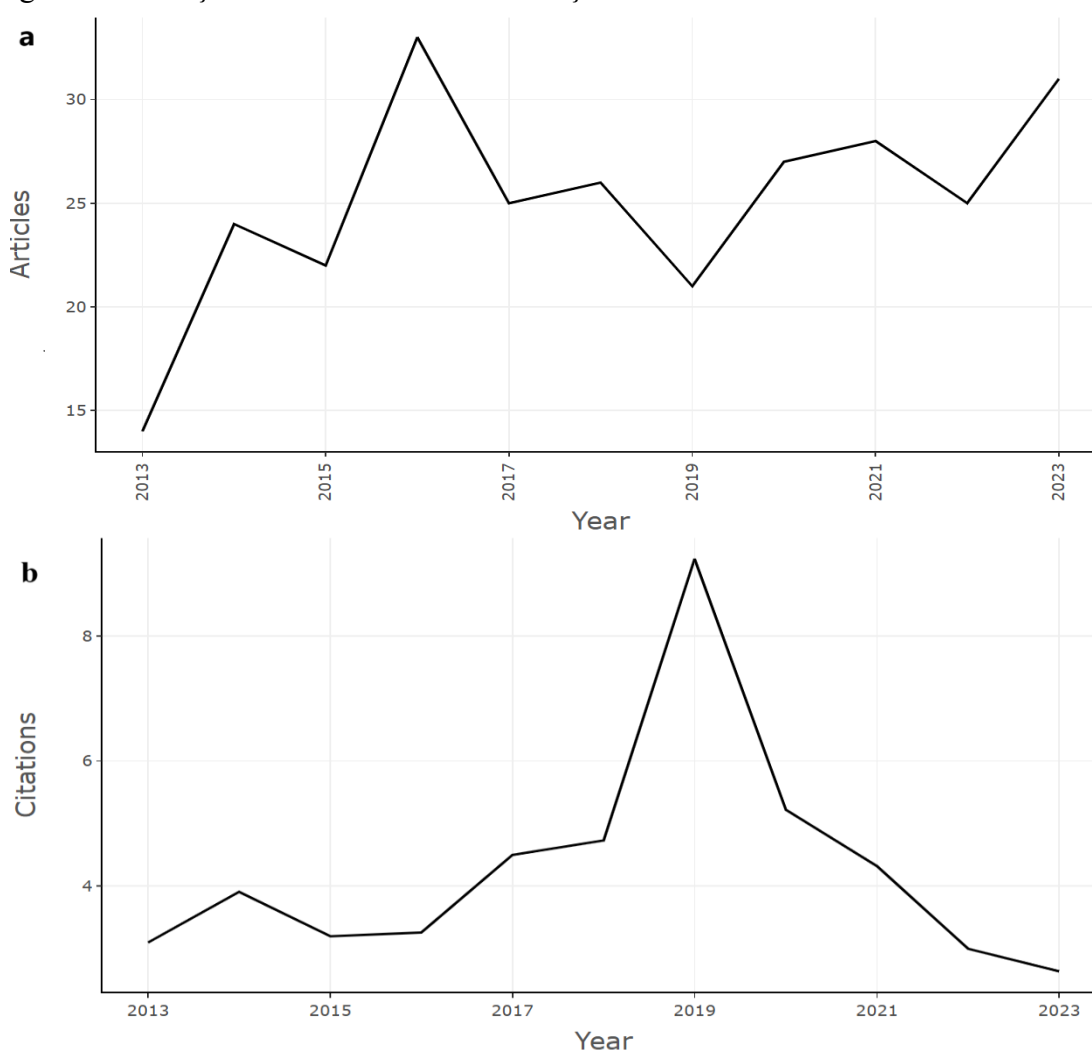
Dos 28 artigos selecionados para esta análise, exploraram-se os desafios e limitações da tecnologia de ultrafiltração para o tratamento de água de mananciais eutrofizados. Assim, a revisão sistemática foi dividida em três subtópicos: incrustação da membrana, estratégias para mitigar a incrustação das membranas de ultrafiltração durante o tratamento de águas eutrofizadas e os riscos associados às estratégias de mitigação da incrustação da membrana no tratamento de águas eutrofizadas para abastecimento humano. Para identificar as lacunas e as tendências científicas, a revisão sintetiza as principais contribuições da ciência para o tema, favorecendo estudos futuros, norteados pela operação e o controle de qualidade no tratamento de água para consumo humano. Além de evitar vieses, a revisão sistemática é passível de reprodução.

2.3 Resultados

2.3.1 Métricas da produção científica do processo de ultrafiltração (2013 a 2023)

De acordo com os metadados da seleção de 276 artigos extraídos da *Web of Science* e *Scopus*, período de 2013 a 2023, da pesquisa de ultrafiltração para o tratamento de águas eutrofizadas e seus processos, as análises estatísticas descritivas relevaram que esses estudos foram publicados em um total de 77 fontes, com uma média de 28 citações por documento. Além disso, a taxa de crescimento anual da produção foi de 8,27%. A maior produção foi em 2016, com 33 artigos, seguida do ano 2023 com 31 (Figura 2a), entretanto a maior média de citações por ano foi de 9.2 em 2019 (Figura 2b), reflexo da produção anterior, uma vez que o ano registrou a maior queda na produtividade do período (21).

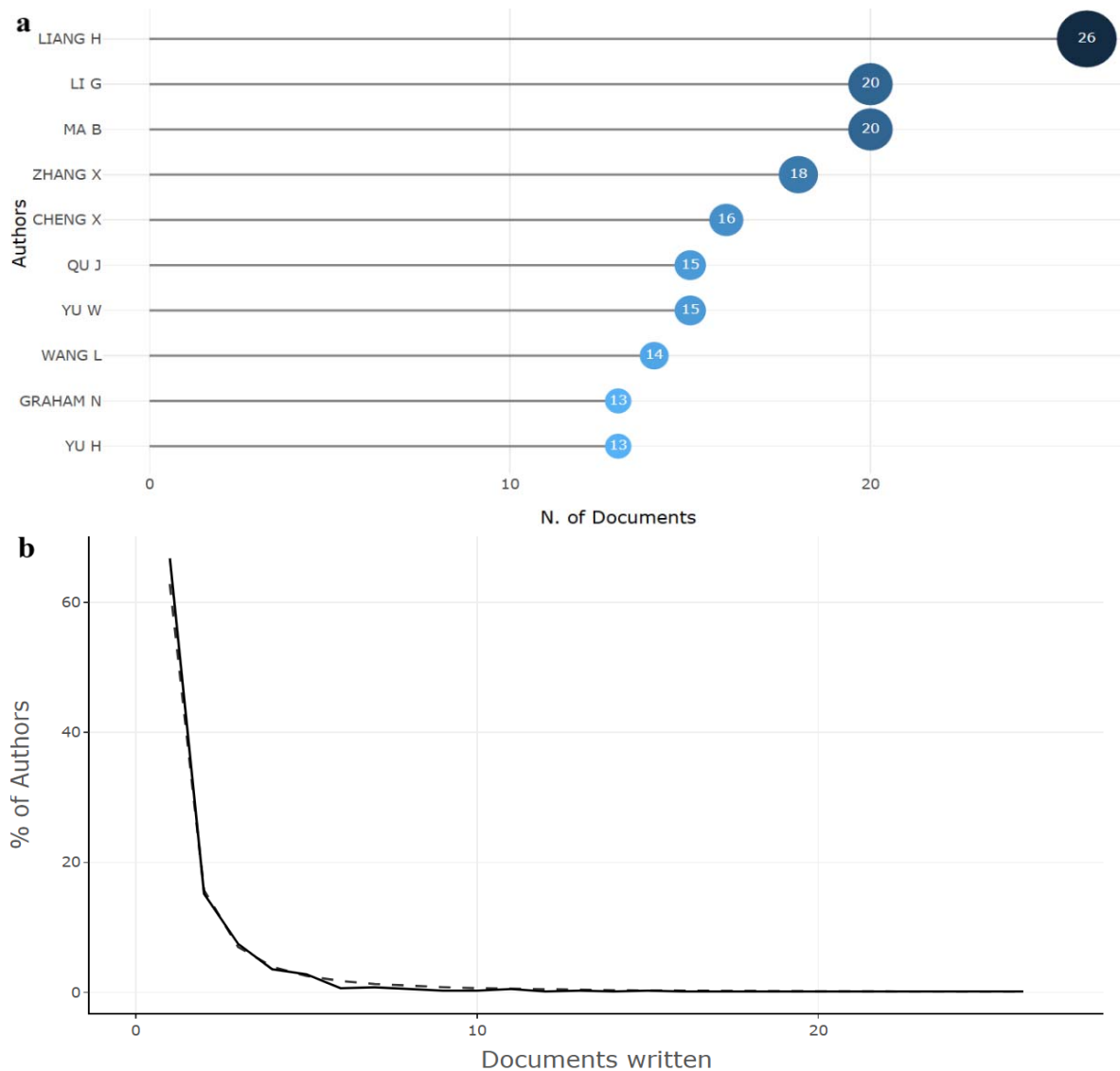
Figura 2- Produção científica e média de citações anuais



Fonte: Elaborada pela autora (Biblioshiny - pacote bibliometrix) (2024).

Os 276 documentos reuniram 792 autores, em média 5,57 autores por artigo. Desses, apenas 2 autores foram de autoria única. A produtividade dos autores segue a lei de Lotka, sugerindo que a maior parte do conhecimento científico é produzida por poucos autores e, portanto, muitos autores produzem pouco. Essa inversão é também verificada nesse campo da pesquisa, quando, aproximadamente, 67% dos autores produziram apenas um artigo e 15% produziram até dois artigos do conjunto total de documentos dessa revisão (Figura 3b). Esses resultados parecem evidenciar que a maioria dos pesquisadores são esporádicos e não têm tradição em publicar artigos com a temática. É interessante notar que, os autores mais relevantes, em termos de contribuição para a ciência e publicações, são Liang h (26), Li g (20), Ma B (20) e Zhang X (18) (Figura 3a).

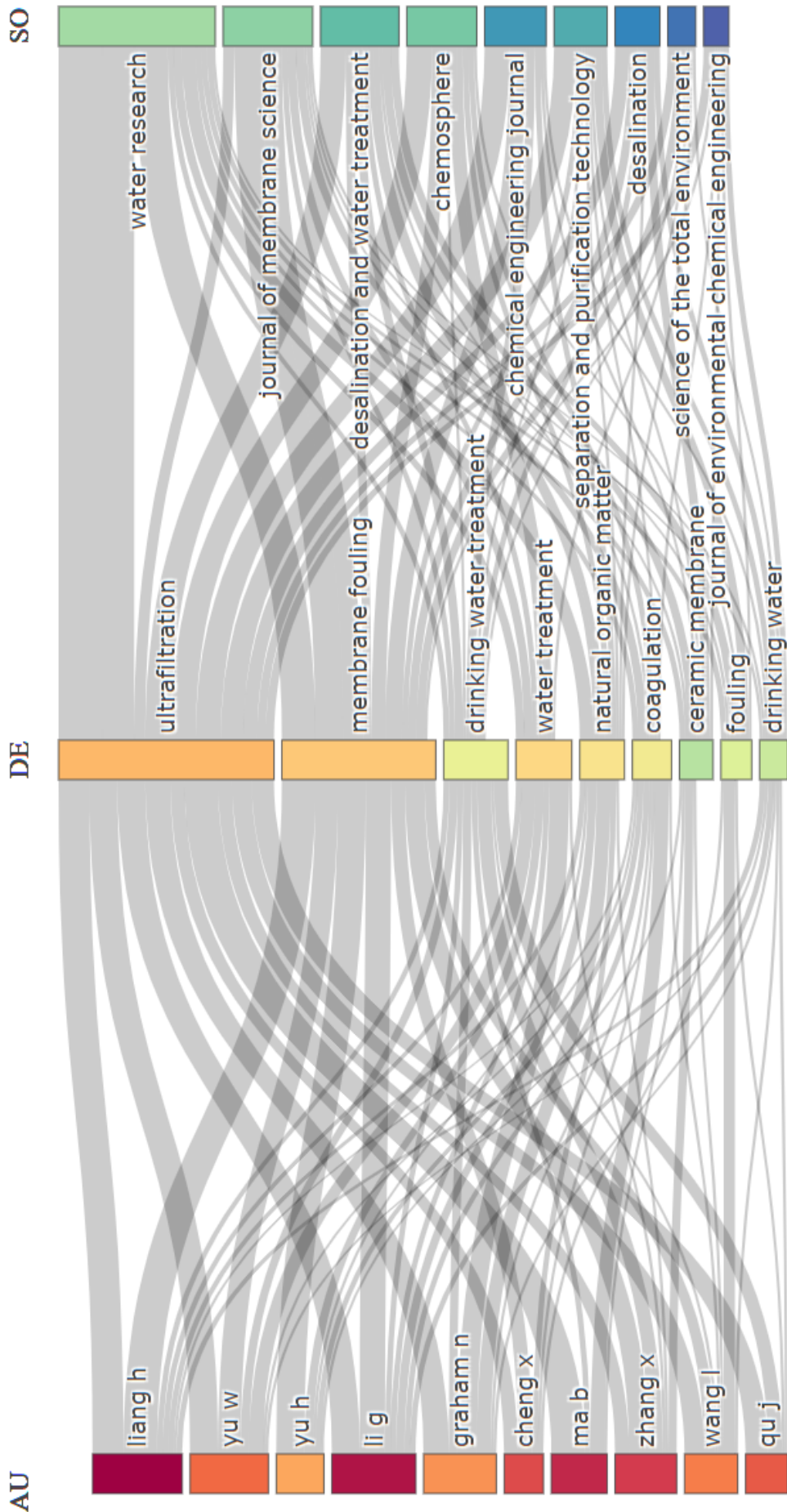
Figura 3 – Mais relevantes autores (a) e a produtividade desses pela lei de Lotka (b)



Fonte: Elaborada pela autora (Biblioshiny - pacote bibliometrix) (2024).

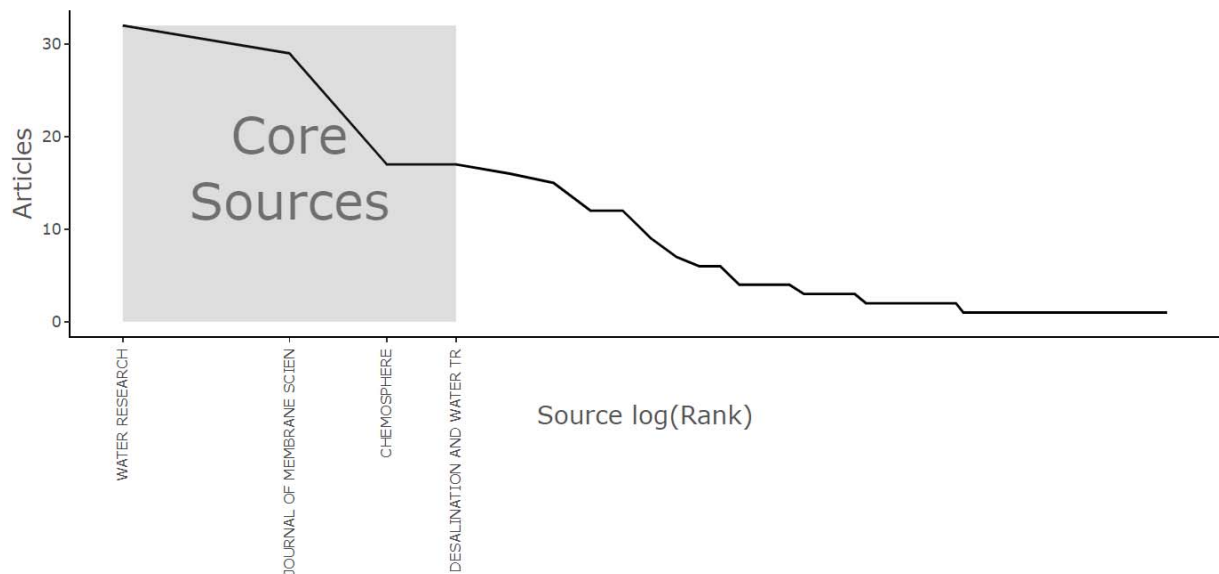
segundo a Lei de Bradford (Figura 6). Portanto, uma revista de impacto para as publicações das pesquisas da área. Destaca-se ainda que todos os periódicos da cienciometria são internacionais e apresentam, em maioria, alto Fator de Impacto (FI), como segue: Water Research (FI = 11.4; 32 artigos), Journal of Membrane Science (FI = 8.4; 29 artigos), Chemosphere (FI = 8.1; 17 artigos), Desalination and Water Treatment (FI = 1.0; 16 artigos), Separation and Purification Technology (FI = 8.1; 15 artigos), Chemical Engineering Journal (FI = 13.3; 15 artigos), Desalination (FI = 8.3; 12 artigos), Science of The Total Environment (FI = 8.2; 12 artigos), Journal of Environmental Chemical Engineering (FI = 7.4; 9 artigos), Journal of Water Process Engineering (FI = 6.3; 7 artigos).

Figura 5 - Tree-Field Plot entre fontes, autores e palavras chaves



Fonte: Elaborada pela autora (Biblioshiny - pacote bibliometrix) (2024).

Figura 6 - Principais periódicos pela lei de Bradford



Fonte: Elaborada pela autora (Biblioshiny - pacote bibliometrix) (2024).

Os 10 artigos mais citados localmente se encontram na Tabela 1. Nota-se que dos 10 artigos, 4 foram publicados na Water Research, sendo o mais citado, “*Assessing the role of feed water constituents in irreversible membrane fouling of pilot-scale ultrafiltration drinking water treatment systems*” pertencente a esse periódico”. Desses documentos, sete são de autoria da China, o que parece coerente; os artigos mais citados são, em quase totalidade do País em primeiro lugar do Ranking da ciência e publicados no periódico de maior impacto.

Tabela 1- Documentos mais citados localmente

TÍTULOS	DOI	ANO	TOTAL CL*	TOTAL CG*	REFERÊNCIA
Assessing the role of feed water constituents in irreversible membrane fouling of pilot-scale ultrafiltration drinking water treatment systems	10.1016/j.watres.2013.03.015	2013	13	116	PEIRIS RH, 2013, WATER RES
Hydrophilic fraction of natural organic matter causing irreversible fouling of microfiltration and ultrafiltration membranes	10.1016/j.watres.2014.01.024	2014	9	172	YAMAMURA H, 2014, WATER RES
Effects of pre-ozonation on the ultrafiltration of different natural organic matter (NOM) fractions: Membrane fouling mitigation, prediction and mechanism	10.1016/j.memsci.2016.01.022	2016	8	143	CHENG XX, 2016, J MEMBRANE SCI
In situ ozonation to control ceramic membrane fouling in drinking water treatment	10.1016/j.desal.2013.08.010	2013	6	59	ZHANG XH, 2013, DESALINATION
Interaction mechanisms associated with organic colloid fouling of ultrafiltration membrane in a drinking water treatment system	10.1016/j.desal.2013.11.001	2014	6	55	LIN T, 2014, DESALINATION
Investigation of pre-coagulation and powder activate carbon adsorption on ultrafiltration membrane fouling	10.1016/j.memsci.2014.02.005	2014	6	65	YU WZ, 2014, J MEMBRANE SCI
Pilot-scale investigation of drinking water ultrafiltration membrane fouling rates using advanced data analysis techniques	10.1016/j.watres.2013.10.007	2014	5	65	CHEN F, 2014, WATER RES
Effect of pre-ozonation on mitigation of ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matters	10.1016/j.ccej.2016.02.110	2016	5	109	WEI DQ, 2016, CHEM ENG J

Membrane Fouling and Rejection of Organics during Algae-Laden Water Treatment Using Ultrafiltration: A Comparison between in Situ Pre-treatment with Fe (II)/Persulfate and Ozone	10.1021/acs.est.7b03819	2018	5	104	LIU B, 2018, ENVIRON SCI TECHNOL
Multiple dynamic Al-based floc layers on ultrafiltration membrane surfaces for humic acid and reservoir water fouling reduction	10.1016/j.watres.2018.04.012	2018	5	37	MA BW, 2018, WATER RES

*CL = Citações Locais; *CG= Citações Globais

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

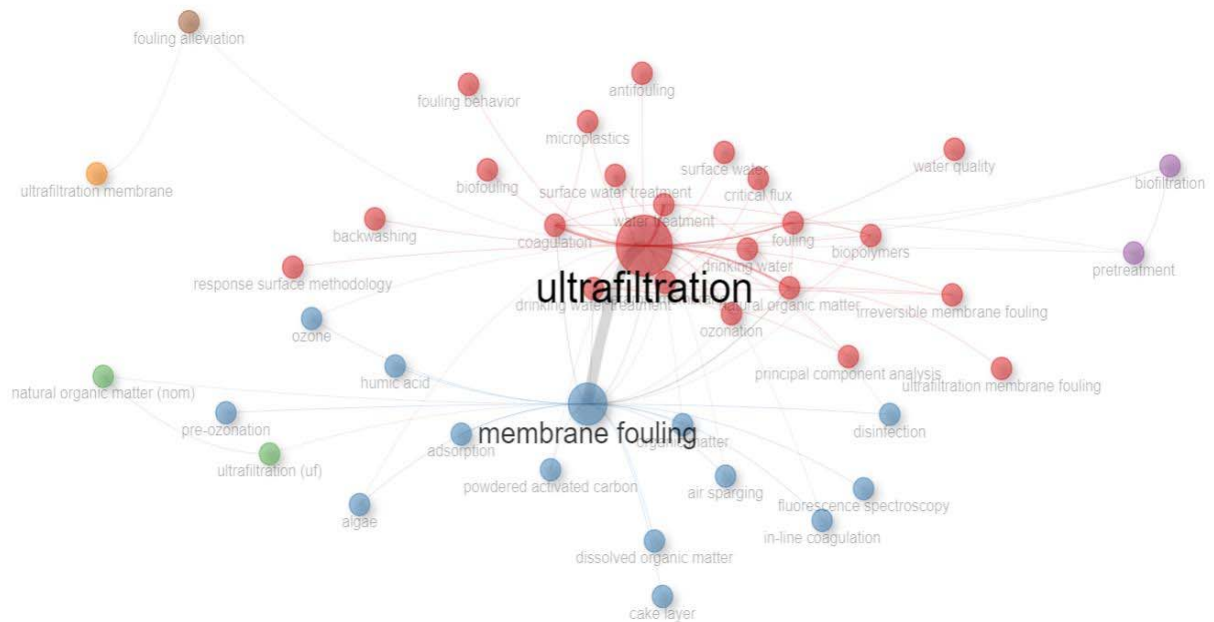
Tabela 2- Documentos mais citados globalmente

TÍTULO	DOI	CITAÇÕES TOTAIS	TOTAL/ ANO	REFERÊNCIA
Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment	10.1016/j.ccej.2018.11.155	53	58,83	MA BW, 2019, CHEM ENG J
Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment	10.1016/j.jes.2018.10.006	39	9,83	MA B, 2019, J ENVIRON SCI
Applying ultraviolet/persulfate (UV/PS) pre-oxidation for controlling ultrafiltration membrane fouling by natural organic matter (NOM) in surface water	10.1016/j.watres.2018.01.005	03	9,00	TIAN J, 2018, WATER RES
Hydrophilic fraction of natural organic matter causing irreversible fouling of microfiltration and ultrafiltration membranes	10.1016/j.watres.2014.01.024	72	15,64	YAMAMURA H, 2014, WATER RES
A comparison study: The different impacts of sodium hypochlorite on PVDF and PSF ultrafiltration (UF) membranes	10.1016/j.watres.2016.11.022	56	19,50	ZHANG Y, 2017, WATER RES
Effects of pre-ozonation on the ultrafiltration of different natural organic matter (NOM) fractions: Membrane fouling mitigation, prediction and mechanism	10.1016/j.memsci.2016.01.022	43	15,89	CHENG XX, 2016, J MEMBRANE SCI
Surface modification of UF membranes with functionalized MWCNTs to control membrane fouling by NOM fractions	10.1016/j.memsci.2015.06.006	25	12,50	BAI L, 2015, J MEMBR SCI
Comparative study on the pretreatment of algae-laden water by UV/persulfate, UV/chlorine, and UV/H ₂ O ₂ : Variation of characteristics and alleviation of ultrafiltration membrane fouling	10.1016/j.watres.2019.04.034	20	20,00	WAN Y, 2019, WATER RES
Assessing the role of feed water constituents in irreversible membrane fouling of pilot-scale ultrafiltration drinking water treatment systems	10.1016/j.watres.2013.03.015	16	9,67	PEIRIS RH, 2013, WATER RES
Effect of pre-ozonation on mitigation of ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matters	10.1016/j.ccej.2016.02.110	09	12,11	WEI DQ, 2016, CHEM ENG J

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Referindo as associações com palavras-chave dos autores, 6 *clusters* foram formados. Desses, dois tiveram mais associações, liderados pelas palavras de maior impacto na análise: “ultrafiltration”, com 22 vinculações e “membrane fouling”, com 13 vinculações. Além disso, existe uma forte inter-relação dos termos, o que se infere que os estudos estão voltados para a problemática da incrustação da membrana durante o tratamento de água pelo processo de ultrafiltração. O Cluster liderado pelo termo “membrane fouling” apresentou associação com matéria orgânica, algas, mecanismos de adsorção, agentes de coagulação e desinfecção e limpeza física da membrana (Figura 7).

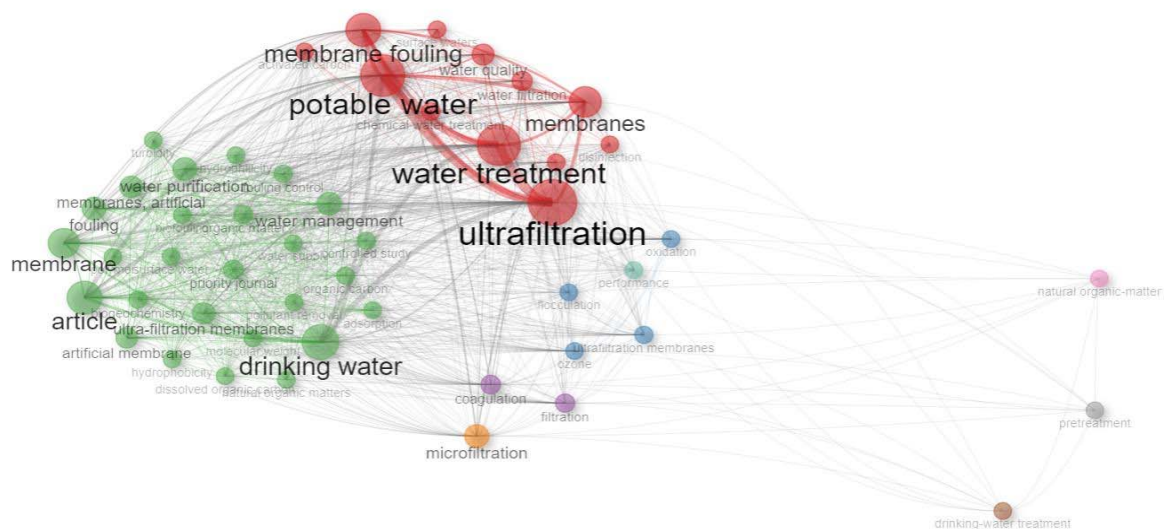
Figura 7 - Redes de co-ocorrência de palavras-chave do autor



Fonte: Elaborada pela autora (*Biblioshiny - pacote bibliometrix*) (2024).

Quando se analisam as associações das palavras-chaves plus, 10 agrupamentos foram formados, com liderança dos *clusters* vermelho e verde. É interessante destacar que o *cluster* vermelho, com maior impacto das palavras “ultrafiltration”, “potable water” e “water treatment” também se associam fortemente com a palavra “membrane fouling”, assim como o *cluster* verde que associa “drinking water” com “membrane”, “fouling” e “water management” e que também, por sua vez, estão associados entre si (Figura 8).

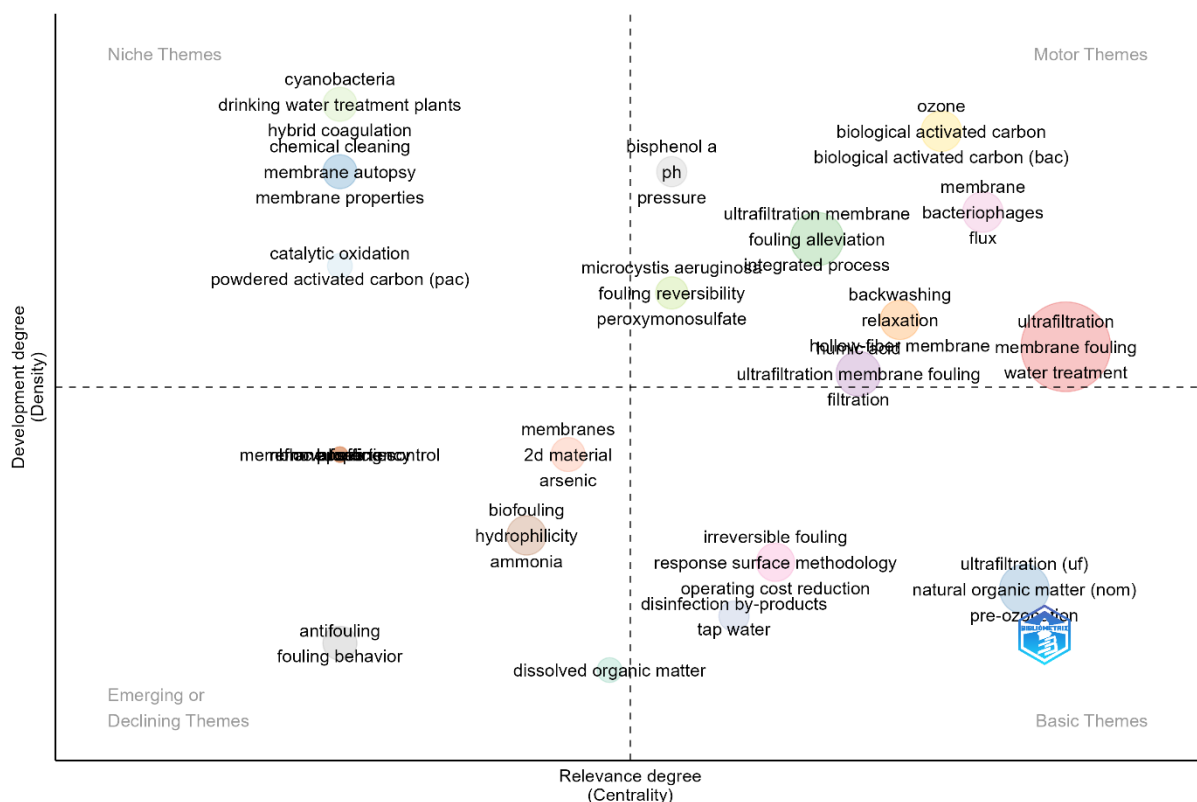
Figura 8 - Redes de co-ocorrência de palavras-chave plus



Fonte: Elaborada pela autora (*Biblioshiny - pacote bibliometrix*) (2024).

Na Figura 9 tem-se o mapa temático. O quadrante superior direito indica temas motores, importantes e bem desenvolvidos para o campo de pesquisa, e mostra que há uma forte centralidade e alta densidade dos temas relacionados ao “fouling” da membrana. É importante destacar a relevância de temas relacionados a cianobactérias, quando aparece a espécie “*Microcystis aeruginosa*” adentrando o campo motor. O quadrante inferior direito apresenta temas básicos e transversais, pouco desenvolvidos, pois tem forte centralidade e baixa densidade. Merecem destaque as palavras “desinfection by-products” e “pre-ozonation”. Nesse campo, há a uma forte probabilidade para identificação de lacunas, uma vez que são temas que precisam ser melhor desenvolvidos para a temática da pesquisa. Já o quadrante inferior esquerdo mostra temas emergentes ou em desaparecimento, pois tem baixa densidade e fraca centralidade. O quadrante superior esquerdo indica temas bem desenvolvidos, mas com laços externos irrelevantes, pois tem alta densidade, mas fraca centralidade. Assim, têm importância apenas marginal para o campo, sendo temas especializados e de caráter periférico.

Figura 9 - Mapa temático

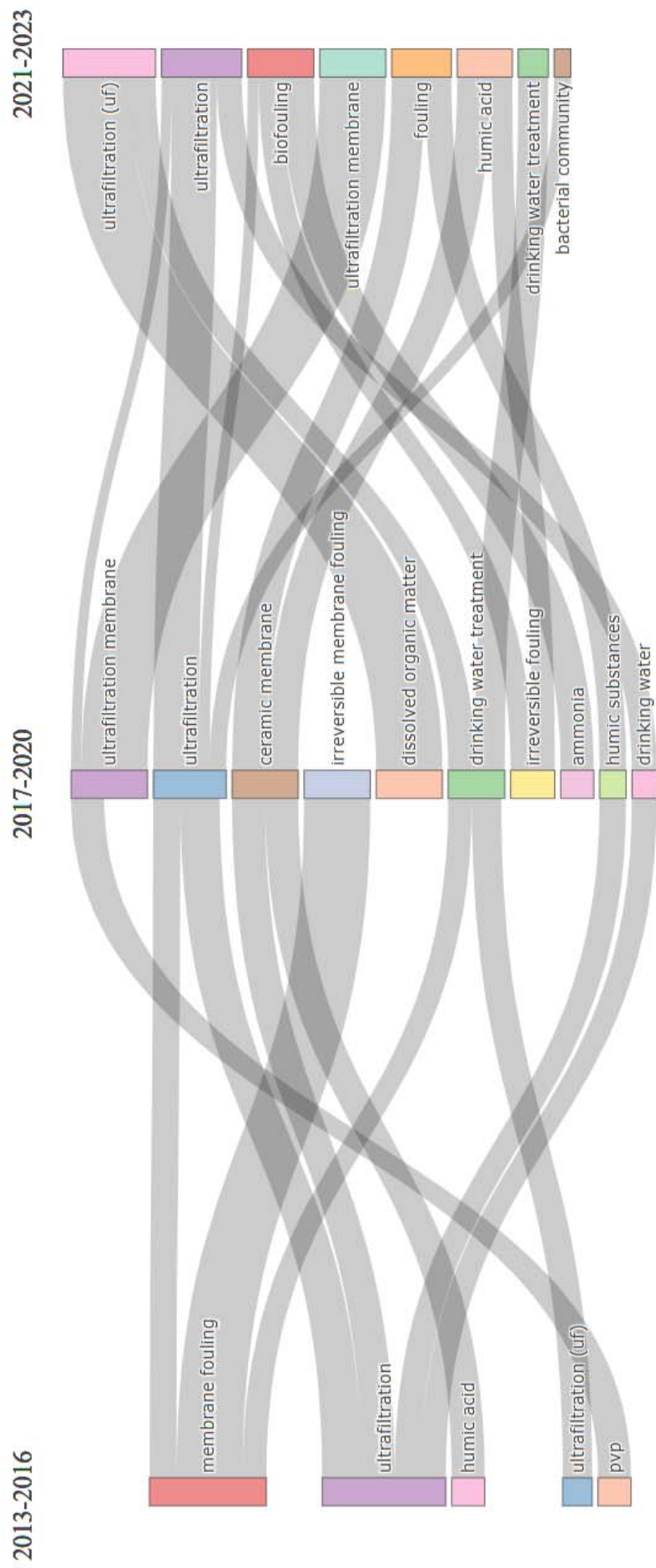


Fonte: Elaborada pela autora (Biblioshiny - pacote bibliometrix) (2024).

Por fim, a evolução temática dessa análise bibliométrica (Figura 10), onde o tamanho do retângulo depende do número de publicações correspondentes ao tema e de sua

relevância e a largura das linhas de ligação depende do índice de inclusão comum de dois temas conectados. A análise fatiada em três agrupamentos temporais, mostra que no agrupamento 1 (2013-2016) têm-se os temas “membrane fouling”, “ultrafiltration”, “humic acid”, “ultrafiltration (uf)” e “PVP”. Os cinco temas se conectam com “ultrafiltration membrane”, “ultrafiltration”, “ceramic membrane”, “irreversible membrane fouling”, “drinking water treatment”, “humic substances” e “drinking water”, no segundo cluster (2017-2020). Nesse eixo, nota-se que nove novas áreas temáticas e correspondentes surgem e que os temas mais relevantes “ultrafiltration” e “membrane fouling” se conectam com o tema central, que permeia os três agrupamentos: “ultrafiltration”. Ainda em comum se conectam a “drinking water” – “drinking water treatment”. Contudo, “membrane fouling” apresentou forte conexão com “irreversible membrane fouling”. Para além disso, o tema “ultrafiltration” também apresentou conexão com “ceramic membrane” e “humic substances”. Isso mostra que a incrustação irreversível é o grande desafio para a tecnologia de membranas no tratamento de água potável e que o material da membrana tem influência significativa nas estratégias de mitigação do *fouling*, sobretudo em águas ricas em matéria orgânica dissolvida. Liu et al. (2017b), enfatizam que apesar do excelente desempenho de separação das membranas de UF, essas ainda enfrentam desafios no tratamento de água carregada de algas e cianobactérias de lagos ou reservatórios, devido à formação de depósitos na membrana e à má rejeição de orgânicos solúveis. Contudo, membranas de UF de cerâmica têm uma maior resistência à obstrução (Liu et al., 2018). O terceiro agrupamento temporal (2021-2023) evidencia oito temas e mostra que atualmente os estudos continuam voltados para a aplicação da ultrafiltração no tratamento de água e os desafios do *fouling*.

Figura 10- Evolução temática (2013-2023)



Fonte: Elaborada pela autora (Biblioshiny - pacote bibliometrix) (2024).

2.3.2 Desafios e limitações da aplicação da tecnologia de ultrafiltração para o tratamento de água potável

2.3.2.1 Fouling

Um dos maiores desafios e mais relatado neste estudo é o *fouling* da membrana, abordado na literatura como reversíveis e irreversíveis. A *fouling* reversível é causada pelo acúmulo de agregados contaminantes na superfície da membrana, o que cria uma camada de torta com baixa permeabilidade hidráulica, mas que pode ser facilmente removida por limpeza física. Já o *fouling* irreversível é causado pela adsorção de material orgânico dentro dos poros da membrana e requer limpeza química para ser removida (Tran; Jin; Doan, 2022). Os mesmos autores exemplificam que, componentes potenciais na água bruta incluem células de *Cianobactérias/algas* e fragmentos de células que se acumulam na superfície da membrana de Ultrafiltração (UF) e desenvolvem a formação de torta (*fouling* reversível) e substâncias poliméricas extracelulares solúveis (EPS) secretadas pelas células, que são menores do que os poros da membrana e causam obstrução dos poros (*fouling* irreversível).

Além desses dois mecanismos, formação de torta e bloqueio dos poros, há o *fouling* por interações físico-químicas de compostos orgânicos com a membrana, melhor definido na introdução do capítulo 2 desta tese. Desse modo, embora membranas de UF sejam altamente eficientes para a remoção de algas, a concentração elevada dessas causa sérias obstruções na membrana e limitam a produtividade da tecnologia (Ma *et al.*, 2018). Altas concentrações de algas e cianobactérias e outros poluentes causam constantes lavagens físicas (água e ar) e químicas das membranas. Essas lavagens podem diminuir a vida útil da membrana, além de causar mais passivos ambientais, como água de lavagem, com maior concentração dos poluentes naturais da água bruta e incremento de químicos, quando da lavagem química, além do descarte da membrana não recuperada.

Assim como os trabalhos selecionados para a revisão bibliométrica, quase em totalidade, os trabalhos selecionados para esta sistemática revisão relatam e fornecem informações uteis para mitigar o *fouling* da membrana. No tratamento de águas de mananciais eutrofizados, esse deve-se substancialmente à matéria orgânica de algas (MOA), incluindo matéria orgânica extracelular (MOE) e matéria orgânica intracelular (MOI) (Du *et al.*, 2022) ameaçando o desempenho da UF em plantas de tratamento de água potável (Liu *et al.*, 2015). No que diz respeito ao *fouling* da membrana relacionada às algas, as células de algas, cujo tamanho de partícula é muito maior do que o tamanho dos poros da membrana de UF, são

geralmente associadas à formação de torta, uma camada espessa na superfície da membrana, enquanto as matérias orgânicas derivadas de algas (MOA) induzem principalmente a formação da camada de gel e o bloqueio dos poros (Wei *et al.*, 2016a). Matérias orgânicas extracelulares de algas (MOE) são atualmente consideradas uma das principais fontes de incrustação da membrana (Zhou *et al.*, 2020, 2014b). De forma análoga, Jin *et al.* (2022) afirmam que a MOA e os detritos celulares foram os principais poluentes irreversíveis, que tendem a permanecer na superfície da membrana ou nos poros, pois são difíceis de remover por limpeza hidráulica.

No trabalho de Liu *et al.* (2017b), cianobactérias do gênero *Microcystis* sp. e MOE causam obstrução séria, governada pelo bloqueio dos poros e formação de torta, deposição de sólidos na superfície da membrana. Para He *et al.* (2021), células de algas senescentes e rompidas, por agentes externos, liberam MOI na água e a obstrução da membrana associada a células cianobacterianas e matéria orgânica extracelular (MOE) tem sido extensivamente investigada.

Na estação de tratamento de Yenchon, Korea, estudada por Shin *et al.* (2021), o *fouling* da membrana é associado à transferência de sedimentos da aeração subaquática artificial para a superfície, sendo que fragmentos de matéria orgânica, microalgas, alumínio, manganês e sílica, acumulados no módulo de membrana cerâmica, foram os principais componentes. Nesse caso, os autores tratam da necessidade de uma melhor gestão da água bruta, considerando que intervenções que impactem em flutuações no nível da água e em ressuspensão do sedimento têm relação estreita com a qualidade da água captada e com o desempenho do tratamento.

No trabalho de Zhou *et al.* (2014b) investigaram-se a influência de diferentes frações hidrofóbicas/hidrofílicas de MOEs, extraídas de *Microcystis aeruginosa*, na incrustação de membrana de ultrafiltração em escala de laboratório. Seus resultados indicaram que a MOE exibiu tendências de declínio de fluxo semelhantes em membranas de polietersulfona (PES) e celulose regenerada (RC), mas causou maior incrustação irreversível na membrana PES do que na membrana RC devido à sua propriedade hidrofóbica. Também foi observado que frações hidrofílicas carregadas (CHPI) e hidrofílicas neutras (NHPI) causaram maior declínio de fluxo do que frações hidrofóbicas (HPO) e transfílicas (TPI). Além disso, houve correlação com a diminuição do pH e as substâncias semelhantes a proteínas, polissacarídeos e húmicos foram os principais componentes responsáveis pela incrustação da membrana.

Desse modo, o *fouling* da membrana causado por matéria orgânica extracelular (MOE) de algas é uma grande preocupação para a implementação industrial da UF no tratamento de águas eutrofizadas (Qu *et al.*, 2015), considerando que a deposição de células e

MOE pode causar diminuição da permeabilidade da membrana e *fouling* irreversível.

Nas referências dessa sistemática revisão, percebe-se que não há registros disponíveis sobre os métodos de otimização baseados em “fluxo crítico” para controle do *fouling*, parâmetro que mantém a linearidade da produção de água com a pressão, quando o fluxo inicial está abaixo de um valor crítico, método que se explora no capítulo 3, desta tese.

2.3.2.2 Compostos orgânicos dissolvidos (Cianotoxinas e outros metabólitos)

Membranas são efetivas para a remoção de células algais, mas exibem uma remoção limitada de toxinas de algas (Zhang *et al.*, 2023). No estudo de Liu *et al.* (2015), a remoção de MC-LR para a tecnologia de UF foi em média de 18,5%, apresentando resultados de 11,5%.

Du *et al.* (2022) estudando os efeitos do pré-tratamento com ultravioleta a vácuo/ozônio (VUV/O₃) no alívio da obstrução de membrana de ultrafiltração causada por MOA, incluindo MOE e MOI, descobriram que a remoção do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) foi limitada, mas os resultados foram melhores do que no processo de UF isolado.

A rejeição fornecida pelas membranas de acetato de celulose (AC) para MC-LR foi de 10% da concentração de alimentação, o que mostra que quase toda a toxina de algas passou pela membrana. Portanto, como esperado, a rejeição de MC-LR para membranas de ultrafiltração de AC hidrofílicas foi mínima, e a repulsão de carga não desempenhou um papel significativo na prevenção da passagem de MC-LR através das membranas (Eke; Wagh; Escobar, 2018).

Zhang *et al.* (2023) analisam tratamentos em dois estágios, o primeiro por membranas de ultrafiltração poliméricas, membrana de fibra oca de polissulfona com um corte de peso molecular (MWCO), que define os poros da membrana, de 200 quilodaltons (kDa) e, o segundo por uma pequena membrana de rolo de poliamida aromática com um corte de 1 kDa, aplicadas após um filtro de areia tradicional em uma estação de tratamento de água. O estudo avaliou as condições operacionais da UF, incluindo o tempo de operação, pressão e fluxo de membrana. Esses autores concluíram que com uma pressão operacional de 0,05 - 0,08 MPa, a membrana de fibra oca de polissulfona removeu algas efetivamente, pois a concentração de células de algas no permeado variou de 1-30 células/mL, mas exibiu uma remoção limitada de toxinas de algas. Contudo, a membrana de rolo de poliamida aromática, com uma pressão operacional de 0,3 - 0,4 MPa, atingiu uma eliminação de 96,3% de microcistinas (MCs). As condições operacionais ótimas da UF foram uma pressão operacional de 0,3 MPa, um fluxo de membrana de 17,5 L/m². h⁻¹ e um tempo de execução de 80 min.

2.3.3 Estratégias para mitigar o *fouling* das membranas de ultrafiltração durante o tratamento de águas eutrofizadas

Várias são as estratégias para aliviar a obstrução das membranas. Dessas, a associação com coagulação e/ou oxidação e adsorção, como pré-tratamento da UF ou pós-tratamento, no caso da adsorção, são práticas bastante difundidas para controlar a formação de depósitos e manter o fluxo de produção.

2.3.3.1 UF e a associação com coagulação, oxidação e adsorção

Uma das estratégias para He et al. (2021) é a pré-oxidação de Ferrato [Fe (VI)] associado ao FeCl_3 seguido de UF que, quando comparado ao FeCl_3 /UF, foi eficaz para aliviar o *fouling* (obstrução) da membrana e reduzir o potencial de formação de Subprodutos da Desinfecção (SPDs) no tratamento de água eutrofizada. Os resultados desse estudo mostraram que a combinação de 0,02mMFe(VI)/ FeCl_3 /UF melhorou o fluxo da membrana, a resistência reversível da membrana (R_r) e a resistência irreversível da membrana (R_{ir}) em 51%, 61% e 52%, respectivamente, além de degradar mais de 10% a 34% dos compostos orgânicos dissolvidos (COD) e de 6% a 17% do nitrogênio total (NT), fator que reduziu o potencial de formação dos SPDs. Conclusão semelhante foi encontrada em Jin et al. (2022), quando utilizaram o pré-tratamento de Fe (VI)/HTCC (Fe (III) + Sal de amônio quartenário de quitosana) e observaram que o alívio da obstrução da membrana foi melhor do que em outros tratamentos, associando isso à capacidade do Fe(III) *in-situ*, resultante da decomposição do Fe(VI), induzir a formação de flocos grandes e uma camada de torta mais porosa, que pode ser facilmente removida pela limpeza hidráulica (física). Por outro lado, o coagulante híbrido formado por HTCC e Fe (III) *in-situ*, com neutralização de carga melhorada, pode realizar a adsorção da MOE e reduzir as possibilidades da matéria orgânica de algas e detritos celulares atingirem a superfície da membrana. Alternativamente, Liu et al. (2015) aplicaram o processo híbrido de carvão ativado em pó e UF (CAP/UF) e conseguiram mitigar o *fouling* da membrana, o que se deveu em parte à menor concentração de substâncias semelhantes a proteínas em substâncias poliméricas extracelulares (SPEs). Além disso, houve remoção, em média, de 43% de Microcistina-LR (MC-LR), considerando uma concentração de CAP inicial de 4g.L^{-1} . A observação microscópica demonstrou que a formação da torta na superfície da membrana, após o pré-tratamento com CAP era muito mais fina e apresentava menos polissacarídeos distribuídos nela.

No estudo de Ma et al. (2018), a aplicação de 6 μM de KMnO_4 e 18 μM de Fe (II) no pré-tratamento de água carregada de algas contribuiu para o alívio significativo da incrustação da membrana quando comparado à aplicação de 18 μM de Fe (III). Após a associação de KMnO_4 -Fe(II), a pressão transmembrana (PTM) aumentou apenas para 25,1 kPa após 90 dias de operação e diminuiu para 11,4 kPa após a lavagem. Já na coagulação de Fe(III), a PTM aumentou gradualmente para 42,8 kPa após 90 dias de operação, mas diminuiu para 27,2 kPa após a lavagem. Além disso, a maioria das algas foi inativada e a abundância de microrganismos relacionada à incrustação grave da membrana foi reduzida. Qu et al. (2015), estudando a contribuição de dióxido de manganês (MnO_2), que é o produto intermediário da pré-oxidação do KMnO_4 , amplamente utilizado para controle do *fouling* relacionado a algas e MOE, mostraram que o dióxido de manganês formado *in situ* (I- MnO_2), dosagem de 10mg/L, apresentou maior capacidade de remoção de MOE do que o produto comercial (C- MnO_2) e o produzido em laboratório (P- MnO_2), com taxas de remoção de UV_{254} e COD de 18% e 25%, respectivamente. Essa liderança esteve associada à deposição reduzida das frações macromoleculares e hidrofóbicas da MOE, especialmente para substâncias semelhantes a proteínas. No entanto, a melhoria na reversibilidade do *fouling* não foi proeminente devido à pequena remoção na fração hidrofílica da MOE. Para Wan et al. (2019), que estudaram os processos de oxidação avançada, baseados em ultravioleta (UV-POAs), incluindo ultravioleta/persulfato (UV/PS), ultravioleta/cloro (UV/Cloro), Ultravioleta/Peróxido de hidrogênio (UV/ H_2O_2), unindo a capacidade na degradação de vários poluentes orgânicos e inativação de microrganismos, concluíram que o pré-tratamento UV/PS exibiu o melhor desempenho no controle do *fouling* (dosagem de 1mM PS), seguido pelo pré-tratamento UV/ H_2O_2 . O desempenho de mitigação da incrustação melhorou com o aumento da dose do oxidante. No entanto, o pré-tratamento UV/cloro agravou a obstrução da membrana, e a resistência irreversível à essa aumentou em cinco vezes em comparação com a da água bruta. O uso de um nano-fotocatalisador, suportado em carvão ativado em pó, Bi-Ti/PAC (10%), sob exposição à luz de 20min, combinado a dosagem de coagulante de cloreto de polialumínio de 0,04 mmol com um pH de solução de 7, resultou em remoção de 58% da matéria orgânica natural (MON) e uma redução de 88% na incrustação total da membrana, com obstrução reversível e irreversível sendo significativamente diminuída devido à remoção de substâncias hidrofílicas, proteicas e semelhantes a húmicos, juntamente com a degradação e remoção de compostos de peso molecular (MW) médio e alto em moléculas menores (Wang et al., 2020). Os autores associaram essa eficiência ao fato do fotocatalisador funcionar como um

pré-oxidante e um núcleo de floculação auxiliando a coagulação e floculação devido à dupla ação de oxidação e coagulação da combinação fotocatalisador-coagulante. No estudo de Wei et al. (2016a), o tratamento híbrido ou combinado de ozônio e UF mostrou que a ozonização *in situ* reduziu a pressão transmembrana em 75,8% com dosagem de 1mg/L e isso foi associado à desintegração de matérias orgânicas extracelulares que se fixaram na superfície da alga na formação da torta e à redução de biopolímeros de peso molecular muito alto (em torno de 100kDa) e a fração hidrofóbica de matérias orgânicas derivadas de algas, além da degradação acelerada de orgânicos dentro dos poros da membrana cerâmica, aliviando o *fouling* por bloqueio dos poros. Conclusão semelhante também foi encontrada no estudo de Chen et al. (2021), quando dosagens de ozônio (5mg/L) podem oxidar os incrustantes na superfície da membrana bem como aqueles dentro dos poros da membrana e controlar o *fouling* em membranas cerâmicas. Os mesmos autores, exceto Lingjing Liu, em outro estudo, também avaliaram os efeitos da pré-ozonização para a mitigação da incrustação sobre membranas cerâmicas pela MOE de algas. Os autores concluíram que a pré-ozonização foi satisfatória na obstrução hidraulicamente reversível, uma vez que ocorreu a oxidação seletiva dos biopolímeros hidrofóbicos de alto peso molecular (≥ 20 kDa) para compostos de baixo peso e mais hidrofílicos, mas teve um efeito muito limitado na mitigação de obstruções hidraulicamente irreversíveis dominadas pelos orgânicos hidrofílicos de alto peso molecular (1–10 kDa). O melhor resultado, com redução de PTM de 62,8% na proporção de massa de ozônio/COD de 1,4 foi na dosagem de ozônio de 15 mg/L (Wei et al., 2016b). O trabalho de Xu, Pengcheng et al. (2021), em escala piloto, analisou o processo integrado de coagulação – ultrafiltração – ozônio - carvão ativado biológico (C - UF - O₃ - CAB), visando avaliar a eficiência de remoção de algas, COD, UV₂₅₄, Nitrogênio amoniacal (NH₃-N) e subprodutos da desinfecção (SPDs). Para esses parâmetros, as taxas de remoção foram de $95,89 \pm 1,52$, $76,18 \pm 4,38$, $72,06 \pm 4,72$ e $81,31 \pm 6,71\%$, respectivamente. Os autores concluíram que o processo integrado foi eficaz para a remoção de THMs e precursores de HAA₅, além da mitigação do *fouling*.

Outra estratégia para mitigar o *fouling* usada no estudo de Tran; Jin; Doan, (2022) foi investigar o desempenho da quitosana, coagulante natural, como uma alternativa ao coagulante metálico tradicional, Cloridrato de Alumínio, em um processo híbrido de coagulação-ultrafiltração (UF). Nesse estudo, a quitosana induziu a formação de flocos muito maiores e compactos, resultando em cerca de 50% da remoção de células de *Microcystis aeruginosa* após simples filtração. Enquanto a coagulação com cloridrato de alumínio reduziu

ligeiramente a taxa e a extensão do declínio do fluxo de permeado da UF, a coagulação de quitosana em doses de até 0,25 mg/L reduziu, significativamente, o *fouling* da membrana em 33%. No entanto, o aumento adicional das doses de quitosana de 0,25 mg/L para 2 mg/L aumentou significativamente o *fouling* irreversível, bem como o *fouling* reversível, ainda que em menor extensão. Isso foi atribuído à presença excessiva de quitosana, um polissacarídeo polimérico que é um dos principais incrustantes no processo de filtração por membrana. Oxidação com Percarbonato de sódio (PCS) e coagulação com cloreto de polialumínio (PAC) integrado com filtração de UF membrana foi o tratamento proposto no estudo de Cheng et al. (2021). Os autores concluíram que tanto o *fouling* irreversível quanto o reversível foram efetivamente controladas, entre as quais PAC/PCS (tratamento simultâneo) teve melhor desempenho com o *fouling* irreversível, reduzida em 90,5%. Esse resultado, esteve relacionado ao retardamento da obstrução pela formação de torta e à redução de células algais. Para isso, a dosagem ótima de PAC foi de 20 mg/L, com as eficiências de remoção de UV₂₅₄ e UV₆₈₅ de 88,0% e 91,5%, respectivamente. O efeito dessa remoção foi ainda mais aprimorado em vários graus no processo PAC/PCS, e 0,10 mmol/L de PCS, atingindo o melhor resultado, com as taxas de remoção de UV₂₅₄ e UV₆₈₅ aumentadas para 92,4% e 97,6%, individualmente.

Para Du et al. (2022), o pré-tratamento com Ultravioleta à vácuo/Ozônio (VUV/O₃) teve enorme potencial na mitigação do *fouling* da membrana induzido pela MOA. Após o pré-tratamento com VUV/O₃, as concentrações de COD da MOE e MOI na alimentação de água da UF diminuíram em 51,1% e 26,7%, respectivamente, e os fluxos específicos finais das membranas aumentaram significativamente, com eficiências de mitigação para o *fouling* reversível de 89,5% (MOE) e 97,2% (MOI). A dosagem ótima de ozônio para o estudo foi de 3mg/min.

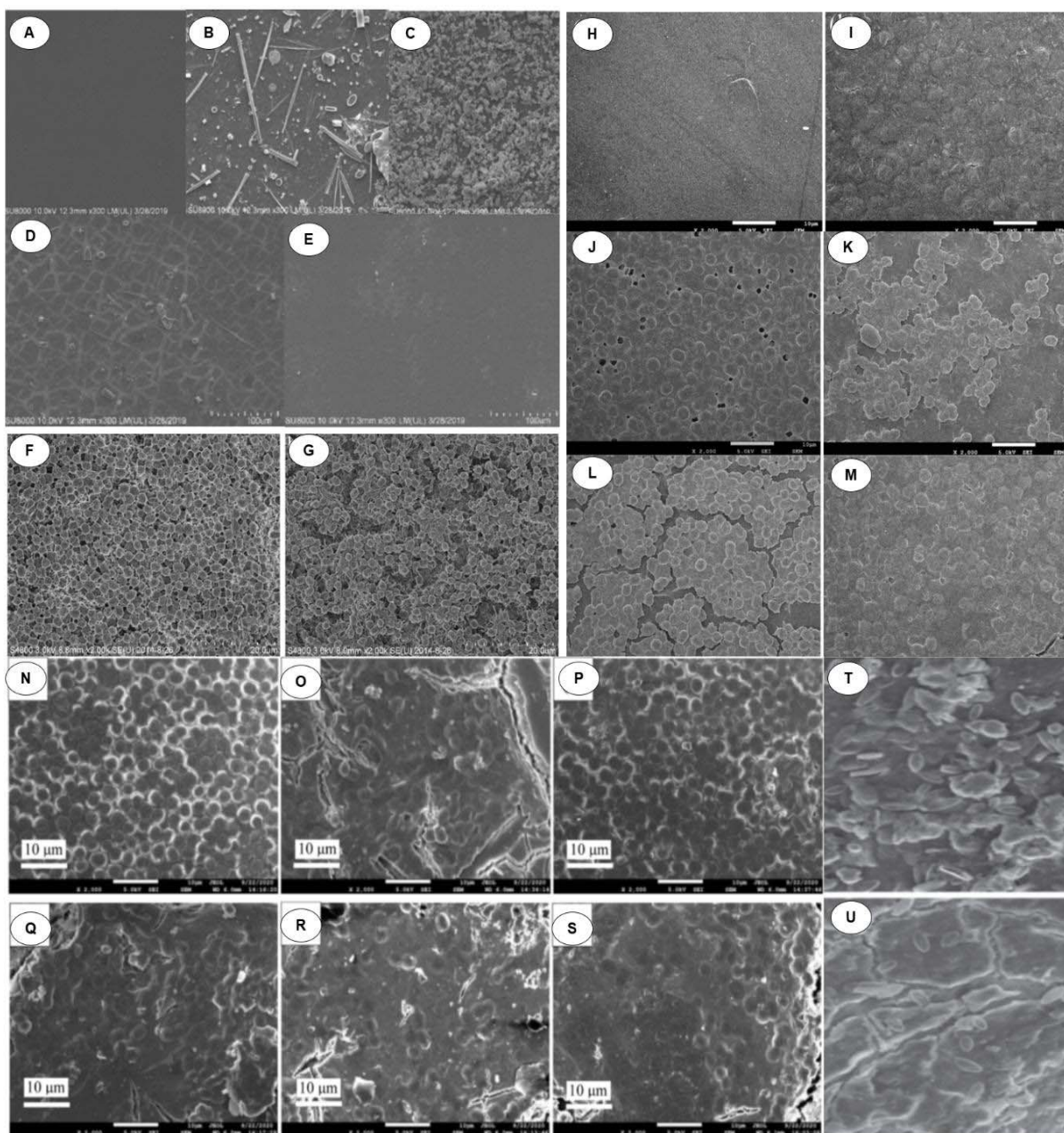
A recuperação da permeabilidade da membrana no estudo de Tang et al. (2022) foi associada à retrolavagem química aprimorada, usando vários reagentes de limpeza, incluindo hipoclorito de sódio (NaClO), cloreto de sódio (NaCl), hidróxido de sódio (NaOH), citrato de sódio e suas combinações. Os resultados mostraram que o produto químico que apresentou o melhor desempenho no alívio do *fouling* da membrana, derivado de algas, hidraulicamente irreversível foi NaClO, dosagem de 10 mg.L⁻¹, duas vezes por dia. NaClO removeu efetivamente os incrustantes orgânicos, incluindo biopolímeros, substâncias húmicas e substâncias semelhantes a proteínas por meio de oxidação, enfraquecendo assim as forças coesivas entre os incrustantes orgânicos e a superfície da membrana e é proposto como uma alternativa para controlar o *fouling* da membrana no tratamento de águas superficiais contendo

algas. Outros autores, como Yu et al. (2023) estudaram métodos para identificar o *fouling* da membrana por meio de Espectroscopia de Fluorescência em Matriz de Excitação-Emissão de Face Frontal (EEM-FF). Os autores relataram que a fluorescência da ficocianina (pigmento acessório das cianobactérias) na superfície da membrana mostrou uma correlação linear com a contagem específica de células de algas na superfície da membrana antes de atingir a saturação, mas que à medida que o *fouling* progredia, a fluorescência da membrana diminuía, o que estava associado à extensão da cobertura da superfície na membrana e isso foi correlacionado ao mecanismo de *fouling* por formação de torta.

Liu et al. (2018), analisando o Pré-tratamento da UF, durante o tratamento de água eutrofizada, com Fe(II)/persulfato e ozônio, concluíram que a oxidação de Fe(II)/persulfato mitigou substancialmente a resistência à obstrução da membrana em concentrações acima de 0,2 mM, em comparação à resistência à obstrução da membrana sem oxidação. O efeito combinado da oxidação e da coagulação é provavelmente a razão para o excelente controle do *fouling* com o pré-tratamento de Fe(II)/persulfato. Já o ozônio adicionado em uma concentração de 0,015 ou 0,06 mM não aliviou o declínio do fluxo, isso esteve associado à quebra severa de células, resultando na ocorrência de detritos celulares e liberação de MOI, que têm grandes potenciais de *fouling* e compensou a contribuição da ozonização para o controle desse. Em contradição, Wei et al. (2016a) constataram que a ozonização in situ, no pré-tratamento de UF de cerâmica, diminuiu o *fouling* com o aumento da concentração de ozônio, embora Liu et al. (2018) acreditem que essa discrepância ocorre pela maior resistência das membranas de UF cerâmicas ao evento de obstrução.

A Figura 11, adaptada de diferentes autores desta sistemática revisão, mostra as características da membrana, antes e depois da utilização e após diferentes tratamentos para a mitigação do *fouling*. As imagens microscópicas parecem evidenciar que o tratamento combinado com fotocatalisador (Bi_2O_3 - TiO_2 /CAP), suportado com carvão ativado em pó, seguido de coagulação com PAC, apresentou os melhores resultados para aliviar a obstrução da membrana.

Figura 11 - Imagens do microscópio eletrônico de varredura (imagem SEM) de membranas de UF virgem, usada - sem pré tratamento e com diferentes tratamentos



Fonte: Adaptada: (A) - membrana virgem, (B) - UF, (C) - (2,0 g/L $\text{Bi}_2\text{O}_3\text{-TiO}_2\text{/CAP}$)/UF, (D) - 0,04 mmol PAC/UF e (E) - ($\text{Bi}_2\text{O}_3\text{-TiO}_2\text{/CAP}$)/PAC/UF. $\text{Bi}_2\text{O}_3\text{-TiO}_2$ com exposição à luz de 20 min e dosagem de PAC com pH = 7 (Wang *et al.*, 2020). (F) Sem ozonização e (G) com ozonização (5 mg/L) (Wei *et al.*, 2016a). (H) - membrana virgem, (I) - não tratada, (J) - somente UV, (K) - UV/PS, (L) - UV/cloro, (M) - UV/ H_2O_2 . Dosagem oxidante [PS] = [cloro] = [H_2O_2] = 1 mM, pH $7,0 \pm 0,1$, temperatura 25 °C, corte de peso molecular da membrana 100 kDa, tempo de pré-tratamento 20 min, densidade inicial de células de algas 2×10^6 células/mL (Wan *et al.*, 2019). (N) – UF, (O) - PAC, (P) - PCS, (Q) - PAC-PCS, (R) - PAC/PCS, (S) - PCS-PAC (Cheng *et al.*, 2021). (T) - UF, (U) – CAP/UF (Liu *et al.*, 2015).

2.3.4 Os riscos associados às estratégias de mitigação do fouling da membrana no tratamento de águas eutrofizadas para abastecimento humano e mecanismos de controle

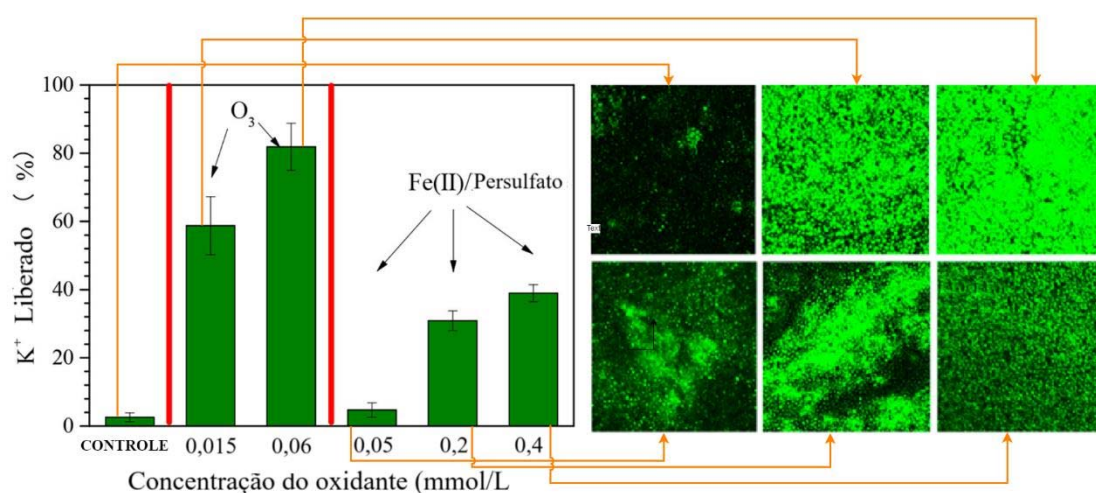
O crescimento excessivo de algas e cianobactérias em mananciais destinados ao abastecimento humano, tornou-se um problema mundial. Oxidantes, usados no tratamento, podem impactar negativamente na integridade celular desses organismos (Liu *et al.*, 2018). Particularmente, as cianobactérias podem causar muitos desafios na produção de água potável, como ter o potencial de causar gosto e odor indesejáveis e/ou a liberação de toxinas e outros metabólitos na água (Liu *et al.*, 2015).

Referindo-se aos impactos do pré-tratamento da tecnologia de membranas, (Liu *et al.*, 2018), quando utilizaram o ozônio e a combinação de Fe (II) e Persulfato, concluíram que, no geral, tanto o ozônio quanto Fe(II)/persulfato causam quebra de células de algas e uma liberação de orgânicos intracelulares e toxinas, impactando a qualidade do permeado. Concluíram ainda que apesar do Fe(II)/persulfato ter o maior potencial de oxidação, essa combinação causou menos quebra de células de algas induzida por oxidação celular do que o ozônio, ou seja, a quebra de células aumentou substancialmente para 58% e 81% quando o ozônio foi usado em concentrações de 0,015 e 0,06 mM, respectivamente. Quando o Fe(II)/persulfato foi aplicado, a quebra de células foi menor (5%) em uma concentração baixa (0,05 mM), mas a quebra foi substancialmente agravada para 30 e 38% em concentrações de 0,2 e 0,4 mM. Isso indica que o impacto destrutivo dos oxidantes nas células de algas não está estritamente relacionado ao seu potencial de oxidação. Os autores afirmaram que com a ozonização, 2-metilisoborneol (MIB) e geosmina (GSM) foram detectados na água filtrada, e o *fouling* irreversível aumentou, sendo associada à liberação orgânica intracelular e à geração de pequenos compostos orgânicos. Além disso, as macromoléculas da MOE e MOI podem ser quebradas em moléculas menores, resultando em penetração adicional de compostos orgânicos por meio dos poros da membrana e uma rejeição menor. Da mesma forma, as rejeições de MC-LR também foram prejudicadas pela ozonização, e as taxas de remoção diminuíram para 16% e 12% em concentrações oxidantes de 0,015 e 0,06 mM, respectivamente. Esse estudo diverge de Eke, Wagh e Escobar (2018), que com uma dose de ozônio de 0,05 mg/L, em solução aquosa, por 10-60s reduziram significativamente a concentração de MC-LR após 10s, com nenhum traço de MC-LR após 30s no estudo. Os mesmos autores também estudaram o papel da carga da superfície da membrana, em pH básico, para a remoção da toxina e descobriram que membranas de polibenzimidazol (PBI), PBI funcionalizado com – COOH (PBI-CMBA), com

superfícies neutras e positivas rejeitaram 100% de MC-LR.

Na Figura 12, adaptada desses autores, pode-se visualizar os percentuais de liberação de K^+ (evidência de lise e inativação das células), após aplicação dos oxidantes e suas concentrações. Além disso, pode visualizar pelas imagens da Microscopia confocal de varredura a laser (MCVL) das membranas de UF sujas por células e MOE, sem os agentes oxidantes e após cada concentração desses. O indicador de lise celular é o corante SYTOX green, que permeia as células comprometidas e cora os ácidos nucleicos. Quanto maior a intensidade do verde, maior o grau de comprometimento da célula. Logo, percebe-se que a fluorescência verde no controle foi muito fraca, e a intensidade da fluorescência aumentou substancialmente quando a ozonização foi aplicada. Para Fe(II)/persulfato, a intensidade da fluorescência aumentou com a concentração, mas foi geralmente mais fraca do que para a ozonização, o que indicou que menos células quebram com Fe(II)/persulfato.

Figura 12 – Evidência de lise e inativação das células



Fonte: Adaptada de Liu et al. (2018).

Jin et al. (2022), avaliando o pré-tratamento de membranas de fluoreto de polivinilideno (PVDF), resistentes a oxidantes, com cloro (Cl) (dose ótima de 0,8 mg/L), descobriram que a viabilidade das células de algas diminuiu acentuadamente e alguns filamentos de *Oscillatoria* sp. foram distorcidos ou destruídos. Quando a concentração de Cl subiu para 1,6 mg/L (dose em excesso), a maioria das células de *Oscillatoria* sp. se romperam e quantidades de metabólitos de algas foram liberados dessas células lisadas. Além disso, a concentração de COD, após o tratamento com $Cl-Al_2(SO_4)_3$ (Sulfato de alumínio) foi ainda maior do que na água bruta, carregada de *Oscillatoria* sp.

No entanto, no estudo de Malta et al. (2022), quando se avaliaram os quocientes de

riscos para efeitos não cancerígenos à saúde e a ingestão potencial de MC-LR, concluíram que esses riscos foram superiores para o sistema de tratamento convencional (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção) do que para o sistema que apresentava uma etapa adicional de ultrafiltração por membrana. No sistema convencional, a fração dissolvida de MC-LR teve uma probabilidade de exceder o limite de referência ($0,30 \mu\text{g L}^{-1}$) da *United States Environmental protection Agency* (USEPA) para bebês, maior que 69% de pelo menos 252 dias/ano. Os limites para crianças e adultos da USEPA de $1,60 \mu\text{g L}^{-1}$ e da Organização Mundial da Saúde (OMS) de $1,00 \mu\text{g L}^{-1}$ também foram excedidos e exibiram uma exposição potencial significativa a MC-LR dissolvida por um mínimo de 142 e 172 dias/ano, respectivamente. Contudo, na fração intracelular, a probabilidade de MC-LR exceder os limites era de pelo menos 11,5 vezes menor, para bebês do que a da fração dissolvida em cenário otimista. Além disso, nessa fração, mesmo em cenário pessimista, a probabilidade de exceder esses limites foi de 1,4 vezes, para bebês, e 5,5 vezes, para crianças e adultos, valores menores em comparação às probabilidades para a MC-LR dissolvida. Já no sistema que utiliza tratamento convencional seguido de ultrafiltração, a exposição a MC-LR foi reduzida para 22 dias/ano, ou seja, a probabilidade de exceder os limites foram sempre abaixo de 6%, independentemente da fração da MC-LR (dissolvida ou intracelular). Isso também pode ser verificado no estudo de Tran, Jin e Doan (2022b), que os processos híbridos de coagulação-UF podem contribuir para a remoção de toxinas, embora o estudo enfatize a importância do uso do coagulante natural quitosana. No referido estudo, com uma dose ótima ($0,25 \text{ mg/L}$), esse coagulante mostrou um efeito de aumento notável na remoção de MC-LR extracelular pela membrana de UF, removendo 64% da toxina, até 50% maior do que aqueles alcançados com o coagulante tradicional, cloridrato de alumínio (20%) e condição controle, sem adição de coagulante (15%). O resultado esteve associado ao fato da quitosana ter alto teor de grupos amina, carregados positivamente, ao longo da cadeia linear que permite uma boa ligação à superfícies carregadas negativamente, como as células de *Microcystis aeruginosa* (*M. Aeruginosa*) e seus metabólitos. Além disso, a estrutura grande e compacta dos flocos formados pelo coagulante facilita o encapsulamento dessas moléculas de MC-LR dentro dos flocos. O mesmo não ocorreu com a combinação híbrida de Cloridrato de alumínio - UF ($12,5 \text{ mg/L}$ e 15 mg/L), atribuindo-se a eficiência negativa ao fato de que os íons de alumínio podem danificar a membrana das células de *M. aeruginosa* e, assim, liberar microcistinas intracelulares.

Du et al. (2022), estudando o uso de ozônio e ultravioleta afirmam, que, os pré-tratamentos de O_3 , VUV e UV, isolados, elevaram os conteúdos de COD da MOE no permeado

em comparação com aqueles sem pré-tratamento e isso pode ser atribuído ao fato de que esses pré-tratamentos transformaram orgânicos de alto peso molecular em orgânicos de menor peso molecular que foram facilmente passados através dos poros da membrana e comprometeram o permeado.

Para garantir a segurança e mitigar os riscos, o trabalho de Ye et al. (2023), analisa o sistema de luz solar simulada com periodato (SSL/PI), visando inativar células de *Microcystis aeruginosa*, sem danificar a membrana e, assim, evitar a liberação de microcistinas. Os autores concluíram que a integridade da membrana celular não apresentou diferença significativa entre os grupos tratados com SSL/PI 300 μM e o controle (sem tratamento), evitando o risco de vazamento de microcistinas. Além disso, o sistema SSL/PI 300 μM também pode inibir efetivamente a recuperação celular de *M. aeruginosa* por um tempo maior que sete dias e degradar completamente a MC-LR (50,0 $\mu\text{g/L}$) em 30 min. No mesmo estudo, a taxa de crescimento da espécie, em 48 h, ficou quase inalterada, mostrando que a técnica SSL/PI tem bom potencial para controle da estabilização. De forma semelhante, Jin et al. (2022), aplicando pré-oxidação com doses ótimas (0,4mg/L) ou em excesso de Fe(VI), descobriu que a fluorescência vermelha dos filamentos de *Oscillatoria* sp. ainda era uniforme e forte, o que indicava que as células mantinham a integridade e viabilidade.

Para eliminar os riscos associados a florações de *Microcystis aeruginosa* e à segurança da produção de água potável, Zhou et al. (2020) avaliaram o processo Fe(II)/peroximonossulfato (PMS), aplicado como oxidação simultânea acoplada à coagulação. Os resultados apontaram que em comparação com o processo Fe(II)/H₂O₂ e Fe(II)/persulfato, a maior taxa de remoção de células de algas e a velocidade de sedimentação mais rápida foram obtidas no tratamento Fe(II)/PMS. A melhor condição foi em ambiente alcalino, que leva a baixos danos celulares e liberação de MOI, e em dosagem de 90 μM Fe(II) e 50 μM PMS em 20 min. Outra forma de mitigação é discutida no trabalho de Liu et al. (2015), que, visando remover MC-LR, compararam o processo híbrido CAP/UF com o processo unitário de UF e afirmam que a remoção foi em média de 43,0% e 18,5%, respectivamente. Além disso, a eficiência do processo CAP/UF foi de cerca de 65% no final do experimento, um processo de adsorção que pode ser uma boa alternativa de associação com os tratamentos que danificam as células. Outra estratégia que foi usada, para a remoção de MIB e GSM em Chen et al. (2021), foi a filtração subsequente de Carvão Ativado Granular (CAG) do efluente dos tratamentos com O₃/UF, atingindo a remoção completa desses compostos. Akyol et al. (2021) utilizaram múltiplas barreiras (Microfiltração + ultrafiltração) e pré-tratamento ótimo de 20mg/L de

quitosana para evitar a contaminação de corpos hídricos por microcistinas de *Planktothrix rubescens*, presentes na água de lavagem de filtros de areia, e atingiram remoção geral de MC de 99,5%. Eke, Wagh e Escobar (2018) estudando o papel da carga da superfície da membrana, em pH básico, para a remoção da toxina, descobriram que membranas de polibenzimidazol (PBI), PBI funcionalizado com – COOH (PBI - CMBA), com superfícies neutras e positivas rejeitaram 100% de MC-LR.

Assim, além dos sérios riscos à saúde pública, os danos às células de algas e cianobactérias que ocasionam a liberação da MOI e detritos celulares, podem causar obstruções irreversíveis muito mais sérias do que com as células intactas de algas (Liu *et al.*, 2017a), considerando que o aumento da obstrução irreversível pode ser justamente atribuída à essa fração orgânica e à formação de detritos celulares (Wan *et al.*, 2019), como discutida anteriormente. Contudo, o que se percebe é que não foram encontrados estudos para analisar os impactos da pressão hidráulica das membranas de ultrafiltração sobre diferentes organismos fitoplanctônicos em condições ambientais e em escala piloto, lacuna que se trabalha no capítulo 4 desta tese.

2.4 Conclusão

Além das métricas da ciência para os 276 documentos selecionados (revisão bibliométrica), fez-se uma revisão sistemática de 28 documentos.

A revisão bibliométrica revela, pelas análises estatísticas descritivas, que os estudos selecionados sobre a temática de ultrafiltração para o tratamento de água foram publicados em um total de 77 fontes, e a maior contribuição dos autores foi na revista Water Research, classificada em primeiro lugar no ranking, segundo a Lei de Bradford, no período estudado. A produtividade dos autores, pela lei de Lotka, mostra que, a maioria dos autores são esporádicos, sem tradição em publicar artigos com a temática. Entende-se ainda que a produção científica se concentra na obstrução da membrana, quando as palavras-chave mais frequentes foram “fouling” e “ultrafiltration”. O *Cluster* liderado pelo termo “membrane fouling” apresentou associação com matéria orgânica, algas, mecanismos de adsorção, agentes de coagulação e desinfecção e limpeza física da membrana, assim como esteve associado às palavras-chave plus, “drinking water” e “water management”.

Desse modo, a incrustação irreversível é o grande desafio para a tecnologia de membranas no tratamento de água potável e que o material da membrana tem influência significativa nas estratégias de mitigação do *fouling*, sobretudo em águas ricas em matéria

orgânica dissolvida;

A revisão sistemática, destaca dois pontos principais:

As estratégias para mitigar o *fouling* das membranas de ultrafiltração durante o tratamento de águas eutrofizadas podem mitigar ou retardar o fenômeno, como o uso de agentes coagulantes: Fe (II), Fe (III), PAC, Quitosana, associados a agentes oxidativos (H_2O_2 , Cl, O_3 , persulfatos, Fe (VI), $KMnO_4$, MnO_2) e/ou agentes de adsorção (CAP, CAB). No entanto, há escassez de estudos que foquem na metodologia de fluxo crítico para aliviar o *fouling* da tecnologia de membranas durante o tratamento de águas de mananciais eutrofizados com foco no projeto e implementação de sistemas em escala real, sendo uma lacuna desta revisão.

As mesmas estratégias de mitigação do *fouling* podem impactar negativamente a integridade celular de organismos fitoplanctônicos e causar muitos desafios na produção de água potável, como ter o potencial de causar gosto e odor indesejáveis e/ou a liberação de toxinas e outros metabólitos na água, quando na presença de cianobactérias. Além desses impactos, não foram encontrados estudos que avaliassem a pressão hidráulica das membranas de ultrafiltração sobre diferentes organismos fitoplanctônicos.

3 A RELEVÂNCIA DOS PARÂMETROS FLUXO CRÍTICO E INTERVALOS DE RETROLAVAGEM PARA O DIMENSIONAMENTO DE ULTRAFILTRAÇÃO APLICADA AO TRATAMENTO DE RESERVATÓRIOS EUTROFIZADOS: UM ESTUDO PILOTO PARA O DESENVOLVIMENTO DE PROJETOS EM ESCALA REAL

O desenvolvimento de projeto de sistemas de separação por membranas é bastante direto, devendo-se conhecer as principais características da corrente a ser tratada, a qualidade final desejada e a vazão de água a ser produzida. É recomendado que os parâmetros de projeto sejam obtidos por meio da realização de ensaios – piloto. (Mierzwa, 2021, p.191).

3.1 Introdução

Nas últimas décadas, as membranas de ultrafiltração (UF) têm sido consideradas um dos avanços tecnológicos mais importantes e adequados ao processo de tratamento de água (Chang *et al.*, 2022; Mierzwa *et al.*, 2012). São amplamente empregadas em diferentes processos, desde o tratamento de efluentes para o reúso, pré-tratamento de água salina por osmose reversa, ao tratamento de água superficial para consumo humano (Guo *et al.*, 2020; Modi; Bellare, 2019; Sioutopoulos; Karabelas, 2015; Vinodhini *et al.*, 2017).

A desvantagem dos processos de tratamento por membranas, como as de UF, é a formação de depósitos (*fouling*), normalmente causado pela precipitação e deposição de moléculas ou partículas na superfície da membrana ou nos poros da membrana. Isso implica na redução do fluxo (baixa produtividade), na resistência à separação e/ou seletividade alterada da membrana; aumento na frequência de limpezas, no consumo energético e nos demais custos operacionais, desafiando as operações sustentáveis e o desenvolvimento do projeto (Alhussaini *et al.*, 2023; Krantz *et al.*, 2023; Tian *et al.*, 2013).

O *fouling* ocorre por meio de três mecanismos principais: interações físico-químicas de compostos orgânicos com a membrana, obstrução de poros e formação de torta. As interações físico-químicas estão associadas a interações eletrostáticas entre a membrana, devido às cargas elétricas intrínsecas dela e de contaminantes específicos. A obstrução de poros resulta da presença de partículas suspensas com dimensões menores ou muito próximas ao diâmetro dos poros da membrana. A formação de torta está relacionada ao acúmulo de sólidos sobre a superfície da membrana, resultando no aumento da capacidade de rejeição (Alhussaini *et al.*, 2023). Especialmente na filtração do tipo Dead-end, as interações físico-químicas e a filtração de torta são os mecanismos de incrustação dominantes (Zheng; Ernst; Jekel, 2009).

A maneira de minimizar a formação de depósitos na membrana inclui a seleção adequada do material da membrana, o pré-tratamento do afluente para remover contaminantes específicos e a implementação de condições ou protocolos operacionais específicos (Gao *et al.*, 2011). As condições operacionais devem ser baseadas nos parâmetros críticos, pressão e fluxo, a fim de reduzir o potencial de incrustação que está principalmente relacionado à formação de torta (Liu *et al.*, 2023). Vale ressaltar que essas condições, ou parâmetros operacionais, não podem ser baseados em dados teóricos, pois cada fonte hídrica apresenta características específicas, o que resulta na necessidade de ensaios em plantas piloto (Stoller, 2008). Assim, analisar as condições críticas de operação têm impactos do ponto de vista técnico e econômico, podendo ser um importante passo para reduzir o consumo de energia, o consumo de água ultrafiltrada, aumentar a vida útil da membrana e projetar sistemas de ultrafiltração pressurizados (Alborzi *et al.*, 2022; Vroman *et al.*, 2021; Xu *et al.*, 2012).

Nesse caso, os parâmetros de grande relevância para o dimensionamento de projetos e para o controle operacional são vazão de tratamento, fluxo de permeado, pressão transmembrana de operação (TMP) e frequência de contralavagem, que é a frequência das limpezas físicas (água e ar) entre as carreiras de filtração como estratégia de controle do *fouling* reversível para recuperar a permeabilidade da membrana (Alhussaini *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2022; Xiao *et al.*, 2023). Desses, o fluxo de filtração é o parâmetro principal (Chang *et al.*, 2022). Além do fluxo ser um dos indicadores mais importantes no desempenho da filtração (Wu *et al.*, 2018), a partir desse, otimizar o intervalo de retrolavagem (BWI) oferece um grande potencial em larga escala, podendo melhorar também o consumo de energia e diminuir as perdas de água na produção (Slimane *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2020). Sendo assim, ensaios pilotos, que considerem o tempo de avaliação e a sazonalidade, ou seja, que exibem diferentes perfis de declínio de fluxo, devido as características distintas da água e os componentes de incrustação, são inevitáveis para a obtenção desses parâmetros (Ir Imani Ishak *et al.*, 2023; Mierzwa, 2021; Motta *et al.*, 2013; Tsibranska; Tylkowski, 2013).

Além disso, para ambientes eutrofizados, em que parte do material em suspensão se deve aos organismos fitoplanctônicos, algas e cianobactérias, e matéria orgânica intracelular, existe um grave declínio de fluxo (permeabilidade comprometida) (Liu *et al.*, 2017a). Tanto as células algais, matéria orgânica intracelular, quanto as matérias orgânicas extracelulares (MOE), incluindo pigmentos, polissacarídeos, proteínas, lipídios e substâncias semelhantes a húmicos, são particularmente significantes para causar impactos sobre a membrana (Urista *et al.*, 2013) e, portanto, dificultam amplamente as aplicações em larga escala (Wu *et al.*, 2018).

Para o bom desempenho dos sistemas de ultrafiltração, diversos avanços na pesquisa são sustentados na literatura, como o estudo do uso de aditivos poliméricos hidrofílicos, polietilenoglicol (PEG) e polivinilpirrolidona (PVP) com bons resultados para a remoção de corantes industriais de Yu et al. (2024). O uso de membranas de nanofibras de TiO_2 sobre um substrato poroso de titânio e o uso de TiO_2 para a modificação de membranas de PAN (Poliacrilonitrila) (Dmitrenko *et al.*, 2022; Kang *et al.*, 2020), além de processos híbridos, integrando CAP e membranas cerâmicas (Wang *et al.*, 2022).

Mesmo diante dos recentes avanços desses sistemas, os métodos de otimização baseados em “fluxo crítico”, primeiramente proposto por Field et al. (1995), de que não há perda da linearidade quando o fluxo inicial está abaixo de um valor crítico e que trazem diretrizes significativas para estratégias de controle do *fouling* (Liu et al., 2023), ainda permanecem válidos para os processos e projetos de sistemas de separação por membranas a longo prazo.

A maioria dos estudos que utilizam a metodologia de fluxo crítico são aplicados para processos industriais. Embora o conceito seja difundido, até agora, pouca atenção é dada ao processo de UF para o tratamento de águas de mananciais eutrofizados com foco no projeto e implementação de sistemas em escala real pela perspectiva de fluxo crítico. Aguirre-Montesdeoca et al. (2019) aplicou o método para aliviar o *fouling* de membranas de UF por soluções proteicas. Outro estudo desenvolvido por Liu et al. (2023), tratando suspensão coloidal, mostrou que operações baseadas em fluxo crítico regulam significativamente o processo de tratamento por UF. Além disso, o estudo de Vroman et al. (2021) alargou o conceito para retrolavagem, definindo um fluxo crítico a partir do qual a retrolavagem atinge sua mais alta eficiência e remove a maior parte da incrustação. Uma proposta semelhante foi encontrada em Alhussaini et al. (2023), em que variações de frequências de lavagens físicas e químicas foram usadas para maximizar a produção de água. Zhang et al. (2020) aplicou uma modelagem baseada em dados para prever parâmetros e realizar a retrolavagem por técnicas de programação dinâmica estocástica. Todos esses estudos corroboram a relevância do conceito de fluxo crítico para o projeto de sistemas de tratamento de água por microfiltração e ultrafiltração.

Relatar o fluxo crítico, quando se trata de ecossistemas com altas densidades celulares, não só aponta para um dimensionamento adequado de módulos de membranas, sobretudo para a área superficial necessária, mas também apresenta parâmetros máximos de operação que evite gastos energéticos desnecessários, danos às membranas e, conseqüentemente, prolongue a vida útil da membrana, resultante de condições operacionais

otimizadas (Zhang *et al.*, 2020).

Baseando-se no que foi apresentado, esse estudo aplicou modelos de regressão que melhor relacionem as variáveis resposta (fluxo e volume permeado) e preditoras (TMP e BWI) com o objetivo de avaliar e obter diretrizes para projetos de membranas de UF e otimizar a operação. Nesse sentido, o fluxo crítico (J_c) e os intervalos ótimos de retrolavagem (BWI), objetos desse estudo, foram selecionados como parâmetros básicos para obter a condição operacional de produção de água potável, a partir de um reservatório eutrofizado, considerando as variações sazonais e densidades fitoplanctônicas.

3.2 Materiais e métodos

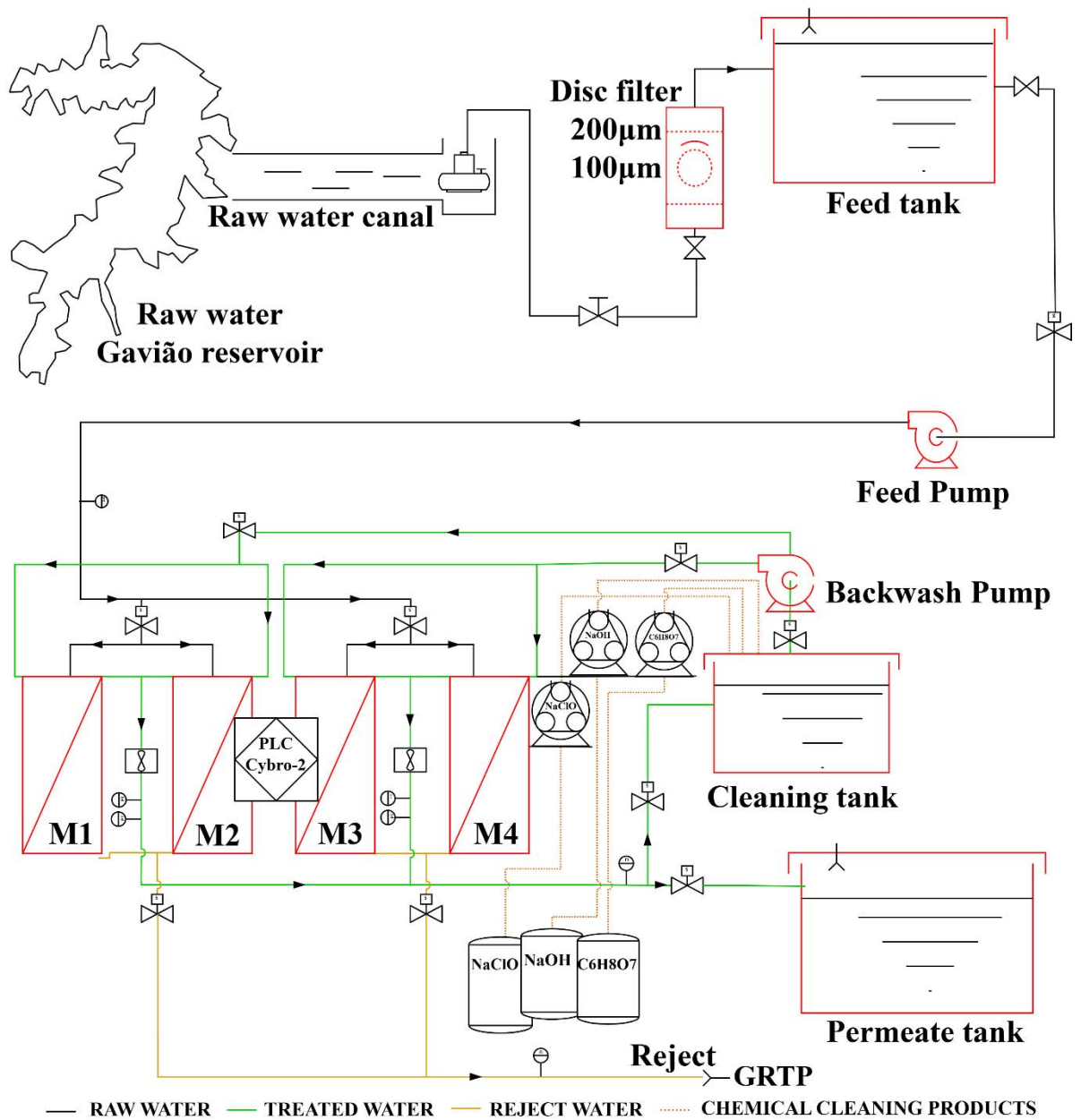
3.2.1 Área de estudo e ultrafiltração piloto

O manancial em estudo, açude Gavião, localiza-se no município de Pacatuba a 20 km de Fortaleza, estado do Ceará, Brasil e abastece duas grandes ETAs da região, ETA-Gavião e ETA-Oeste. As duas ETAs captam em torno de $9,6\text{m}^3.\text{s}^{-1}$. Atualmente, o açude Gavião é classificado quanto ao Índice de Estado Trófico (IET) como “Hipereutrófico” (Ceará, 2023).

Instalada na ETA-Gavião, a planta piloto de ultrafiltração (UF) deste estudo é caracterizada por membrana hidrofílica do tipo fibra oca, material de Poliacrilonitrila (PAN), tamanho de poro de $0,025\mu\text{m}$, fluxo de alimentação de fora para dentro e operação em modo *Dead-end* (modelo AQUADIN UA1060).

Para os ensaios, a UF recebeu água bruta do reservatório Gavião por intermédio de sifão ou de bomba submersa. A Figura 13 representa a configuração de alimentação da UF e o arranjo da tecnologia. A composição desse arranjo foi de filtros de disco de $200\mu\text{m}$ e $100\mu\text{m}$, tanque de água bruta de 5m^3 , bomba de alimentação de $14,4\text{m}^3/\text{h}$, 4 módulos de UF de $60\text{m}^2/\text{módulo}$, tanque de permeado de 5m^3 , tanque de água de limpeza, bomba para retrolavagem de $14,4\text{m}^3/\text{h}$, além de bombas dosadoras de solução ácida, alcalina e de sanitização. O processo de retrolavagem da UF de 4 min resultava em uma vazão de rejeito de $240\text{L}.\text{min}^{-1}$. A frequência ótima de retrolavagem ou intervalo de retrolavagem foi objeto de estudo deste trabalho. O rejeito foi direcionado à ETRG (Estação de Tratamento de Rejeitos Gerados) da Estação. Todo o sistema foi automatizado por CLP (Controlador Lógico Programável) do tipo Cybro-2, marca Cybrotech ajustado por válvulas solenóides, sensores de pressão, vazão, nível, pH e temperatura.

Figura 13 - Configuração básica do sistema de alimentação de água e de tratamento



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

3.2.2 Parâmetros de operação da UF

Na Tabela 3 relacionam-se os parâmetros e especificações de operação dos módulos de membrana desse estudo. Essas especificações foram retiradas do manual do fabricante, sendo, portanto, as recomendações de aplicações máximas, mas que são condicionadas a qualidade da água.

Tabela 3 - Especificação da operação do módulo AQUADIN® UA1060

Especificação	Capacity/por módulo ^a
Fluxo de água aplicável	≤ 7,2 m ³ /h
Capacidade de bomba de alimentação	≤ 14,4 m ³ /h
Capacidade da bomba de retrolavagem	≤ 14,4 m ³ /h
Pressão transmembrana máxima	14,5 psi
Pressão máxima no módulo	17,4 psi
Taxa aplicável a limpeza por ar	3-10Nm ³ /h
Pressão do ar	< 17,4psi
Faixa de temperatura	5 - 45°C
Faixa de pH na operação	2-10
Faixa de pH na limpeza	1-10
Sólidos suspensos totais na alimentação	≤ 350 mg/L

^aDependente da qualidade da água e condições operacionais

Fonte: Manual da fabricante (Version M_UA1060_Guideline_V1_01e Lenntech).

3.2.3 Caracterização da água bruta

As características da água bruta durante o período amostral estão listadas na Tabela 4. Para a caracterização, todos os ensaios seguiram a metodologia proposta pelo Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater (2017). Ensaio hidrobiológicos - Método 10200F, responsável pela quantificação, determinação e identificação de fitoplâncton e densidade de cianobactérias, por meio da câmara de Sedgwick-Rafter. Turbidez - Método 2130-B – Nefelométrico. COT (Carbono Orgânico Total) e COD (Carbono Orgânico Dissolvido) - método 5310-B, utilizando-se de um analisador de carbono orgânico total da Shimadzu, modelo TOC–L. O COD foi determinado após filtração em membrana de 0,45 µm de fibra de vidro e a Absorbância em 254nm pelo Método 5910-B, absorção no ultravioleta, utilizando um espectrofotômetro, modelo Cary 60 da Agilent Technologies.

Tabela 4 - Características da água bruta do reservatório Gavião na estação seca e chuvosa

Parâmetros	Período Seco				Período chuvoso			
	Mín	Máx	Média ± DP	Amplitude	Mín	Máx	Média ± DP	Amplitude
Cianobactéria (cél/mL)	35.296,07	404.987,56	202.747,83 ± 107.342,86	369.691,78	122.771,40	727.309,46	282.998,38 ± 138.122,15	604.538,06
Algas (cél/mL)	1.453,00	9.774,98	4.541,48 ± 2.586,67	8.321,98	903,60	11.891,93	3.941,66 ± 2.672,60	10.988,33
COT (mg/L)	8,52	10,52	9,31 ± 0,54	2,0	8,76	9,82	9,39 ± 0,34	1,07
COD (mg/L)	7,46	9,14	8,3 ± 0,51	1,68	7,32	8,51	7,87 ± 0,35	1,19
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0,21	0,26	0,23 ± 0,02	0,05	0,19	0,26	0,22 ± 0,03	0,07
Turbidity (NTU)	3,2	14	8,2 ± 2,5	10,8	5,8	17,8	10,9 ± 2,0	12,0

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

3.2.4 Condições experimentais e cálculos de parâmetros

3.2.4.1 Condições experimentais

O ponto crítico de operação foi analisado sob quatro condições de fluxos (2,5m³/h, 5m³/h, 7,5m³/h e 10m³/h). Cada condição foi submetida constante por, no mínimo, 160min. Para cada vazão manteve-se a lavagem constante em 40min e pressão variável em função da vazão aplicada com fluxo de lavagem de 60L.m⁻².h⁻¹/módulo, considerando uma bomba de retrolavagem com capacidade de 14,4 m³.h⁻¹ dividido pela área total de membranas (240 m²). Ressalte-se que a cada condição experimental, a UF foi submetida à lavagem alcalina, conforme recomendações do fornecedor de membranas. Desse modo, uma solução alcalina de hidróxido de sódio (55%), foi diluída com água tratada no tanque de limpeza até atingir pH 12 e transferida aos módulos. Nessa solução, as membranas ficaram imersas por pelo menos 60 min, quando foi drenada. O período de enxágue foi baseado no tempo necessário para que o pH do efluente se igualasse ao pH da água de alimentação. O estudo foi submetido ao período seco e chuvoso, devido as variações sazonais e/ou mudanças da qualidade da água.

3.2.4.2 Cálculo do fluxo de permeado e pressão transmembrana

O Fluxo de permeado (J_p) foi calculado dividindo-se a vazão informada pelo CLP por intermédio do medidor tipo turbina pela área das membranas, Equação 1.

$$J_p(L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}) = \frac{Q}{A} \quad (1)$$

A pressão transmembrana (PTM) foi obtida pela diferença entre as pressões na entrada (P₀) e saída (P₁) do sistema de UF, Equação 2.

$$PTM = P_0 - P_1 \quad (2)$$

3.2.4.3 Cálculo da pressão transmembrana crítica e do fluxo crítico

Considerando que o ponto crítico de operação representa o limiar da perda da linearidade do fluxo de água com a pressão (Liu *et al.*, 2023), a pressão transmembrana crítica (PTM_c) foi calculada pela projeção no eixo x da interseção entre as funções da regressão linear e da regressão polinomial do conjunto de dados, obtida ao igualar as duas funções (Equação 3). Para isso, adotou-se a segunda raiz (x'') da equação resultante quando f(x) = 0, Equação 4. Método análogo foi encontrado no trabalho desenvolvido por (Xu *et al.*, 2018).

$$\beta_0 + \beta_1 x = \alpha_0 + \alpha_1 x + \alpha_2 x^2 \quad (3)$$

$$\alpha_2 x^2 + (\alpha_1 - \beta_1) x + (\alpha_0 - \beta_0) = 0; x'' = PTM_c \quad (4)$$

O fluxo crítico - J_c (f(x)) foi obtido pela substituição da variável preditora (PTM_c) na função linear do conjunto de dados, Equação 5.

$$f(x) = \begin{cases} \beta_0 + \beta_1 x, & x \leq PTM_c \\ \alpha_0 + \alpha_1 x + \alpha_2 x^2, & x > PTM_c \end{cases} \quad (5)$$

3.2.4.4 Cálculo do intervalo de contralavagem

Após a obtenção do fluxo crítico, o intervalo ótimo de contralavagem (ICL) foi obtido fixando o tempo (30, 40, 50, 60 e 70 min) e o fluxo crítico (específico à sazonalidade), deixando a pressão variável por, no mínimo, 160 min para cada condição. Logo, de acordo com a Equação 6, o ICL foi obtido derivando a equação polinomial de ajuste dos dados e igualando a derivada primeira a 0 (f'(x)=0) (Mierzwa, 2021).

$$f'(x) = \frac{dy}{dx} = 2\beta_2 x + \beta_1 \quad (6)$$

3.2.4.5 Cálculo do percentual de rejeição (R)

O percentual de rejeição foi calculado para o fitoplâncton (células totais), nos fluxos (2,5m³/h, 5m³/h, 7,5m³/h e 10m³/h) considerando as células na alimentação (cel/mL_a) e no permeado (cel/mL_p), conforme Equação 7.

$$R = \left(\frac{\frac{Cell}{mL}(a) - \frac{Cell}{mL}(p)}{\frac{Cell}{mL}(a)} \right) \times 100 \quad (7)$$

3.2.4.6 Número de células retidas (cel_r) totais na membrana

O número total de células retidas (cel_r) foi avaliado considerando a contagem de células na alimentação ($cel_{(a)}$) e no permeado ($cel_{(p)}$), considerando um volume específico de água tratada, obtido com um período de filtração de 40 min, conforme Equação 8.

$$Cell_r = \left(\frac{Cell}{mL} (a) - \frac{Cell}{mL} (p) \right) \times Q_a \left(\frac{L}{h} \right) \times t(h) \times 1000 \quad (8)$$

3.2.5 Análises estatísticas

Aplicou-se estatística inferencial, modelo de regressão não linear polinomial de grau 2, para o ajuste dos dados, considerando como variável preditora a pressão e variável resposta o fluxo de água, assim como o volume de permeado em função do intervalo de contralavagem. Para verificar a plausibilidade do modelo, considerou-se o nível de significância dos coeficientes ($\alpha=0,05$) e o exame dos gráficos dos resíduos, ou seja, verificação da aleatoriedade (distribuição dos resíduos), testes de normalidade (Shapiro-Wilk), autocorrelação (Durbin-Watson) e o teste de homoscedasticidade (Breusch Pagan). As diferenças significativas entre os períodos (Seco e Chuvoso) foram verificadas pelo teste não paramétrico bicaudal da soma de postos de Wilcoxon ($\alpha=0,05$). Para as regressões, testes e representações gráficas, utilizou-se o software R (R CORE TEAM, 2021), versão 4.1.2, e o ambiente de desenvolvimento *Rstudio*.

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Ponto crítico de operação

As pressões críticas derivadas da interseção das retas no eixo x (Figura 14), foram de 12 psi (período seco) e 9 psi (período chuvoso). Enquanto a criticidade nesse estudo foi baseada nessas pressões, o estudo desenvolvido por Daneluz et al. (2023), embora não para tratamento de água, sugeriu um declínio de fluxo acima de 1 bar, pressão que definiu o fluxo crítico.

Para o estabelecimento da relação pressão e fluxo de permeado (ponto crítico), o modelo polinomial apresentou a melhor correlação para ajuste dos dados, representando uma relação quadrática do fluxo de permeado em função da pressão. Entretanto, considerando que

o ponto crítico de operação representa o limiar da perda da linearidade do fluxo de água com a pressão (Liu *et al.*, 2023), pode-se adotar as equações 9 e 10 para determinar o fluxo de permeado, pressupondo que para $TMP's \leq 12$ (período seco) e ≤ 9 (período chuvoso), pela sobreposição das funções (Figura 14), existe uma relação linear. Maruf et al. (2014), embora sob filtração tangencial (*cross-flow*), também concluíram que na região inicial existe uma relação linear entre o fluxo e a PTM, resposta esperada na ausência de deposição de partículas, mas ao atingir o fluxo crítico, torna-se não linear e o ponto em que a relação PTM-fluxo se desvia da linearidade é considerado como o início da formação de depósitos.

$$J_{ES}(PTM) = \begin{cases} 3,99PTM - 18,68, & PTM \leq 12 \\ -0,20PTM^2 + 7,87PTM - 37, & PTM > 12 \end{cases} \quad (9)$$

$$J_{EC}(PTM) = \begin{cases} 2,62PTM - 0,69, & PTM \leq 9 \\ -0,078PTM^2 + 3,74PTM - 4,33, & PTM > 9 \end{cases} \quad (10)$$

Pela Tabela 5, entende-se, ainda, que o modelo de ajuste quadrático (polinomial) valida-se pelos coeficientes significativos ($p < 0,05$), indicando que variações na PTM (variável preditora), influenciam quadraticamente no fluxo de permeado (variável resposta). Além disso, para os resíduos, os testes de normalidade de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$), teste de Durbin-Watson de autocorrelação ($p > 0,05$) e o teste de Breusch Pagan de homoscedasticidade ($p > 0,05$) foram atendidos. Os gráficos dos resíduos, Apêndice A, mostram que, em ambos os períodos, os resíduos estão aleatoriamente distribuídos.

Tabela 5 - Estimativa dos parâmetros do modelo e testes de resíduos

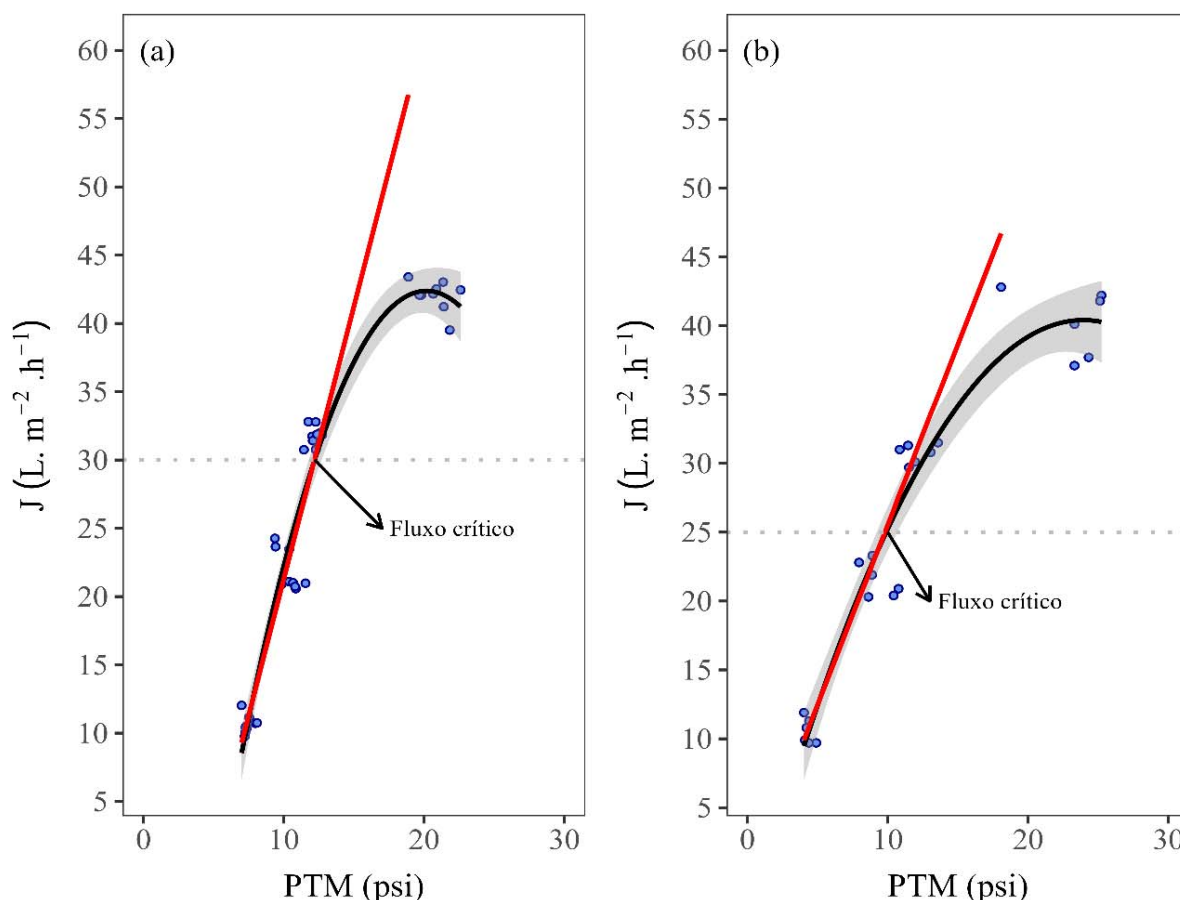
Estação seca				Estação chuvosa		
Coefficientes	Estimativa	Erro padrão	Valor-p	Estimativa	Erro padrão	Valor-p
β_0 (interceptos)	-37,00	4,46	<0,001	-4,31922	2,44128	<0,1
β_1	7,87	0,68	<0,001	3,73657	0,40418	<0,001
β_2	-0,20	0,02	<0,001	-0,07804	0,01348	<0,001
$R^2=0,9522$; Shapiro-Wilk normality test (p-value = 0,1541)				$(R^2=0,9424)$; Shapiro-Wilk normality test (p-value = 0,6615)		
Durbin-Watson autocorrelation test (p-value = 0,05057)				Durbin-Watson test (p-value = 0,05059)		
Breusch Pagan Test for Heteroskedasticity (p-value = 0,4660275)				Breusch Pagan Test for Heteroskedasticity (p-value = 0,3319552)		

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Portanto, representados pela Figura (14 (a) e 14 (b)), os pontos críticos de operação foram coordenados pelos pares (12 psi, 29,2 L.m⁻².h⁻¹) e (9 psi, 23 L.m⁻².h⁻¹) para o período seco e chuvoso, respectivamente. Nesse caso, percebe-se que, em relação ao período seco,

houve uma diminuição do fluxo no período chuvoso de 21,23%. Os fluxos entre os períodos foram estatisticamente diferentes ($p < 0.05$), comprovando que a sazonalidade interfere no fluxo de permeado. Aplicação direta de membranas para o tratamento de água traz desafios como incrustação, sobretudo quando a abundância de cianobactérias aumenta no inverno e tem tendência a diminuir no período de estiagem (Akyol *et al.*, 2021). Resultados de fluxos semelhantes foram encontrados nos ensaios de modelo de coloides de Wu, Howell e Field (1999), embora em baixíssimas pressões transmembranas e em filtração do tipo tangencial. Muito próximo aos resultados deste estudo, o fluxo sustentável identificado, tanto em escala laboratorial como piloto foi de 30L.m-2.h-1 para testes em tratamento de água nos estudos de Wang *et al.* (2014). Os resultados de Wang *et al.* (2014) foram usados com sucesso em obras de água potável em grande escala, optando por baixíssima frequência de retrolavagem para eliminar as limpezas químicas. Resultados aproximados podem ser encontrados também nos estudos de Guilbaud *et al.* (2018). Condições hidrodinâmicas podem ter grandes influências na PTM e fluxo de permeado, como as condições de filtração tangencial e frontal. Analogamente a formação de depósito favorecida pela tensão de cisalhamento na superfície das membranas na filtração tangencial, a filtração frontal apresenta essa formação após um determinado volume de filtrado (o volume filtrado crítico). Essas diferenças nas condições operacionais implicarão em valores diferentes para os parâmetros críticos para a configuração de fluxo de cada membrana (Bacchin; Aimar; Field, 2006). Além disso, para a configuração sem saída há a interferência das frequências de retrolavagem com o objetivo de eliminar *fouling* reversíveis e recuperar a produtividade da membrana (Alhussaini *et al.*, 2023). Já para os sistemas que operam na configuração de fluxo cruzado, após um período específico de tempo, será necessário interromper a operação do sistema para realizar uma limpeza química.

Figura 14 - Fluxo crítico da planta piloto de ultrafiltração em modo dead-end: (a) estação seca, (b) estação chuvosa. Intervalo de retrolavagem: 40 min. Tempo: 160 min/fluxo



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Em relação à capacidade teórica de aplicação máxima da membrana, 7,2 m³/h por módulo, especificado pelo fabricante (Tabela 3), o ensaio piloto revelou uma diminuição dessa possibilidade; isso valida a premissa de que os parâmetros de operação são condicionados à qualidade da água e que o dimensionamento precisa ser estabelecido a partir de ensaios pilotos, o que não invalida a tecnologia, apenas oferece diretrizes para projetos específicos. Contudo, para a capacidade de produção dimensionada da UF piloto, 10 m³/h, distribuída em 4 módulos de 60 m²/módulo, tem-se uma diminuição de fluxo de 28% para o período seco e 45% para o período chuvoso, ou seja, para a matriz em estudo, se fosse considerado o uso da unidade testada, haveria a necessidade de ajustes na operação e da implantação de novos módulos. Assim, no período mais crítico do ano, para atendimento da vazão de projeto, haveria a necessidade de, praticamente, dobrar o número de membranas.

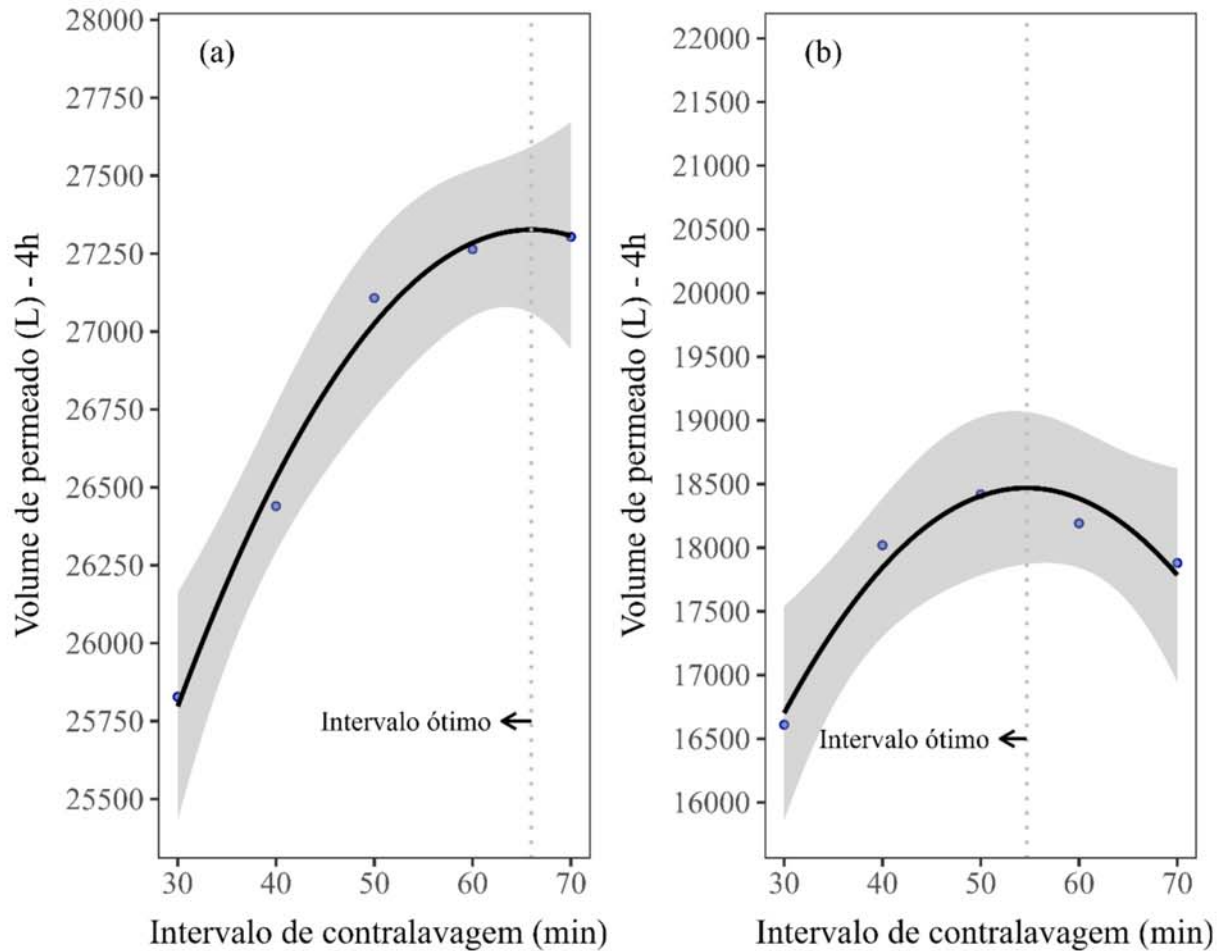
Entende-se, portanto, que em termos de projetos em larga escala para a ETA Gavião, os resultados, baseados no ponto crítico desse estudo, revelam que o dimensionamento

deve ser norteado pelo período chuvoso, implicando em maior área de membranas para atender a vazão de projeto, ou seja, aumento do número de módulos, assim como um sistema de bombeamento mais robusto que atenda à demanda sazonal. Semelhante a isso, Bacchin; Aimar e Field (2006), afirma que com relação aos processos industriais, operações de UF baseadas em parâmetros subcríticos levam a uma redução no consumo de energia, mas há necessidade de maior área superficial da membrana. Para o projeto de um sistema de tratamento de membrana, o importante é a combinação de capital e custos operacionais, porque quanto menor a área da membrana, maior será o custo operacional. Isso ocorre porque a área reduzida da membrana tornará os problemas de incrustação mais pronunciados, resultando em pressões operacionais mais altas e operações de limpeza química mais frequentes, o que reduzirá a produtividade do sistema e a vida útil da membrana. Isso aumentará o custo da água e também contribuirá para a perda de credibilidade dos processos de separação da membrana, simplesmente porque o projeto do sistema não foi conduzido corretamente.

3.3.2 Intervalo de contralavagem

Baseando-se na otimização da produção de permeado em função do intervalo de contralavagem, nota-se que o tempo entre retrolavagens que permite a obtenção de um volume de permeado máximo é de 65 minutos para o período seco e de 54.8 minutos para o período chuvoso. Os volumes produzidos são de 27,253.3L (período seco) e de 18,493.15L (período chuvoso) em 4h (Figura 15 (a) e 15 (b)) e isso representa um decréscimo de 32.14% do período chuvoso, em relação ao período seco, somado a maiores ciclos de lavagens físicas ou reversíveis. Para Lautenschlager et al. (2009), os sistemas de UF tendem a ser operados com intervalos de operação de 30 a 90 minutos, independente do volume de permeado produzido. Porém, pelos resultados percebe-se que cada sistema de UF deverá apresentar as suas próprias funções de decréscimo de permeabilidade com o tempo. Portanto, a maximização do volume de permeado com o tempo deverá ser conseguida apenas experimentalmente para a obtenção de uma frequência ótima de retrolavagem, sem que seja necessária adoção de intervalos pré-definidos. Os intervalos ótimos de retrolavagem dos estudos de Lautenschlager et al. (2009) de 17 a 18 min podem corroborar com os dados desse estudo quando se tem uma área nominal de membrana de 12 a 15% da capacidade nominal de apenas um módulo desse estudo (60m²). Para Guilbaud et al. (2018), quando as limpezas tiverem uma frequência elevada deve ser prevista uma multiplicação do número de módulos na instalação do projeto para compensar a perda de produtividade líquida.

Figura 15 - Retrolavagem crítica da planta piloto de ultrafiltração em modo sem saída: (a) estação seca, (b) estação chuvosa. Faixa de intervalo: 30 –70 min



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Desse modo, pode-se adotar as equações 13 e 14 para a definição dos intervalos ótimos de contralavagem (ponto máximo), em que as funções $VP_{ES}(ICL)'$ e $VP_{EC}(ICL)'$ são iguais a zero.

$$VP_{ES}(ICL) = -1,21 ICL^2 + 156,05 ICL + 22180 \quad (11)$$

$$VP_{EC}(ICL) = -2,9 ICL^2 + 317,91 ICL + 9780,5 \quad (12)$$

$$VP_{ES}(ICL)' = \frac{dVP_{ES}}{dICL} = -2,4 ICL + 156,05 \quad (13)$$

$$VP_{EC}(ICL)' = \frac{dVP_{EC}}{dICL} = -5,8 ICL + 317,91 \quad (14)$$

Para Vroman et al. (2021), o consumo de energia e a produção líquida de água são, portanto, otimizados se a membrana for limpa no fluxo crítico de contralavagem. Os fabricantes poderiam otimizar o ciclo de filtração trabalhando no fluxo crítico de contralavagem, embora o

autor o tenha determinado pela porcentagem de remoção da torta versus curvas de fluxo de contralavagem para um sistema de alimentação específico.

3.3.3 Qualidade da Água (potencial de incrustação)

No que se refere aos dados da qualidade da água (Tabela 6), o que difere entre os períodos é a densidade fitoplanctônica e a turbidez, parâmetros diretamente relacionados e que indicam uma maior concentração de material particulado e coloidal. Em todos os fluxos aplicados, J1, J2, J3 e J4 (Tabela 4), a quantidade de células retidas variaram de $1,9 \times 10^{11}$ a $7,7 \times 10^{11}$ no período seco e de $4,8 \times 10^{11}$ a $1,7 \times 10^{12}$ no período chuvoso, em 40 min de operação, para o menor e maior fluxo, respectivamente. Estima-se que, no fluxo crítico (Jc), o número de células foi de $5,4 \times 10^{11}$ e $9,5 \times 10^{11}$, para o período seco e chuvoso, sequencialmente, onde se observa a perda da linearidade a partir desses fluxos (Figura 14). Nesse caso, a maior quantidade de células ($9,5 \times 10^{11}$) resultou em menor fluxo ($23 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$). Para Wu et al. (2018), as densidades celulares somada as suas matérias orgânicas extracelulares contribuem para o *fouling* da membrana, mas as células são as contribuintes dominantes, porque se comportam como matéria particulada na unidade de tratamento da membrana, coerente com os resultados obtidos.

Tabela 6 - Número de células do fitoplâncton em quatro condições de fluxo constante e no fluxo crítico

Estação seca		Estação chuvosa	
Fluxo ($\text{L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$)	Número de células	Fluxo ($\text{L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$)	Número de células
J1 (10,4)	1,94366E+11	J1 (10,4)	4,38038E+11
J2 (20,8)	3,99626E+11	J2 (20,8)	8,97726E+11
J3 (31,2)	5,81039E+11	J3 (31,2)	1,27739E+12
J4 (41,6)	7,69005E+11	J4 (41,6)	1,69517E+12
Jc (29,8)	5,44924E+11	Jc (23)	9,56096E+11

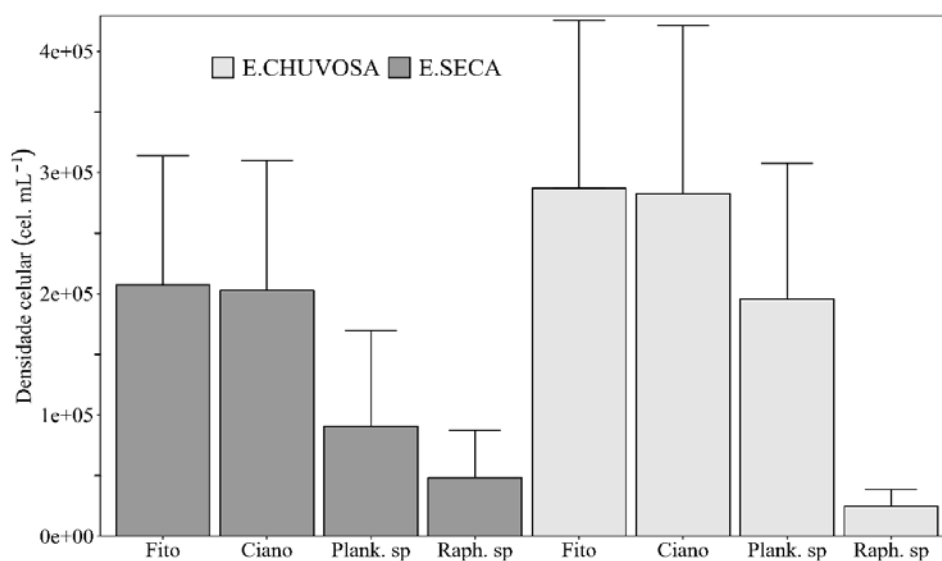
Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tal fato pode explicar a diminuição do fluxo crítico e do intervalo de contralavagem no período chuvoso, principalmente quando o fitoplâncton é majoritariamente representado por cianobactérias (99%). Dessas, 69% pertencem a organismos filamentosos do gênero *Planktothrix* sp. e, em menor percentual, do gênero *Raphidiopsis* sp. (9%) (Figura 16). No mesmo aqúde, Barros et al. (2019) também relataram histórico de proliferação de cianobactérias, com predominância de *Planktothrix agardhii* e *Raphidiopsis raciborskii*, assim como nos estudos de Santos et al. (2021). O gênero também foi apontado em dominância, nos

resultados de Akyol et al. (2021), quando *Planktothrix sp.* constitui a parte prevalente das cianobactérias (> 97% na maioria dos casos).

Desse modo, infere-se que a dominância de *planktothrix sp.*, indicada pelo aumento de densidade celular de 24% da estação seca para a chuvosa, ou seja, de 45% para 69%, possivelmente, tenha ocasionado *fouling* ligeiramente mais rápido na membrana, além da interferência de outros contaminantes não avaliados nesse estudo e que realizam outros tipos de bloqueios na membrana. O teste de Wilcoxon mostrou que esse aumento de células entre os períodos foi significativo ($p < 0.05$). Para Chiou, Hsieh e Yeh (2010), suspensão de cianobactérias tem maior potencial de incrustação entre as espécies avaliadas. Nos estudos de Guilbaud et al. (2018), o picoplâncton, cianobactérias e bactérias são prevalentes em água doce e o aumento nas concentrações dos microorganismos ($< 1 \mu\text{m}$), picoplâncton, induzem a diminuição na duração das sequências de filtração e aumentam o *fouling* irreversível.

Figura 16 - Densidade de fitoplâncton, cianobactérias e principais gêneros



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

3.4 Conclusão

A partir dos resultados apresentados acima, podem-se tirar as seguintes conclusões:

O fluxo crítico no período seco foi superior ao período chuvoso, logo, no primeiro semestre do ano, há maior potencial de *fouling*. Essa análise, estatisticamente, foi significativa e, portanto, a sazonalidade interfere no fluxo de permeado. Assim, o dimensionamento de projetos, em larga escala, para a matriz estudada, deve ser norteado pelo fluxo crítico do período

chuvoso, resultando em maiores quantidades de módulos para atendimento da vazão de projeto.

Em concordância com o fluxo, o intervalo de contralavagem foi superior no período de estiagem (65min) e, portanto, há menos perda de água de lavagem nessa condição. Além disso, com o ensaio, obteve-se a maximização do volume, em relação ao tempo, para ambos os períodos sem a necessidade de adoção de tempos de operação pré-definidos, geralmente apontados pela literatura como sendo entre 30 a 90 minutos.

A capacidade teórica de aplicação máxima da membrana, $7.2\text{m}^3/\text{h}/\text{módulo}$, e a capacidade dimensionada da unidade, $10\text{m}^3/\text{h}$, distribuída em 4 módulos de $60\text{m}^2/\text{módulo}$, especificada pelo fabricante, foi reduzida no ensaio piloto e isso, apenas, valida a premissa de que os parâmetros de operação devem ser condicionados à qualidade da água, ou seja, o dimensionamento precisa dos ensaios pilotos para diferentes qualidades da água, o que não invalida a tecnologia, apenas estabelece diretrizes para projetos específicos.

Em relação aos parâmetros de qualidade da água, o que diferiu entre os períodos foi a turbidez e a densidade celular. No período chuvoso, de 99% das células fitoplanctônicas, 69% pertenciam a organismos filamentosos do gênero *Planktothrix* sp. e, nos ensaios de fluxo crítico, onde se obteve as maiores quantidades de células retidas, com percentual médio de rejeição de 98%, ocorreu também a menor produtividade da membrana para o período chuvoso.

Todos os resultados obtidos demonstraram claramente a relevância para a determinação do fluxo crítico e frequência de contralavagem para sistemas de microfiltração e ultrafiltração, a fim de definir corretamente os parâmetros de projeto do sistema. Também foi claramente demonstrada a relevância para avaliar as condições críticas de operação para cada estação climática. Como uma perspectiva para o futuro, seria bastante relevante desenvolver alguma diretriz específica para o projeto de unidades de estação de tratamento de água baseadas em membranas, focando especificamente em um procedimento padronizado para obter os parâmetros de projeto corretos para cada aplicação.

4 IMPACTOS DO PROCESSO DE ULTRAFILTRAÇÃO PRESSURIZADA NA INTEGRIDADE CELULAR DE ALGAS E CIANOBACTÉRIAS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Um ponto preocupante dos sistemas pressurizados de UF, isoladamente, é a possível lise e liberação de cianotoxinas intracelulares devido ao estresse do cisalhamento da bomba de alimentação, em adição às lises que ocorrem naturalmente no ambiente (Gijsbertsen-Abrahamse *et al.*, 2006). Além da toxicidade, o evento de lise pode gerar compostos T&O e precursores de subprodutos da desinfecção (Arii *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2021; Wert *et al.*, 2014; Zhou *et al.*, 2014a).

4.1 Introdução

A reprodução excessiva de organismos fitoplanctônicos, principalmente de cianobactérias, devido à eutrofização da água dos reservatórios, representa um desafio para a operação de sistemas de tratamento de água para abastecimento público e para a segurança da população (Chen *et al.*, 2024). Além disso, essa condição ameaça a saúde dos animais aquáticos, diminui a biodiversidade e prejudica as atividades recreativas (Amorim; Moura, 2021; Foyssal; Timms; Neilan, 2024; Reid *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2021).

Esse desafio associa-se ao fato de que cianobactérias produzem uma grande variedade de bioativos e metabólitos secundários tóxicos (cianotoxinas), como microcistinas, cilindropermopsinas, saxitoxinas, anatoxina-a(s) e outros, podendo causar danos ao fígado (hepatotoxinas), ao sistema nervoso (neurotoxinas), às células (citotoxinas) ou à pele (dermatotoxinas) (Antoniou; De La Cruz; Dionysiou, 2005; Barros *et al.*, 2019; Sanseverino *et al.*, 2017; Wert *et al.*, 2014). Para assegurar a qualidade da água para consumo humano, a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabeleceu um limite de 1 µg/L para a presença de microcistina-LR, 0.7µg/L de Cilindropermopsinas e 3µg/L de saxitoxinas para consumo humano (WHO, 2021). No Brasil, a portaria do ministério da saúde GM/MS 888 determina o valor máximo permitido (VMP) de 1µg/L de cilindropermopsinas, 1µg/L de de todas as variantes de microcistinas e 3µg/L de saxitoxinas.

Os sistemas de tratamento por membranas de ultrafiltração (UF), alternativamente aos processos convencionais, são eficazes no tratamento de águas contendo algas e cianobactérias, bem como suas secreções celulares com massa molecular elevada (Li *et al.*, 2014). Entretanto, devido ao seu tamanho de poro (0.01 a 0.1 micrômetro), as membranas de ultrafiltração não têm capacidade para remover compostos dissolvidos, como cianotoxinas extracelulares e compostos que atribuem gosto e odor (T&O) à água (Chen *et al.*, 2024; Dixon

et al., 2011; Liu *et al.*, 2017a). Isso somente seria possível com a combinação de UF e nanofiltração (Gijsbertsen-Abrahamse *et al.*, 2006) ou com coagulação, dosagem de carvão ativado em pó e UF (Dixon *et al.*, 2011). Assim, um ponto preocupante dos sistemas pressurizados de UF, isoladamente, é a possível lise e liberação de cianotoxinas intracelulares devido ao estresse do cisalhamento da bomba de alimentação, em adição às lises que ocorrem naturalmente no ambiente (Gijsbertsen-Abrahamse *et al.*, 2006). Além da toxicidade, o evento de lise pode gerar compostos S&O e precursores de subprodutos da desinfecção (Arii *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2021; Wert *et al.*, 2014; Zhou *et al.*, 2014a). Estudos apontam a ocorrência de *fouling* nas membranas como um dos principais obstáculos para o tratamento de água de mananciais eutrofizados (Alborzi *et al.*, 2022; Chiou; Hsieh; Yeh, 2010; Gao *et al.*, 2011; Krantz *et al.*, 2023; Xu, Di *et al.*, 2021), considerando o comprometimento do fluxo de permeado pela quantidade de algas e cianobactérias e matéria orgânica associada, intracelular e extracelular (Li *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2017a). Contudo, florações de cianobactérias potencialmente tóxicas associadas aos eventos de lise e liberação de cianotoxinas são um dos maiores desafios sanitários para qualquer tecnologia de tratamento, inclusive as convencionais, amplamente utilizadas no país, mas sobretudo para as tecnologias alternativas como as de separação por membranas.

Até o momento, pelo menos dez tipos de estresses abióticos foram relatados para desencadear morte celular em cianobactérias, incluindo oxidantes (H_2O_2), irradiação ultravioleta, alta salinidade, herbicidas e aleloquímicos (Aguilera *et al.*, 2021). Oliveira *et al.*, (2021), além de agentes químicos, estudaram a interferência de gradientes hidráulicos (estresse mecânico) do processo de tratamento convencional sobre a integridade de 3 espécies de cianobactérias: *Microcystis aeruginosa*, *Raphidiopsis raciborskii*, e *Dolichospermum circinale*. Da mesma forma que para o sistema convencional, as pressões transmembranas dos sistemas de UF pressurizados (estresse hidráulico), podem comprometer a integridade de células fitoplanctônicas. Liu *et al.* (2017b) relataram que, apesar da rejeição celular total pelos sistemas, as toxinas extracelulares no permeado podem aumentar devido à provável lise.

A integridade celular pode ser avaliada por diversos marcadores. O uso de corantes sob citometria de fluxo e microscopia óptica permite uma rápida avaliação da viabilidade e estado fisiológico das células, como os Sytox (*green, blue, orange, red*), além dos corantes lipofílicos (BODIPY, dialquilcarbocianina (DiI, DiI_{C18}, e DiO DiOC₁₈) e dialquilaminostiril-DiA) (Dashkova *et al.*, 2016). A Eritrosina B, corante alimentício, que evidencia, sob microscopia óptica, células com membranas intactas, onde o corante não é absorvido e a

aparência da célula se mantém, e células lisadas, onde o corante penetra, acumula-se no citoplasma e cora a célula de rosa, mostrou-se um marcador barato e muito eficaz na diferenciação de células viáveis e não viáveis de algas e cianobactérias (Calomeni; Rodgers, 2015; Clemente *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2021). Some-se a isso que as análises de cianotoxinas e de indicadores de matéria orgânica dissolvida podem ser uma importante técnica comparativa e/ou complementar a análise de integridade celular, mas sobretudo uma técnica de certificação da segurança da água e de aumento de toxinas na fração extracelular.

Desse modo, diferentes pressões transmembranas (TMPs) podem ser aplicadas para verificar os efeitos sobre as células de algas e cianobactérias. Nos estudos de Liu *et al.* (2017b) foram avaliados valores de pressões transmembranas na faixa de 50 a 250 kPa para verificar os efeitos na espécie *Microcystis aeruginosa*, cultivada em laboratório. Nesse caso, o dano celular foi atribuído ao cisalhamento hidráulico e as rupturas não variaram significativamente com o aumento da TMP. *Microcystis* é a cianobactéria mais estudada em condições de laboratório. Em contrapartida, organismos que estão inseridos no meio ambiente, que adquirem mecanismos de sobrevivência às pressões bióticas e abióticas, podem apresentar respostas diferentes, além de não se tratar de uma cultura unialgal, mas de uma variedade de espécies com diferentes características morfológicas.

Embora, os efeitos da pressão hidráulica, força motriz dos sistemas de UF, sobre a integridade celular de *Microcystis aeruginosa* já tenha sido objeto de outras pesquisas (Campinas; Rosa, 2010; Liu *et al.*, 2017b), não se pode generalizar os efeitos do cisalhamento hidráulico para uma diversidade de espécies, sendo necessário estudos complementares para outras espécies em condições ambientais e mais próximas às observadas em sistemas de tratamento de água para abastecimento humano, por meio de ensaios em escala piloto.

Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da pressão hidráulica de operação de um sistema de UF sobre a integridade celular fitoplanctônica (algas e cianobactérias) durante o tratamento de água de um reservatório destinado a produção de água potável, visando corroborar e complementar os estudos de forma mais aprofundada, particularmente no que diz respeito à sensibilidade celular de diferentes organismos ao esforço de cisalhamento e à possível liberação de toxinas na água, compreendendo duas hipóteses principais:

A pressão hidráulica de sistemas de tratamento por UF pode ocasionar o rompimento de células fitoplanctônicas e liberação de toxinas e outros compostos intracelulares no meio ou não ocasionar nenhuma influência sobre a integridade dessas;

Existe uma pressão máxima a ser utilizada nos sistemas de UF, dentro da faixa de operação, que evite o rompimento celular e liberação de metabólitos intracelulares.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Delineamento experimental

4.2.1.1 Área de estudo e caracterização da unidade piloto de tratamento de água

O estudo de avaliação da integridade celular de organismos fitoplanctônicos do processo de ultrafiltração pressurizado foi aplicado à Estação de Tratamento de Água - ETA Gavião, localizada no município de Pacatuba, a 20 km de Fortaleza/CE, Brasil. A água bruta, captada no reservatório Gavião, alimentava uma unidade de ultrafiltração com capacidade de projeto de 10m³/h, membrana do tipo fibra oca, material de Poliacrilonitrila (PAN), fluxo de alimentação de fora para dentro, filtração do tipo *Dead-end* e tamanho de poro de 0,025µm, modelo AQUADIN UA1060. A Figura 17 representa a configuração experimental, desde o sistema de abastecimento (reservatório Gavião), mecanismo de transporte de água (gravidade – sifão e mangueira de PVC 2”), pré-tratamento (filtro de discos de 200 µm e 100 µm), tanque de armazenamento de água de alimentação, unidade de ultrafiltração (UF), tanque de água tratada (permeada), tanque de água de limpeza, tanques de solução de limpeza, além das bombas de alimentação, contralavagem e dosadoras e sistema de automação (válvulas solenóides, sensores de pressão, vazão, pH, temperatura e Controlador Lógico Programável - CLP).

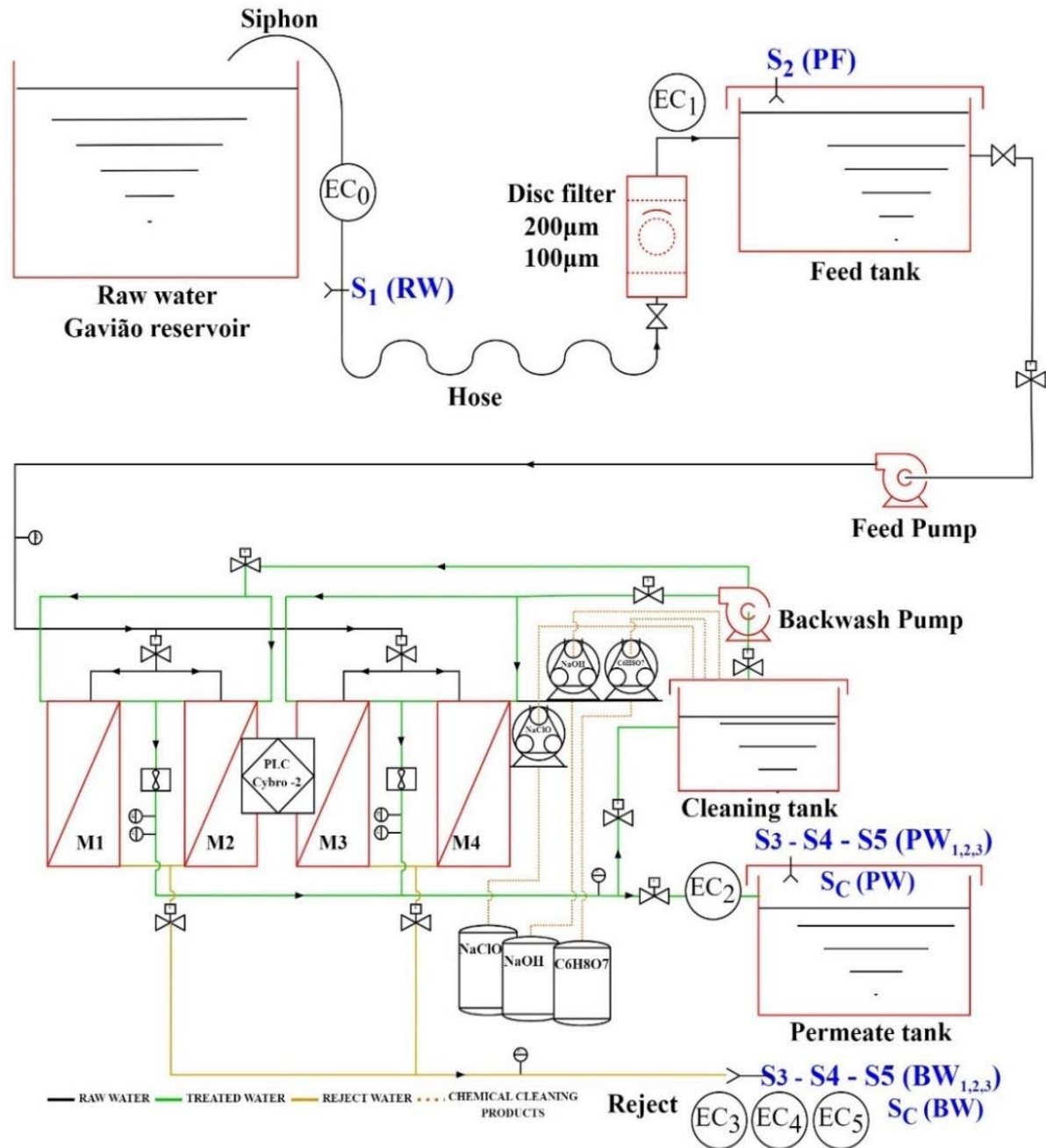
4.2.1.2 Condições experimentais

Para avaliação da influência da pressão hidráulica, três pressões foram estabelecidas (duas subcríticas - P1 e P2 e a crítica - P3), previamente definidas por análise de fluxo crítico da UF para os dois períodos do ano. Assim, sequencialmente, as pressões utilizadas foram 41.4, 62 e 82.7 kPa (período seco) e 27.6, 48.3 e 62 kPa (período chuvoso). Todas as etapas, antes e após a aplicação das pressões hidráulicas, foram avaliadas. Desse modo, seis condições experimentais foram estabelecidas e identificadas como RW (água bruta ou água de alimentação), condição experimental controle (EC₀); PF (água pós-filtro de disco de 100µm), condição experimental 1 (EC₁); PW (água permeada da UF, pós aplicação das Pressões

transmembrana pré-estabelecidas), condição experimental 2 (EC₂); BW1 (água de lavagem da UF na pressão 1), condição experimental 3 (EC₃); BW2 (água de lavagem da UF na pressão 2), condição experimental 4 (EC₄); BW3 (água de lavagem da UF na pressão 3), condição experimental 5 (EC₅). No total foram 6 EC, 6 amostragem mensais, totalizando 30 amostras no período seco e 30 amostras no período chuvoso, distribuídas em 5 meses para as duas estações.

As amostras designadas como S1 (RW), S2 (PF), S_C (PW), S3 (BW1), S4 (BW2) e S5 (BW3) foram submetidas a análise de integridade celular, sendo S3 (BW1), S4 (BW2) e S5 (BW3) as amostras principais para a representatividade da análise. As amostras designadas como S1 (RW), S2 (PF), S_C (BW), S3 (PW1), S4 (PW2) e S5 (PW3) foram destinadas às análises de cianotoxinas (saxitoxinas, cilindrospermopsinas, microcistinas), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), absorbância UV₂₅₄ e absorbância específica de luz UV (AEUV), sendo S3 (PW1), S4 (PW2) e S5 (PW3) as amostras principais para a representatividade das análises. S1, S2, S3, S4 e S5 foram amostras simples e S_C, amostras compostas (Figura 17).

Figura 17 – Configuração experimental e sistema de tratamento



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

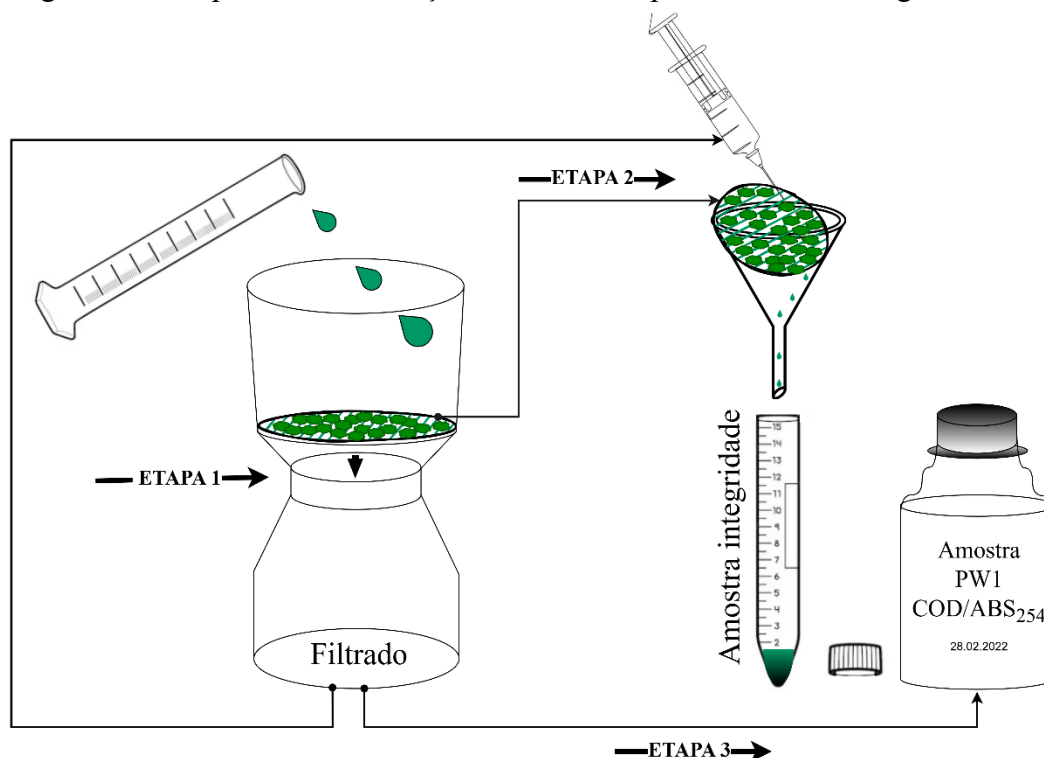
4.2.2 Análise de Integridade Celular

4.2.2.1 Preparo das Amostras

Para facilitar a contagem de organismos, 100mL de cada amostra foram filtradas por gravidade em membranas de 0,45µm e os organismos retidos na membrana foram

transferidos da superfície, por jatos de água com seringa contendo 4mL do meio filtrado, para tubos de ensaios. Assim, todas as amostras foram concentradas em 25x e os organismos mantidos no seu meio natural. Os filtrados remanescentes foram armazenados para as análises de COD e ABS_{254} (Figura 18).

Figura 18 – Etapas de concentração das amostras para análise de integridade celular



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

4.2.2.2 Preparo da solução aquosa 0,5% de Eritrosina B.

A solução corante, eritrosina B (0,5%), indicadora de lise celular dos organismos fitoplanctônicos, foi preparada dissolvendo 0,5g de eritrosina B em água deionizada e completando para 100mL de solução em balão volumétrico.

4.2.2.3 Análise microscópica e contagem de células e organismos

Para a análise microscópica de integridade celular, a solução de Eritrosina B (0,5%) foi adicionada às amostras na proporção de 1:1 e, após 15 min em abrigo de luz, a fim de evitar degradação do corante, as amostras eram examinadas em microscópio óptico biológico (Calomeni; Rodgers, 2015; Clemente *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2021). Neste estudo, 100 organismos da diversidade total do reservatório Gavião (algas e cianobactérias) foram

selecionados aleatoriamente, em lâmina rasa e em varredura com distribuição uniforme, e avaliados quanto a integridade celular. A análise foi realizada em duplicata. No total, incluindo pontos e períodos amostrais, foram 12.000 resultados de integridade celular, considerando organismos íntegros e lisados.

Para os resultados do número de cél/organismos, 30 organismos de cada espécie foram selecionados e contados. A quantidade de células por organismos pode contribuir para indicar lise em relação a um referencial (controle) pela redução de tricomas, colônias ou outras morfologias. Dos organismos contados representados pelas 50 espécies no período seco e 56 espécies no período chuvoso, 18 organismos (9 algas e 9 cianobactérias) foram selecionados para os estudos descritivos e inferenciais, baseando-se nos critérios de densidade celular (Apêndice B), frequência e/ou potencial de produção de toxinas (metabólitos secundários). A densidade celular foi medida de acordo com métodos padrão, usando um microscópio invertido (Zeiss-056485) e câmara de Sedgewick-Rafter (APHA-AWWA-WEF, 2017).

4.2.3 Análise de cianotoxinas, COD, UV254 e AEUV

As três principais cianotoxinas (saxitoxinas, cilindrospermopsinas e microcistinas) foram avaliadas pelo método imunoenzimático (ELISA - *Enzyme-Linked Immunosorbent Assay*), conforme manual padrão do fabricante ABRAXIS® e Beacon Analytical System, Inc. Para os ensaios, as amostras foram fortificadas nas concentrações 1:3, padrão 2ppb: água destilada; 1:3, padrão 0.4ppb: água destilada e 1:1, padrão 2ppb: água destilada, com volume final de 400µL para cilindrospermopsinas, saxitoxinas e microcistinas, respectivamente. Para cada ponto amostral, o ensaio foi composto por alíquotas em duplicatas, além do branco (água destilada), branco fortificado, os padrões da curva de calibração e padrão de controle positivo. Os padrões variaram de 0 a 0,4ppb para saxitoxinas, com controle positivo de 0,075ppb; de 0 a 2ppb para cilindrospermopsinas, controle positivo de 0,75ppb; e de 0 a 5ppb para microcistinas e controle positivo de 0,75ppb. A concentração de cianotoxinas, em µg/L, foi calculada conforme Equação 15.

$$C_c (\mu\text{g/L}) = [C_{Af} - (C_{Bf} - C_B)] \quad (15)$$

Onde:

C_c = Concentração cianotoxina

C_{Af} = Concentração na amostra fortificada

C_{Bf} = Concentração no branco fortificado (água destilada)

C_B = Concentração no branco (água destilada)

Avaliou-se também a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD), a absorvância UV₂₅₄, para a determinação da absorvância específica ultravioleta (AEUV) como indicadores de danos à célula e liberação de metabólitos secundários (cianotoxinas). Nesse caso, o interesse se concentra na fração da matéria orgânica intracelular (MOI) da matéria orgânica algogênica (MOA), que se compõe da matéria orgânica extracelular (MOE) e Intracelular (MOI). A liberação de compostos intracelulares (MOI), além de toxinas, a partir do rompimento das células, tende a aumentar a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) (Coral, 2012).

A concentração de COD foi obtida com a utilização de um analisador de carbono orgânico total, marca Shimadzu, modelo TOC-L e a absorvância UV₂₅₄ utilizando-se um espectrofotômetro, marca Agilent, modelo Cary 60 UV-Vis e uma cubeta de quartzo de 1 cm de caminho óptico, após filtração das amostras em membrana de 0,45µm. A água destilada foi utilizada como padrão de absorvância nula. SUVA (L.mg⁻¹.m⁻¹) foi determinada pela divisão da absorvância UV₂₅₄ (m⁻¹) pelo carbono orgânico dissolvido (COD), em mg/L. Todos os ensaios seguiram os procedimentos e métodos propostos pelo Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater 23rd Edition (2017) (APHA-AWWA-WEF, 2017).

4.2.4 Análises estatísticas

O teste da soma de postos de Wilcoxon foi utilizado para verificar se havia diferenças significativas na quantidade de células por organismos entre as condições experimentais. O *p value* foi ajustado pelo método de Bonferroni. Para identificar quais fatores estiveram associados aos eventos de lise foram utilizados modelos de regressão logística binária para determinação da razão de chance de uma espécie lisar ou não lisar em relação aos preditores da Tabela 7 (variáveis independentes). Para isso, considerou-se como variável dependente a média das triplicatas da análise de integridade celular, considerando os valores percentuais de integridade (% lise e % não lise). Ressalte-se que cada preditor foi analisado separadamente. Para cada uma das variáveis preditoras definiu-se a categoria de referência. A análise foi norteadada a partir da regressão que confronta lise com as categorias algas e cianobactérias, podendo as regressões posteriores restringirem-se ao filo cianobactérias ou algas. Métodos semelhantes foram aplicados nos estudos de Clemente et al. (2020), Oliveira et al. (2021) e Pestana et al.(2019).

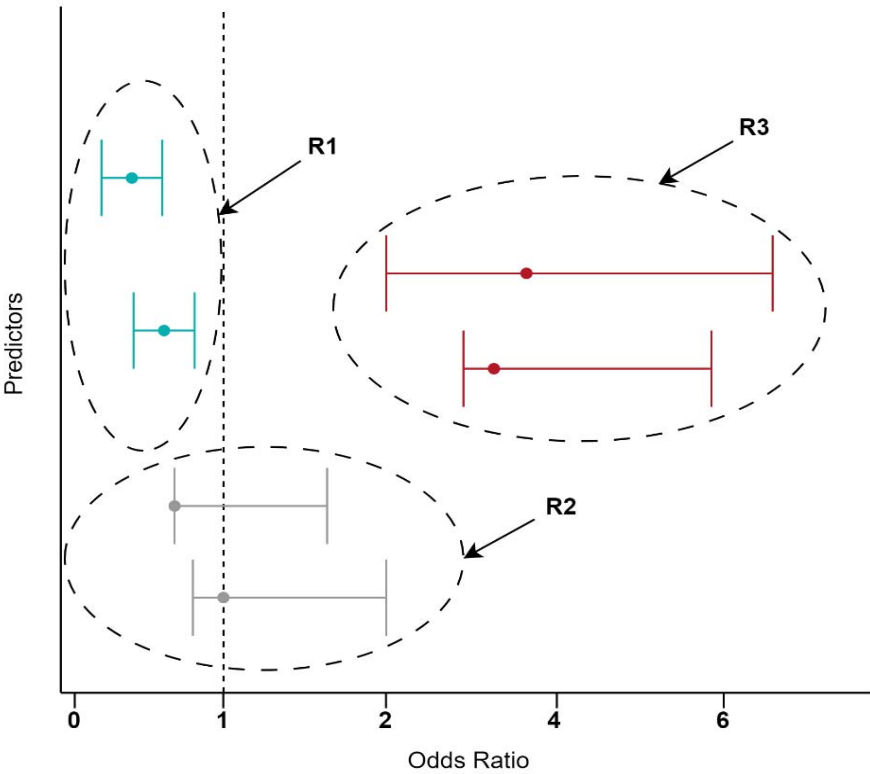
Tabela 7- Variáveis da regressão logística binária para as chances dos eventos de lise baseadas em hipóteses específicas

Preditores	Hipótese	Categorias	Categoria de referência
Filo	Cianobactérias são mais susceptíveis à lise celular do que algas (H1)	Cyanobacteria e algae	Algae
Gêneros /táxons	Dentre as cianobactérias há gêneros mais susceptíveis aos eventos de lise do que outros (H2)	Aphanizomenon sp. Aphanocapsa sp. Coelomonon sp. Dolichospermum sp. Merismopedia sp. Microcystis sp. Planktolyngbya sp. Planktothrix sp. Raphidiopsis sp.	Planktothrix sp.
Morfologia	Existem organismos morfológicamente mais susceptíveis que outros (H3)	Unicelular, Colonial, Filamentosa	Colonial
Condições experimentais	Existem condições físicas que se associam a lise (H4)	RW, PF, PW, BW1, BW2, BW3	RW
Sazonalidade	A sazonalidade está associada aos eventos de lise celular (H5)	Dry e Wet	Dry

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Apenas os modelos ajustados, quando o teste da deviance não foi significativo ($p > 0.05$) e o gráfico dos resíduos de Pearson e a deviance foram aleatoriamente distribuídos e apresentaram poucas violações no intervalo de ± 3 foram considerados. A partir desses modelos, as associações foram quantificadas por intermédio da razão de chance (odds ratio). A razão de chance (ponto) e seus intervalos de confiança (barra de erro) podem assumir valores nas Regiões, R1, R2 e R3, conforme Figura 19 e são definidas e interpretadas na Tabela 8. Todas as análises estatísticas e gráficas foram realizadas usando o software R no ambiente de desenvolvimento Rstudio.

Figura 19 – Representação gráfica das regiões das Odds Ratio



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 8 - Definição e interpretação das odds Ratio

Região	Definição	Interpretação
R1	Estimativa do Odds ratio e intervalo de confiança < 1	As chances de lise celular na classe testada diminuem em relação a categoria de referência
R2	Estimativa do Odds ratio ou intervalo de confiança =1	As chances de lise celular na classe testada podem ser iguais em relação a classe de referência, logo inconclusivo
R3	Estimativa do Odds ratio ou intervalo de confiança >1	As chances de lise celular na classe testada aumentam em relação a classe de referência

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

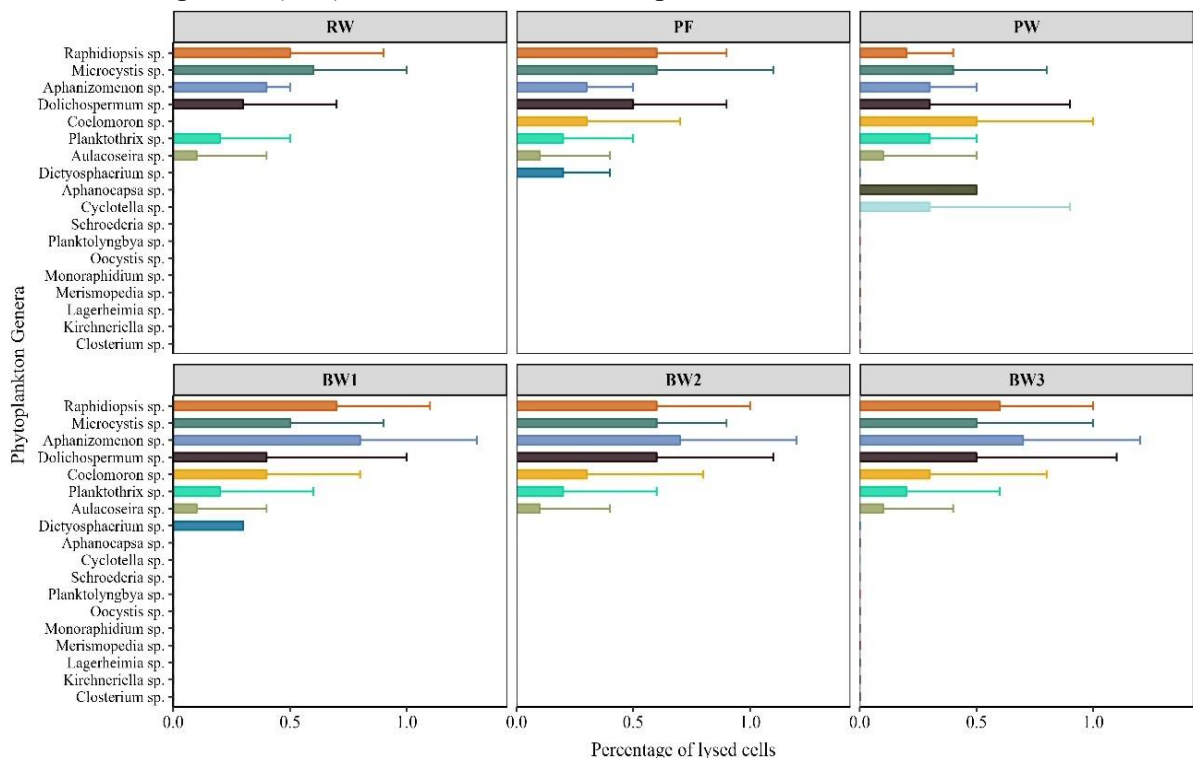
4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Condições experimentais e percentuais de lise celular

Quanto aos resultados de integridade para o período seco, percebe-se que, reunindo todas as condições experimentais, em média, 41,65% dos 18 gêneros avaliados apresentaram lise celular (barras + desvio padrão). Nessas condições, 75% a 84% foram de cianobactérias. Da categoria algas, apenas o gênero *Aulacoseira* sp., mais especificamente a espécie *Aulacoseira granulata*, apresentou comprometimento celular em todas as condições

experimentais, porém com percentual de lise menor ou igual ao controle (RW). Da categoria cianobactérias, em geral, *Aphanizomenon* sp., *Coelomonon* sp., *Dolichospermum* sp. e *Raphidiopsis* sp. foram os táxons que reuniram os maiores percentuais de lise (40% a 80%) quando comparados ao controle (RW), principalmente nas condições BW1, BW2 e BW3, que correspondem às três pressões estudadas para o potencial de lise dos organismos. Os gêneros de algas (*Schroederia* sp., *Oocystis* sp., *Monoraphidium* sp., *Lagerheimia* sp., *Kirchneriella* sp., *Closterium* sp.) e de cianobactérias (*Planktolyngbya* sp. e *Merismopedia* sp.) não tiveram evidências de lise em nenhuma das condições avaliadas (Figura 20).

Figura 20 - Percentage of lysed phytoplankton cells in the dry season e nas diferentes condições experimentais (Raw water (RW), Pós-Filter 100µm (PF), Permeate water (PW), Backwash na pressão 1 (BW1), Backwash na pressão 2 (BW2), Backwash na pressão 3 (BW3)). Barras de erro = desvio padrão (n=2), ausência de barras = espécies não lisadas

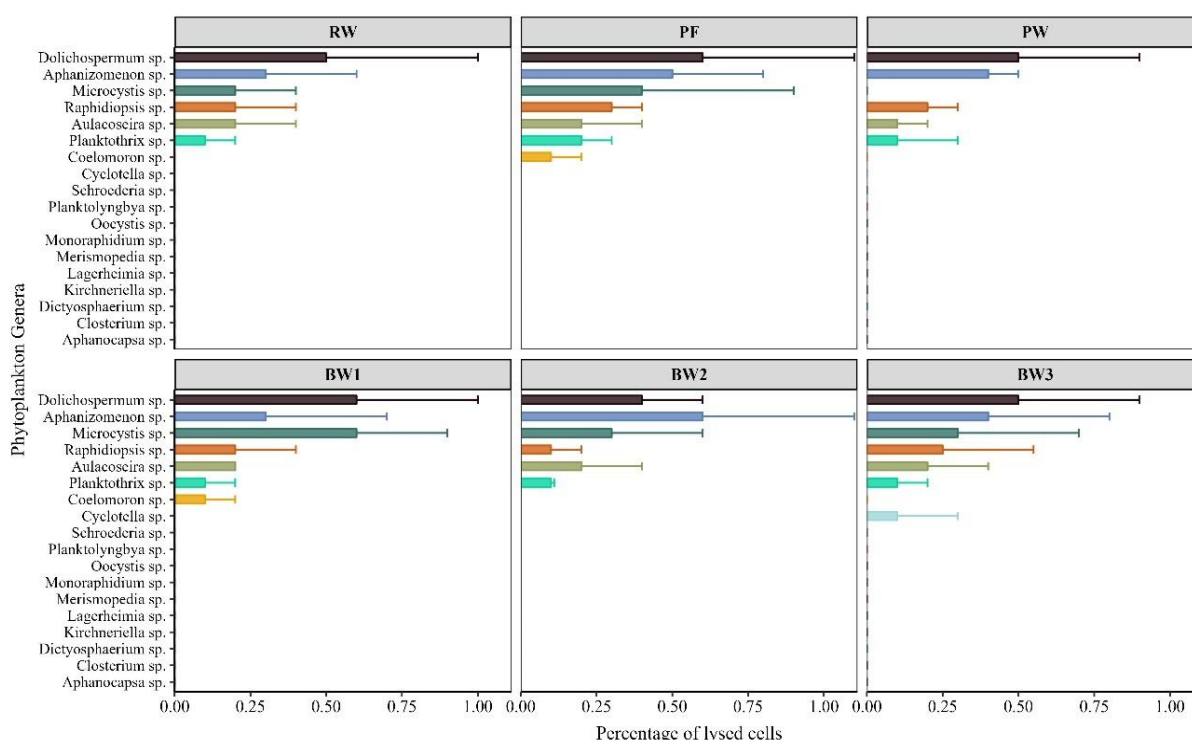


Fonte: Elaborada pela autora (2024).

No geral, para o período chuvoso, no máximo, 39% dos táxons apresentaram lise celular. Desses, em média, 81,6% são de Cianobactérias. Os gêneros que apresentaram mais susceptibilidade em relação ao controle foram *Aphanizomenon* sp. e *Microcystis* sp., máximo de 60% de lise. De maneira similar ao ocorrido no período seco, o gênero de algas que apresentou lise em todas as condições experimentais foi *Aulacoeira* sp., exceto no ponto BW3 que apresentou lise para o gênero *Cyclotella* sp. De modo geral, após os pré-filtros (PF) da

unidade de ultrafiltração ocorreu aumento de lise celular, indicando que outras pressões de cisalhamento hidráulico, não necessariamente da pressurização do sistema de UF, podem aumentar a lise celular em relação às pressões naturais das condições ambientais dos organismos (RW) (Figura 21).

Figura 21 - Percentage of lysed phytoplankton cells in the wet season e nas diferentes condições experimentais (Raw water (RW), Pós-Filter 100µm (PF), Permeate water (PW), Backwash na pressão 1 (BW1), Backwash na pressão 2 (BW2), Backwash na pressão 3 (BW3)). Barras de erro = desvio padrão (n=2), ausência de barras = espécies não lisadas



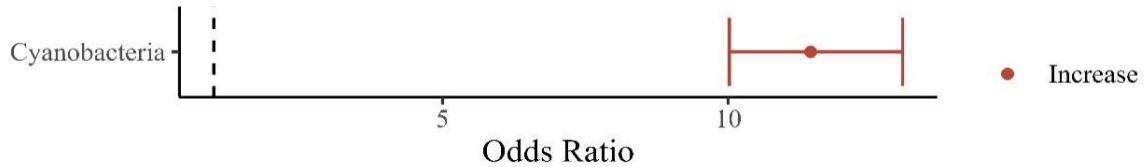
Fonte: Elaborada pela autora (2024).

4.3.2 Aplicação do modelo de regressão logística binária para determinar a razão de chance (Odds ratio) de ocorrência de eventos de lise celular

Os resultados da análise de regressão logística, que associou separadamente diferentes preditores (filo, táxons (gêneros), morfologia, sazonalidade e condições experimentais) para identificar quais fatores estiveram associados à lise e determinar a razão de chance de ocorrência desse evento, mostraram que quando os percentuais de integridade foram confrontados com o filo (algas e cianobactérias), as chances de lise em cianobactérias foram 11, 44 vezes maiores do que em algas (Figura 22). As insignificativas ocorrências de lise da categoria algas direcionou esse estudo para a categoria cianobactérias, tanto pelo fato da não produção de cianotoxinas pelas algas, como pela falta de potencial de liberação e incremento

da MOI e produção de precursores de THM pelas condições experimentais desse estudo.

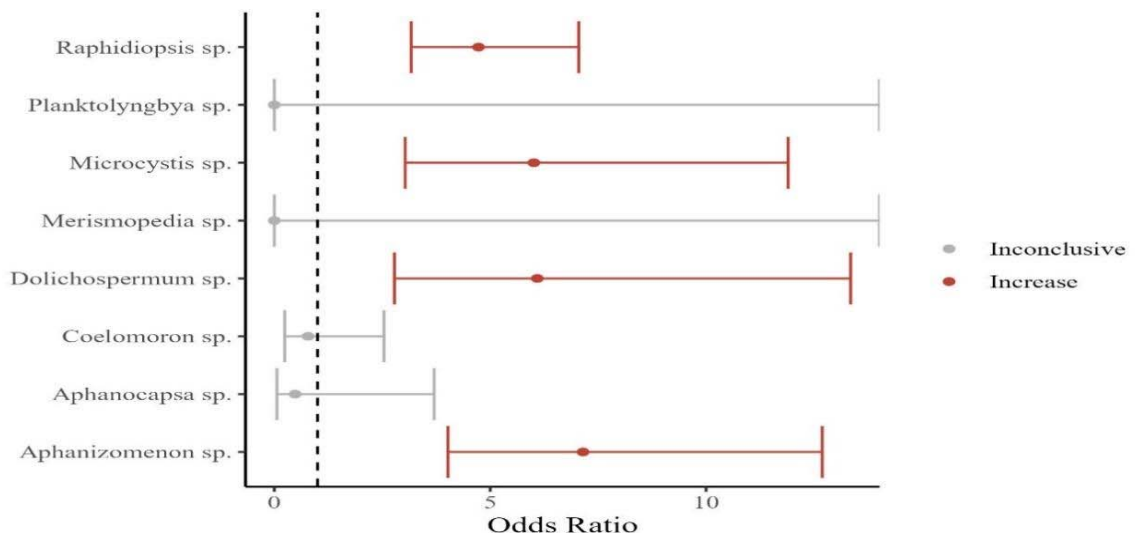
Figura 22 - Impacto dos filos fitoplanctônicos, algas e cianobactéria, para a razão de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: *algae*



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Dentro da classe cianobactéria, *Planktothrix* sp. dominou a maior parte dos experimentos, sendo assim foi a espécie de referência para este estudo. De acordo com a Figura 23, as espécies que tiveram maiores chances de lise em relação a *Planktothrix* sp. foram *Aphanizomenon* sp. (7.15), *Dolichospermum* sp. (6.09), *Microcystis* sp. (6.01) e *Raphidiopsis* sp. (4.73 vezes mais). As demais espécies tiveram resultados inconclusivos, ou seja, podem apresentar as mesmas chances de lise de *Planktothrix* sp. Assim, todas as cianobactérias avaliadas apresentam no máximo as mesmas susceptibilidades do gênero de referência (*Planktothrix* sp.).

Figura 23 - Impacto dos gêneros de Cyanobacteria para as razões de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: *Planktothrix* sp.

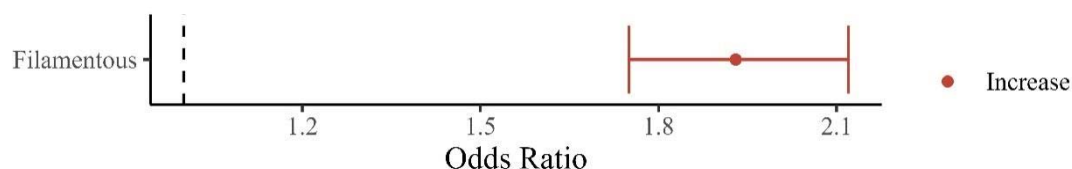


Fonte: Elaborada pela autora (2024).

A hipótese de que morfologicamente existem organismos mais susceptíveis que outros valida-se pelo modelo quando se verifica que aumentam as chances de lise em espécies

filamentosas de 1,93 vezes mais, ou seja, a chance de ocorrência do evento é 93% maior em organismos que apresentam morfologias filamentosas do que em organismos que apresentam morfologias coloniais (Figura 24).

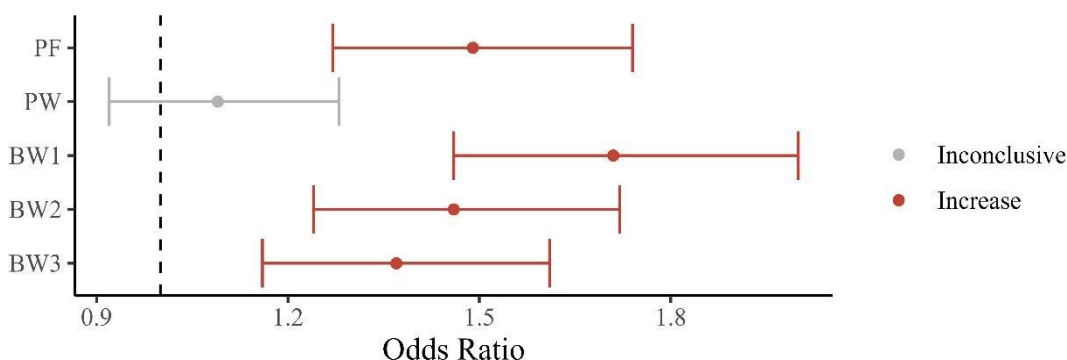
Figura 24 - Impacto da morfologia para as razões de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: Colonial



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Em relação as condições experimentais, as chances de lise celular foram respectivamente de 1.49, 1.71, 1.46, 1.37 vezes mais em PF, BW1, BW2 e BW3, quando comparadas com a condição RW (água bruta) (Figura 25). Nesse caso, os resultados indicam que pressões físicas se associam a lise celular (Hipótese 4). Entretanto, nos gêneros remanescentes da água tratada (PW), as chances de lise foram inconclusivas. Verifica-se que a estimativa de ocorrência de lise no filtro de disco (PF) foi semelhante as estimativas de lise nas condições que refletem as pressões hidráulicas do sistema de UF (BW1, BW2 e BW3), portanto o rompimento celular pode ocorrer antes das pressões impostas aos sistemas de membranas pressurizados, não estando intrínseco às pressões hidráulicas aplicadas neste estudo, mas também a outras prováveis pressões de transportes hidráulicos. A probabilidade de aumento de comprometimento celular nas pressões 1 (BW1), 2 (BW2) e 3 (BW3), média de 33% em relação às pressões ambientais (RW), ambiente natural dos organismos, mostra que não foi possível definir uma pressão ótima de operação para o sistema que evite a lise celular, tanto pela ocorrência do aumento de lise na condição que antecede à pressurização da UF como na ausência de diferenças significativas nas pressões experimentais aplicadas. Entretanto, como o estudo revela que o sistema/conjunto de UF pressurizada pode ocasionar aumento de lise celular em espécies potencialmente tóxicas e com chances de liberação de conteúdo intracelular, o monitoramento de metabólitos secundários, principalmente de cianotoxinas, deve ser sistemático, conforme preconizam as legislações e portarias sanitárias, ou intensificado de acordo com possíveis florações.

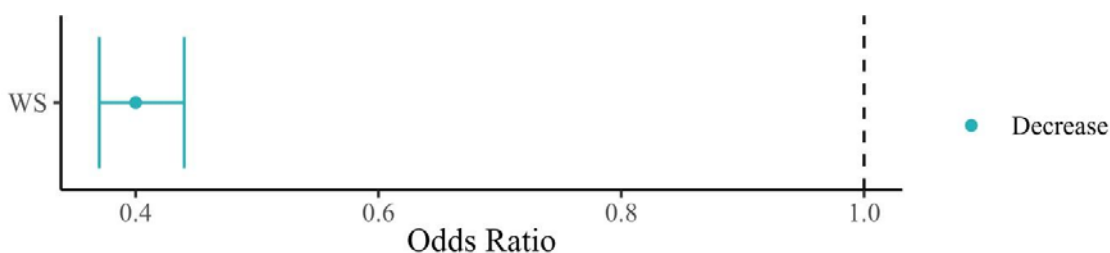
Figura 25 - Impacto das condições experimentais para as razões de chance de lise na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: RW



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Quando se analisa a sazonalidade, entende-se que as chances de lises no período chuvoso são 0,4 vezes menores do que as chances de lises no período seco, com chance de oscilação entre 0.37 e 0.44 vezes (Figura 26). No geral, o quantitativo de células no experimento foi mais representativo no período seco, principalmente de espécies menos resilientes (*Raphidiosis* sp., *Dolichospermum* sp. e *aphanizomenon* sp.) (Apêndice B), o que provavelmente tenha justificado a maior probabilidade de lise nesse período.

Figura 26 - Impacto da sazonalidade para as razões de chance de lises na associação entre integridade celular (% lise e % não lise). Categoria de referência: DS



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

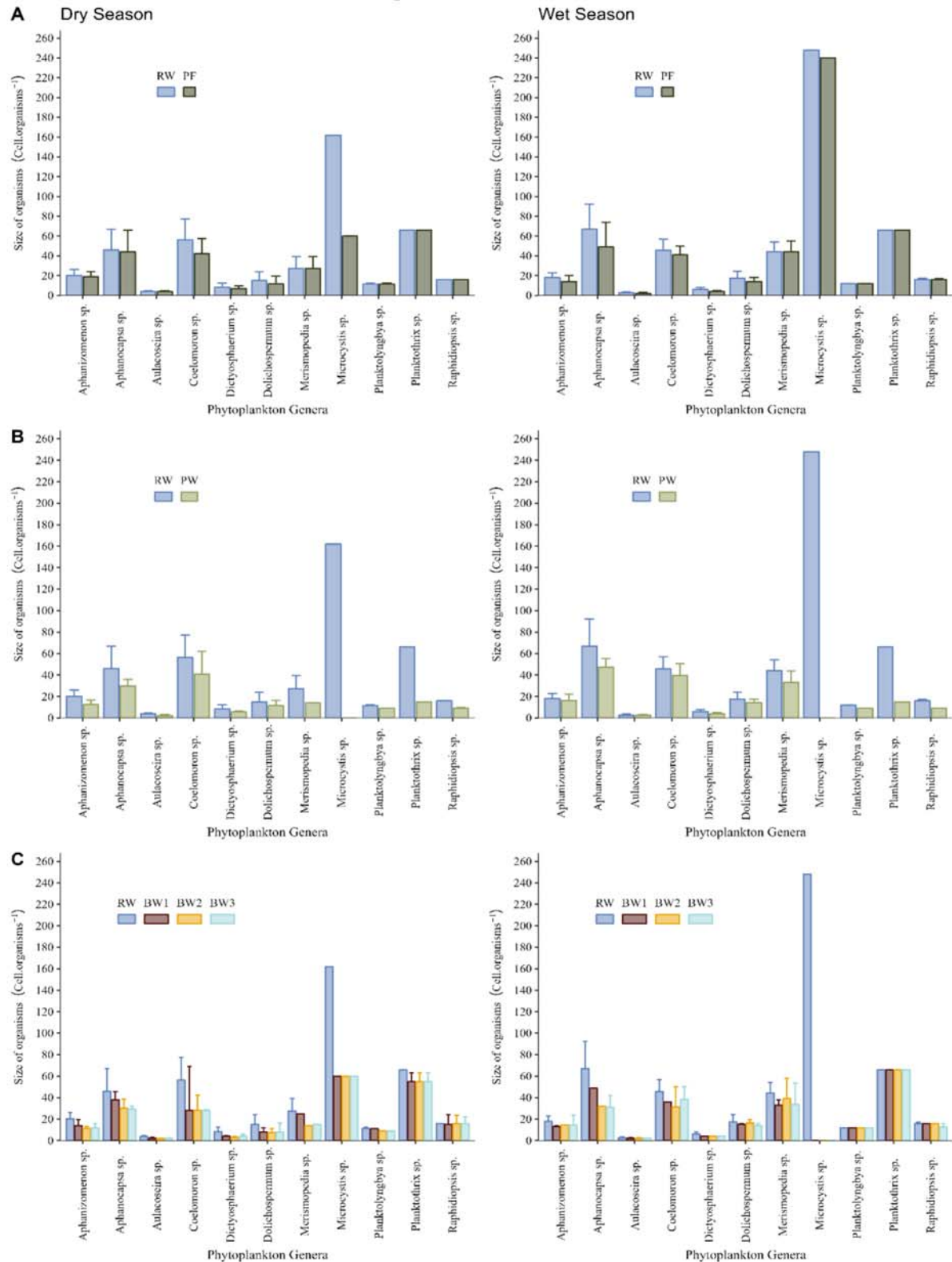
4.3.3 Efeito das condições experimentais no tamanho de células coloniais e filamentosas

Embora as condições experimentais apresentem densidades de células diferentes, atribuídas a remoção parcial no filtro de disco (PF), concentrações na retrolavagem (BW) e remoção em quase sua totalidade pelo sistema de UF, em média 99,2%, ou seja, com apenas 0,7% de células no permeado (PW) (Tabela 9), ainda foi possível ampliar a discussão de integridade celular acrescentando a avaliação dos dados de células por organismos como

indicadora de redução no tamanho das espécies. Desse modo, considera-se que houve perda na quantidade de células, comprometendo o comprimento (filamentos) ou diâmetro (colônias) dos organismos na condição PF e nas condições que refletem as pressões hidráulicas testadas (BW's e PW), quando comparados a condição de referência (RW). Exceto para *Aulacoseira* sp. e *Dictyosphaerium* sp. (gêneros de algas), os gêneros de cianobactérias foram os mais afetados em relação a perda de células e, portanto, redução do tamanho médio inicial do organismo (RW). Infere-se, ainda, que o gênero mais resiliente às tensões de cisalhamento e pressões hidráulicas, *Planktothrix* sp., apresentou perda celular de no máximo 17% (66 para 55 células por organismos) nos organismos que ficaram retidos, verificados nas amostras da retrolavagem (BW's). Entretanto, no permeado (PW), o gênero apresentou 77% (66 para 15 células por organismos) de redução celular para ambos os períodos (Figura 27B e 27C). Nesse caso, as significativas reduções podem ter favorecido a passagem desses filamentos pela membrana.

Os gêneros *Aphanizomenon* sp., *Dolichospermum* sp., *Planktolyngbya* sp. e *Raphidiopsis* sp. tiveram o mesmo comportamento, de 9% a 45% de perda celular nos organismos remanescentes do tratamento. Desses, *Raphidiopsis* sp. apresentou o maior percentual de perda (44%). Acentuadamente no período seco, os gêneros de morfologia colonial, *Aphanocapsa* sp., *Coelomorion* sp. e *Merismopedia* sp. tiveram, respectivamente, perda celular média de 29%, 50%, 34% após estresses das pressões hidráulicas testadas (BW1, BW2 e BW3). Nesse mesmo período, *Microcystis* sp. apresentou 63% após os filtros (PF) e esse percentual manteve-se após estresses hidráulicos (BW1, BW2 e BW3). Em ambos os períodos, especificamente nessa análise, *Microcystis* sp. não foi identificada no permeado. Para o período chuvoso, o gênero também não foi encontrado nas amostras de retrolavagem. Tal ocorrência pode estar associada à desintegração da colônia, dificultando a identificação taxonômica e perda celular de 100% ou a não detecção na alíquota, Figura 27C e 27B e Tabela S2 (Apêndice C).

Figura 27 - Perda de células por organismos nas diferentes etapas do processo de UF (condições experimentais). As perdas referem-se a diferença em relação aos organismos da condição RW. (A) - Filtro de disco (PF) em relação a água bruta/alimentação (RW). (B) - Permeado (PW) em relação a RW. (C) - Água de retrolavagem (BW) em relação à RW. Valores zerados significam que os gêneros não foram identificados na sua morfologia original, podendo significar perda total de células ou não detecção na alíquota.



Fonte: Elaborada pela autora (2024).

Tabela 9 - Análise quantitativa nas diferentes condições experimentais (RW, PF, BW e PW) e eficiência de remoção de células da UF ($\% = \text{RW-PW/RW}$) nos períodos seco e chuvoso.

Período seco					Período chuvoso				
RW (cél/mL)	PF (cél/mL)	BW (cél/mL)	PW (cél/mL)	Eficiência RW/PW %	RW (cél/mL)	PF (cél/mL)	BW (cél/mL)	PW (cél/mL)	Eficiência RW/PW %
260,436.1	165,935.6	753,370.1	1,812.9	99,3	221,078.7	164,1648	326,691.1	1.718.9	99,2

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

4.3.4 Parâmetros indicadores de liberação de matéria orgânica intracelular (MOI) e cianotoxinas

De acordo com a Tabela 10, após estresses físicos (pressões hidráulicas do sistema), os resultados dos parâmetros de matéria orgânica natural-MON (COD, UV_{254} , AEUUV), não evidenciaram aumento na matéria orgânica dissolvida pelo processo de UF para o permeado (PW1, PW2, PW3) quando se compara ao controle (RW). Logo, infere-se que, embora diante da probabilidade de aumento de lise pelos gêneros potencialmente tóxicos (*Raphidiopsis*, *Microcystis*, *Dolichospermum* e *Aphanizomenon*) não se teve evidência significativa de liberação de metabólitos secundários pelas células lisadas. De forma direta, tal fato se justifica quando as análises das principais cianotoxinas (microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas) mostraram que os níveis desses metabólitos estão abaixo dos VMP's especificados pela portaria GM 888 do MS e OMS em todas as condições experimentais.

Tabela 10 - Parâmetros complementares de avaliação de matéria orgânica dissolvida nas condições experimentais no período seco e cianotoxinas

Condições experimentais	Período seco					
	COD (mg/L)	ABS-254 (m^{-1})	AEUV ($\text{L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$)	Cianotoxinas (μL)*		
				MIC	SAX	CYL
RW	8.82 ± 0.31	23 ± 1.87	2.65 ± 0.18	0.08 ± 0.04	0	0.05 ± 0.14
PF	8.40 ± 0.37	22 ± 3.1	2.58 ± 0.38	0.13 ± 0.14	0.01 ± 0.02	0.04 ± 0.14
PW1	8.32 ± 0.41	22 ± 1.6	2.63 ± 0.32	0.16 ± 0.09	0.012 ± 0.02	0.03 ± 0.09
PW2	8.19 ± 0.35	23 ± 1.2	2.74 ± 0.20	0.19 ± 0.14	0	0.04 ± 0.06
PW3	8.25 ± 0.21	22 ± 1.08	2.73 ± 0.13	0.13 ± 0.07	0.002 ± 0.02	0.06 ± 0.13
BW	9.83 ± 0.63	24 ± 0.85	2.42 ± 0.23	0.13 ± 0.07	0	0.07 ± 0.12

*VMP GM/MS 888: Cilindrospermopsinas (1,0 μL), Microcistinas (1,0 μL), Saxitoxinas (3,0 μL)

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

No período chuvoso (Tabela 11), exceto para o parâmetro microcistina que apresentou resultado de $0.79 \mu\text{L}$ na água de lavagem (BW), porém atendendo o VMP

preconizado (1 μL), os demais parâmetros não mostraram diferenças representativas. A densidade celular do gênero *microcystis*, potencialmente produtora de microcistina foi de 59,2% superior nesse período (Tabela S1-Apêndice B), o que possivelmente pode ter contribuído para a maior concentração desse metabólito na água de lavagem. Além disso, a água de lavagem tem uma concentração de células muito superior à água de alimentação, que além de influenciar pode prolongar a liberação de conteúdo intracelular. Embora não seja na água de distribuição, estudos posteriores podem ser realizados devido a possibilidade de reutilização da água de lavagem para a produção e principalmente após as lavagens químicas (CEB).

Tabela 11 - Parâmetros complementares de avaliação de matéria orgânica dissolvida nas condições experimentais no período chuvoso e cianotoxinas

Condições experimentais	Período chuvoso					
	COD (mg/L)	ABS254 (m-1)	AEUV (L.mg-1.m-1)	Cianotoxinas (μL)		
				MIC	SAX	CYL
RW	8.48 $\pm$ 0.32	21.58 $\pm$ 2.67	2.51 $\pm$ 0.36	0.05 $\pm$ 0.08	0.03 $\pm$ 0.03	0.17 $\pm$ 0.42
PF	7.91 $\pm$ 0.43	21.17 $\pm$ 2.1	2.67 $\pm$ 0.38	0.08 $\pm$ 0.07	0.01 $\pm$ 0.03	0.05 $\pm$ 0.27
PW1	8.45 $\pm$ 0.51	20.7 $\pm$ 2.01	2.45$\pm$0.37	0.11 $\pm$ 0.10	0.02 $\pm$ 0.03	0.04 $\pm$ 0.18
PW2	8.23 $\pm$ 0.35	20.71 $\pm$ 2.37	2.49$\pm$ 0.37	0.11 $\pm$ 0.09	0.03 $\pm$ 0.04	0.02 $\pm$ 0.13
PW3	7.81 $\pm$ 0.26	20.82 $\pm$ 2.06	2.62$\pm$ 0.34	0.03 $\pm$ 0.08	0.03 $\pm$ 0.03	0.01$\pm$ 0.12
BW	7.95 $\pm$ 0.55	21.68 $\pm$ 2.09	2.71 $\pm$ 0.41	0.79 $\pm$ 1.59	0.02 $\pm$ 0.03	0.02 $\pm$ 0.09

*VMP GM/MS 888: Cilindrospermopsinas (1,0 μL), Microcistinas (1,0 μL), Saxitoxinas (3,0 μL)

Fonte: Elaborada pela autora (2024).

4.4 Discussão

Os resultados deste estudo estão de acordo com as suas hipóteses específicas, ou seja, cianobactérias são mais susceptíveis a lise celular do que as algas, Hipótese 1 (Figura 22). Além disso, comprovou-se que dentro da classe há gêneros mais sensíveis aos estresses das condições experimentais que outros, Hipótese 2 (Figura 23) e que essa susceptibilidade esteve mais associada a morfologia filamentosa, hipótese 3 (Figura 24) e aos estresses físicos, hipótese 4 (Figura 25) no período seco, hipótese 5 (Figura 26). Cianobactérias são seres procariontes, não possuem núcleo individualizado nem organelas membranosas (Bicudo; Menezes, 2006; UNESCO, 2009). A ausência da membrana celular (carioteca), parece ter favorecido o maior percentual de rompimento celular nesse filo, evidenciado pela penetração do corante eritrosina B no citoplasma (Figura S7 - suplementar material). Por outro lado, algas são organismos

eucariontes, possuem núcleo individualizado e diversas organelas envolvidas por membrana dupla de proteção da célula (Bicudo; Menezes, 2006).

A estrutura da parede celular pode justificar o grau de resistência das espécies, uma vez que é o limite externo da célula que interage diretamente com o ambiente externo. De acordo com Dunker e Wilhelm (2018), com base na estrutura da parede celular, algas verdes cocóides se dividem em dois grupos, o grupo resistente, com parede celular HR e o grupo susceptíveis a estresses físicos, biológicos e químicos, com parede celular LR. Evidências suportam a existência de morte celular controlada em cianobactérias, e várias formas de morte celular induzida têm sido descritas como uma resposta a estresses bióticos e abióticos. No entanto, a pesquisa de morte celular neste grupo filogenético é um campo relativamente novo e a compreensão dos mecanismos subjacentes e da maquinaria molecular que sustentam esse processo fundamental permanece em grande parte indefinida (Aguilera *et al.*, 2021). Some-se a isso que organismos com morfologia filamentosa e mais longos, como a maioria das espécies de cianobactérias, apresentam maior área de contato e atrito para a lise celular. Pestana *et al.*, (2019), sobre pressões mecânicas, concluíram que organismos de tricomas curtos apresentaram menor sensibilidade aos estresses físicos das etapas do tratamento de água e são mais facilmente transportados de forma advectiva nos interstícios dos filtros, enquanto gêneros com tricomas mais longos parecem mais sensíveis, como *Dolichospermum* sp. *Cylindrospermopsis/Raphidiopsis* sp., que, independentemente das condições, é truncado aproximadamente em um terço do seu comprimento original. Embora *Planktothrix* sp. apresente tricomas longos e seja mais resiliente à tensão de cisalhamento do tratamento.

Resultados semelhantes foram obtidos neste estudo, quando os gêneros *Dolichospermum* sp., *Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Raphidiopsis* sp. apresentaram lises superiores ou no máximo igual a *Planktothrix* sp. nas condições que refletem as pressões hidráulicas (BW1, BW2 e BW3) e na pressão de cisalhamento sofrida pelo deslocamento do fluido antes da UF, pós filtros de disco (PF) (Figura 25). *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Planktothrix* e *Raphidiopsis* são os mais abundantes gêneros de água doce (Saleem *et al.*, 2023). Desses, em geral, *Planktothrix* domina em ambientes aquáticos continentais eutróficos (Foysal; Timms; Neilan, 2024), o que também ocorre neste estudo. O gênero tem aerótopos (vacúolos gasosos) (Bellinger; Sigee, 2010; Bicudo; Menezes, 2006; UNESCO, 2009), sendo a membrana dessas vesículas de gás bastante rígida. Para destruir os vacúolos é preciso aplicar pressão às células (Lee, 2008). O tamanho da vesícula e a pressão que o gênero tolera variam entre as espécies. *Planktotrix rubescens* que vive no metalimnion

em lagos profundos, apresenta diâmetro da vesícula pequeno (50 nm), mas a pressão que tolera é grande (11 bar), enquanto para outros gêneros que habitam perto da superfície, os tamanhos são maiores (65 a 85 nm) e as pressões toleráveis mais baixas (6 - 9 bar) (Visser *et al.*, 2005). Tal estrutura celular pode ter tornado o gênero *planktothrix* o mais resiliente para a lise celular. Em contrapartida, *Dolichospermum* sp. e *Aphanizomenon* sp., com maior intervalo de confiança para *Dolichospermum* sp. foram os gêneros mais sensíveis às pressões hidráulicas deste estudo. Para o mesmo reservatório, embora sobre outras condições de pressões, mecânicas e químicas, resultados semelhantes foram encontrados nos estudos de Oliveira *et al.* (2021) quando *Dolichospermum circinale* apresentou lise celular em todos os cenários esperados. Os estudos de Clemente *et al.*, (2020) também corroboram com este estudo, onde as chances de encontrar células intactas de *Raphidiopsis raciborskii* foram 124 vezes maiores que as de *Dolichospermum circinale* e a redução do comprimento dos tricomas de *Dolichospermum circinale* foi de aproximadamente 50% em pressões mecânicas da mistura rápida, similar ao encontrado nos estudos de Pestana *et al.*, (2019) com 63-73% de redução do tricoma. Mesmo fazendo comparações com condições diferentes, essa discussão visa mostrar ao leitor que as espécies apontadas como as mais sensíveis são semelhantes em diferentes estudos, seja sob estresse mecânico, hidráulico ou químico.

Em resposta a essas tensões, fatores abióticos e bióticos, cianobactérias alteram a sua fisiologia, bioquímica e metabolismo molecular para limitar os efeitos prejudiciais, maximizar a produção de energia e aumentar a sobrevivência. Além disso, estes organismos também alteram a sua morfologia para lidar com diferentes variabilidades e/ou estresses ambientais (Singh; Montgomery, 2011). Assim, as diferentes sensibilidades dos gêneros aos estresses físicos do estudo, possivelmente, devem-se à morfologia dos organismos. Adicionalmente, a probabilidade de aumento de lise no período seco pode estar associada a maiores densidades de espécies mais frágeis. Nesse período, exceto para *Microcystis* sp., todos os demais gêneros susceptíveis (Figura 23) aumentaram em, no mínimo, 125% o número de cél/mL quando comparado ao período chuvoso (Tabela S1-Material suplementar).

Quando se analisa esses organismos, outras variáveis podem corroborar com as discussões, como os indicadores de matéria orgânica. Entende-se que a matéria orgânica algogênica (MOA), composta por matéria orgânica extracelular (MOE) e matéria orgânica intracelular (>80%) contribui significativamente para a matéria orgânica total (Hua; Chao; Huang, 2019; Park *et al.*, 2021). Contudo, não houve indício significativo de incremento de MOA pelo filo algas, principalmente a MOI na água (potencialmente mais difícil de se

degradar), pelos indicadores COD e AEUV (Tabela 10 e 11). Isso também sugere que não houve magnificação de precursores de Trialometas (THM) ou de ácidos haloacéticos (AHA), bastante relatados na literatura (He *et al.*, 2021; Hua *et al.*, 2017; Hua; Chao; Huang, 2019; Huang *et al.*, 2009; Mohd Zainudin; Abu Hasan; Sheikh Abdullah, 2018) e que os resultados estão coerentes com os dados de integridade celular (Figura 20 e 21). Pelos mesmos indicadores e adicionalmente pela análise de cianotoxinas (Tabela 10 e 11), o cisalhamento hidráulico das condições experimentais também não evidenciou incremento da MOI pelo filo cianobactérias, apesar de serem detentoras de 75%-84% das lises da amostragem fitoplanctônica (algas e cianobactérias), além da MO existente no ecossistema natural (açude Gavião). Os resultados corroboram com (Campinas; Rosa, 2010), que embora apenas para *Microcystis aeruginosa* e em filtração cross-flow, identificaram que ocorreu lise em todas as fases de crescimento celular, principalmente nas culturas mais antigas. No entanto, a qualidade do permeado nunca foi deteriorada e a concentração de microcistina foi sempre idêntica ou inferior à concentração dissolvida na água de alimentação. Tendência semelhante foi encontrada nos estudos de Chów *et al.*, (1997), que, focando nos efeitos da ultrafiltração nas células de *Microcystis aeruginosa*, integridade celular e liberação de microcistina-LR, mostraram que apenas uma pequena proporção das células foi danificada pelo tratamento, mas não houve aumento significativo de toxina no permeado para os dois modos de filtração, dead-end e cross-flow filtration. Gijssbertsen-Abrahamse *et al.*, (2006), em membrana de fibra oca e filtração dead-end, determinando a eficiência de remoção de cianotoxinas ligadas a células de cepas de *Planktothrix* sp., detectaram sob microscopia ligeiros danos em um terço dos filamentos de *Planktothrix agardhii*, mas os danos não foram considerados substanciais e corresponderam a um máximo de 2% da liberação de microcistina ligada às células detectadas no permeado.

(Chen *et al.*, 2024), avaliando os efeitos dos produtos químicos da limpeza química assistida da UF, concluíram que NaOH, HCl e NaClO causaram sérios danos e lise de células de algas, levando à liberação significativa de matéria orgânica dissolvida (MOD). Essa ocorrência de liberação de MOD foi capaz de causar bioincrustação extra, deteriorando assim a permeabilidade da UF e cerca de 69% a 83% da MOD produzida entraram no permeado, resultando na deterioração da qualidade da água final. Entretanto, o ácido cítrico (AC) e dodecil sulfato de sódio (DSS) induziram liberação insignificante de MOD.

Neste estudo, embora não se tenha detectado cianotoxinas no permeado e outros incrementos de matéria orgânica dissolvida, além do conteúdo extracelular e de outras contribuições bióticas do meio, pode ocorrer a lise de cianobactérias potencialmente tóxicas,

como *Microcystis* sp., *Dolichospermum* sp. e *Planktothrix* sp. que têm potencial de produção de Microcistinas, uma hepatotoxina composta de Heptapeptídeos cíclicos (mais de 80 variantes). Além disso, *Aphanizomenon* sp., *Dolichospermum* sp. e *Raphidiopsis* sp. são potenciais produtoras de Cylindrospermopsinas, uma hepatotoxina composta de alcalóide guanidina cíclico (aprox. 3 variantes), assim como são potenciais produtoras de Saxitoxina, uma neurotoxina composta de Alcalóides carbamato não sulfatado (aproximadamente 20 variantes) (UNESCO, 2009).

4.5 Conclusão

Os efeitos do cisalhamento hidráulico ocasionado pelo bombeamento do sistema de UF parece ocasionar lise celular em todas as pressões aplicadas, tanto para o período seco, quando o sistema foi operado com pressões mais altas, como para o período chuvoso, quando a pressão foi reduzida, condicionadas às pressões críticas de operação dos períodos. Entretanto, outras tensões de cisalhamento pelo deslocamento do fluido e a força aplicada para a passagem pelo filtro de disco (PF), também ocasionaram lise nas espécies, antes do acionamento da bomba da UF. Portanto, pela proximidade nas respostas, não se associa a lise celular apenas à pressurização do sistema de UF, mas a um conjunto de tensões do sistema. Mediante essa ocorrência, não foi possível descobrir uma pressão ótima para evitar a desintegração celular. Além disso, não houve diferenças significativas entre as pressões aplicadas, ou seja, todas as pressões do sistema causam impactos relevantes sobre as células.

Some-se a isso, a importância de que os gêneros majoritariamente lisados são de cianobactérias potencialmente tóxicas, podendo representar um problema de saúde pública. Apenas um gênero de algas, *Aulacoseira granulata* apresentou lise, mas em percentuais menores ou iguais ao controle (RW). *Planktothrix* sp. é o gênero mais resistente às pressões/cisalhamentos, além da dominância no reservatório. Por outro lado, *Dolichospermum* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Microcystis* sp. foram os gêneros mais susceptíveis. O período seco apresenta maior risco de lise e esteve associado ao fato de que os gêneros mais sensíveis apresentaram as maiores densidades nesse período.

Embora os gêneros lisados sejam potencialmente tóxicos, não se teve evidências de produção de cianotoxinas, nem de incremento de matéria orgânica dissolvida pela liberação de componentes intracelulares (MOI). Logo, no atual cenário, as pressões aplicadas, para o sistema de tratamento de água por UF, não impulsionaram uma magnificação da matéria orgânica dissolvida, além da MON existente e, portanto, não intensificaram a formação de THM e AHA,

tampouco toxicidade na água. Entretanto, mediante os resultados substanciais de lise celular encontradas nesse estudo, os sistemas de UF pressurizados necessitam de monitoramento cauteloso das três principais cianotoxinas, conforme preconizam a OMS e portaria GM/MS 888. Para além disso, este estudo não avaliou os efeitos da limpeza química sobre os organismos fitoplanctônicos selecionados, sendo uma lacuna para os próximos estudos e para potencializar ainda mais o água de abastecimento público.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise bibliométrica sobre a temática de ultrafiltração para o tratamento de água revelou que os estudos estão dispersos em um total de 77 fontes, mas a maior contribuição dos autores foi na revista *Water Research*, sendo portanto uma boa fonte para adquirir e publicar conhecimentos. A maior produtividade está concentrada em poucos autores, particularmente sob domínio da China. Essa produção científica se concentrou no *fouling* da membrana, quando as palavras-chave do autor, mais frequentes, foram “fouling” e “ultrafiltration”, associadas à matéria orgânica, algas e aos mecanismos de adsorção, coagulação, desinfecção e limpeza física da membrana para as palavras “drinking water” e “water management”. Entende-se ainda que o *fouling* irreversível e o grande desafio para a tecnologia de membranas no tratamento de água potável e que o material da membrana, a oxidação, coagulação e a adsorção têm influência significativa nas estratégias de mitigação do *fouling*, mas há riscos associados a essas, como o comprometimento da integridade celular de algas e cianobactérias.

A Determinação do fluxo crítico e dos intervalos de contralavagem do sistema de UF, considerando a sazonalidade e a qualidade da água, premissas básicas para o dimensionamento de projetos, em larga escala, além de ter favorecido a obtenção dos parâmetros de projetos, contribuíram para a maximização do volume de permeado; pela não adoção de tempos de lavagens pré-definidos, geralmente apontados pela literatura como sendo entre 30 a 90 minutos; e pelo ajuste da pressão, ocasionando produtividade linear, quando não há a compactação da camada de depósitos.

Em outra direção, a análise dos efeitos do cisalhamento hidráulico ocasionado pelo bombeamento do sistema de UF ocasionou lise celular em todas as pressões aplicadas, tanto para o período seco, como para o período chuvoso. Entretanto, as lises não foram associadas apenas à pressurização do sistema de UF, mas a um conjunto de tensões do sistema e portanto, não foi possível descobrir uma pressão ótima para evitar a desintegração celular. Além disso, não houve diferenças significativas entre as pressões aplicadas, ou seja, todas as pressões do sistema causam impactos relevantes sobre as células.

Some-se a isso, a importância de que os gêneros majoritariamente lisados são de cianobactérias potencialmente tóxicas, podendo representar um problema de saúde pública. Felizmente, os gêneros lisados, descritos no capítulo 4 desta tese, embora potencialmente tóxicos, não apresentaram evidências de produção de cianotoxinas, nem de incremento de matéria orgânica dissolvida pela liberação de componentes intracelulares (MOI). Assim, não

houve uma magnificação da matéria orgânica dissolvida, além da MON existente e, portanto, não intensificaram a formação de THM e AHA, tampouco toxicidade na água. Entretanto, mediante os resultados substanciais de lise, sugere-se monitoramento cauteloso das três principais cianotoxinas (saxitoxinas, cilindrospermopsins e microcistinas), conforme preconizam a OMS e a portaria GM/MS 888, diante da tecnologia.

Propostas para trabalhos futuros, incluem uma revisão sistemática, que represente o estado da arte da tecnologia, seus desafios e limitações. Quando se trata da metodologia do fluxo crítico, como perspectiva futura, seria bastante relevante desenvolver diretrizes específicas para o projeto de unidades de estação de tratamento de água baseadas em membranas, focando especificamente em um procedimento padronizado para obter os parâmetros de projeto corretos para cada aplicação, além do monitoramento prolongado que objetive encontrar a relação do fluxo em função do quantitativo celular, por intermédio de regressões.

Esta tese também não avaliou os efeitos da limpeza química da UF sobre os organismos fitoplanctônicos do manancial avaliado, sendo uma lacuna para os próximos estudos e para potencializar ainda mais o monitoramento na água de abastecimento público.

REFERÊNCIAS

AGUILERA, Anabella *et al.* **Cell Death in Cyanobacteria: Current Understanding and Recommendations for a Consensus on Its Nomenclature**. [S. l.]: Frontiers Media S.A., 2021.

AGUIRRE-MONTESDEOCA, Victor *et al.* Modelling ultrafiltration performance by integrating local (critical) fluxes along the membrane length. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 578, p. 111–125, 2019.

AKYOL, Çağrı *et al.* Monitoring of cyanobacterial blooms and assessing polymer-enhanced microfiltration and ultrafiltration for microcystin removal in an Italian drinking water treatment plant. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 286, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117535>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121011179>. Acesso em: 26 nov. 2022.

ALBORZI, Ashkan *et al.* Analysis of fouling mechanism in ultrafiltration of produced water. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 49, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102978>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714422004226>. Acesso em: 13 nov. 2022.

ALHUSSAINI, Mohammed A. *et al.* Analysis of backwash settings to maximize net water production in an engineering-scale ultrafiltration system for water reuse. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 53, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103761>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714423002805>. Acesso em: 13 nov. 2024.

AMORIM, Cihelio Alves; MOURA, Ariadne do Nascimento. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 758, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720371369>. Acesso em: 10 ago. 2023.

ANTONIOU, Maria G; DE LA CRUZ, Armah A; DIONYSIOU, Dionysios D. Cyanotoxins: New Generation of Water Contaminants. **Journal of Environmental Engineering**, [s. l.], v. 131, n. 9, p. 1239–1243, 2005.

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd. ed. ,New York: [s. n.], 2017.

ARII, Suzue *et al.* Differences in susceptibility of cyanobacteria species to lytic volatile organic compounds and influence on seasonal succession. **Chemosphere**, [s. l.], v. 284, 2021. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2021.131378](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131378). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653521018506?via%3Dihub>. Acesso em: 10 ago. 2023.

BACCHIN, P.; AIMAR, P.; FIELD, R. W. **Critical and sustainable fluxes: Theory, experiments and applications.** [S. l.: s. n.], 2006.

BAGAL, Manisha V.; GOGATE, Parag R. **Wastewater treatment using hybrid treatment schemes based on cavitation and Fenton chemistry: A review.** [S. l.]: Elsevier B.V., 2014.

BARROS, Mário U.G. *et al.* Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. **Harmful Algae**, [s. l.], v. 86, p. 128–137, 2019.

BASILE, Angelo; MOZIA, Sylwia; MOLINARI, Raffaele. **Current Trends and Future Developments on (Bio-) Membranes: Photocatalytic Membranes and Photocatalytic Membrane Reactors.** [S. l.]: Elsevier, 2018.

BELLINGER, Edward G.; SIGEE, David C. **Freshwater Algae.** Firsted. [S. l.]: Wiley-Blackwell, 2010.

BICUDO, Carlos E. de M.; MENEZES, Mariângela. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições).** 2. ed. São Carlos: RiMa, 2006.

BIDONE FILHO, Jacques Lara. **Avaliação do desempenho operacional de um sistema de ultrafiltração para tratamento de água utilizando um coagulante inorgânico e um derivado de tanino.** 2016. 104 f. Dissertação (Mestrado em Fenômenos de Transporte e Operações Unitárias) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Escola de Engenharia, Porto Alegre, 2016.

BOREA, Laura *et al.* Wastewater treatment by membrane ultrafiltration enhanced with ultrasound: Effect of membrane flux and ultrasonic frequency. **Ultrasonics**, [s. l.], v. 83, p. 42–47, 2018.

CALOMENI, Alyssa J.; RODGERS, John H. Evaluation of the utility of six measures for algal (*Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii* and *Pseudokirchneriella subcapitata*) viability. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 111, p. 192–198, 2015.

CAMPINAS, Margarida; ROSA, Maria João. Evaluation of cyanobacterial cells removal and lysis by ultrafiltration. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 70, n. 3, p. 345–353, 2010.

CEARÁ. Portal Hidrológico do Ceará. **Sistema de Qualidades das Águas: Estado Trófico.** [S. l.]: FUNCEME, 2023. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br>. Acesso em: 20 dez. 2023.

CHANDLER, Richard E. Multisite, multivariate weather generation based on generalised linear models. **Environmental Modelling and Software**, [s. l.], v. 134, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104867>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364815220309245>. Acesso em: 22 jul. 2023.

CHANG, Haiqing *et al.* Long-term operation of ultrafiltration membrane in full-scale drinking water treatment plants in China: Characteristics of membrane performance.

Desalination, [s. l.], v. 543, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.116122>.
Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S001191642200577X>.
Acesso em: 22 abr. 2023.

CHEN, Li *et al.* Ceramic membrane based hybrid process for the upgrade of rural water treatment plants: A pilot study. **Water Environment Research**, [s. l.], v. 93, n. 1, p. 75–83, 2021.

CHEN, Qiuying *et al.* Emerging algal organic matter from simulated on-line chemical cleaning of ultrafiltration membranes treating algae-containing water. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 907, 2024.

CHENG, Xiaoxiang *et al.* Coupling sodium percarbonate (SPC) oxidation and coagulation for membrane fouling mitigation in algae-laden water treatment. **Water Research**, [s. l.], v. 204, 2021.

CHIOU, Yu Ting; HSIEH, Meng Ling; YEH, Hsuan Hsien. Effect of algal extracellular polymer substances on UF membrane fouling. **Desalination**, [s. l.], v. 250, n. 2, p. 648–652, 2010.

CHÓW, C.W.K. *et al.* A study of membrane filtration for the removal of cyanobacterial cells. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, [s. l.], v. 46, n. 6, p. 324–334, 1997.

CLEMENTE, Allan *et al.* The role of hydraulic conditions of coagulation and flocculation on the damage of cyanobacteria. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 740, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139737>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720332575>. Acesso em: 26 jul. 2022.

COBO, M. J. *et al.* An approach for detecting, quantifying, and visualizing the evolution of a research field: A practical application to the Fuzzy Sets Theory field. **Journal of Informetrics**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 146–166, 2011.

CORAL, Lucila Adriani. **Universidade Federal de Santa Catarina- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**. [S. l.: s. n.], 2012.

CUI, Z.F; MURALIDHARA, H.S. **Membrane Technology**. [S. l.]: Elsevier, 2010.

DANELUZ, Júlia *et al.* Characterization of microfiltration and ultrafiltration membranes for application in kombucha filtration. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, [s. l.], v. 126, p. 264–269, 2023.

DASHKOVA, Veronika *et al.* Microalgal cytometric analysis in the presence of endogenous autofluorescent pigments. **Algal Research**, [s. l.], v. 19, p. 370–380, 2016.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo; VOLTAN, Paulo Eduardo Nogueira. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 3. ed. São Carlos: LDIBE, 2017.

DIXON, Mike B. *et al.* A coagulation-powdered activated carbon-ultrafiltration - Multiple barrier approach for removing toxins from two Australian cyanobacterial blooms. **Journal of**

Hazardous Materials, [s. l.], v. 186, n. 2–3, p. 1553–1559, 2011.

DMITRENKO, Mariia *et al.* Modification strategies of polyacrylonitrile ultrafiltration membrane using TiO₂ for enhanced antifouling performance in water treatment. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 286, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.120500>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1383586622000600>. Acesso em: 15 mai. 2023.

DU, Jinying *et al.* Effect of vacuum ultraviolet/ozone pretreatment on alleviation of ultrafiltration membrane fouling caused by algal extracellular and intracellular organic matter. **Chemosphere**, [s. l.], v. 305, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135455>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653522019488>. Acesso em: 20 ago. 2023.

DUNKER, Susanne; WILHELM, Christian. Cell wall structure of coccoid green algae as an important trade-off between biotic interference mechanisms and multidimensional cell growth. **Frontiers in Microbiology**, [s. l.], v. 9, n. apr, 2018. DOI: 10.3389/fmicb.2018.00719. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2018.00719/full>. Acesso em: 12 ago. 2023.

DURANCEAU, Steven J.; TAYLOR, James S. Membranes. In: EDZWALD, James (org.). **Water Quality & Treatment**. 6th ed. Colorado American Water Works Association, USA: Mc Graw Hill, 2011. v. 1, p. 11.1-11.99.

EKE, Joyner; WAGH, Priyesh; ESCOBAR, Isabel C. Ozonation, biofiltration and the role of membrane surface charge and hydrophobicity in removal and destruction of algal toxins at basic pH values. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 194, p. 56–63, 2018.

ENSANO, Benny Marie B. *et al.* Removal of pharmaceuticals from wastewater by intermittent electrocoagulation. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 9, n. 2, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9020085>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/9/2/85>. Acesso em: 22 ago. 2023.

FIELD, R W *et al.* **Critical flux concept for microfiltration fouling** *Journal of Membrane Science*. [S. l.: s. n.], 1995.

FOYSAL, Md Javed; TIMMS, Verlaïne; NEILAN, Brett A. Dynamics of the benthic and planktic microbiomes in a Planktothrix-dominated toxic cyanobacterial bloom in Australia. **Water Research**, [s. l.], v. 249, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.waters.2023.120980>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135423014203>. Acesso em: 22 set. 2024.

GAO, Wei *et al.* **Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: A review**. [S. l.: s. n.], 2011.

GARCIA-IVARS, Jorge *et al.* Rejection of trace pharmaceutically active compounds present in municipal wastewaters using ceramic fine ultrafiltration membranes: Effect of feed solution pH and fouling phenomena. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 175, p. 58–71, 2017.

GIJSBERTSEN-ABRAHAMSE, A. J. *et al.* Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 276, n. 1–2, p. 252–259, 2006.

GUILBAUD, Julie *et al.* Comparison of seawater and freshwater ultrafiltration on semi-industrial scale: Ballast water treatment application. **Journal of Membrane Science and Research**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 136–145, 2018.

GUO, Hanxiang *et al.* Development and investigation of novel antifouling cellulose acetate ultrafiltration membrane based on dopamine modification. **International Journal of Biological Macromolecules**, [s. l.], v. 160, p. 652–659, 2020.

HE, Hai Yang *et al.* Effect of ferrate pre-oxidation on algae-laden water ultrafiltration: Attenuating membrane fouling and decreasing formation potential of disinfection byproducts. **Water Research**, [s. l.], v. 190, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116690>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135420312252>. Acesso em: 11 abr. 2022.

HUA, Lap Cuong *et al.* Chemical structures of extra- and intra-cellular algogenic organic matters as precursors to the formation of carbonaceous disinfection byproducts. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 328, p. 1022–1030, 2017.

HUA, Lap-Cuong; CHAO, Shu-Ju; HUANG, Chihpin. Fluorescent and molecular weight dependence of THM and HAA formation from intracellular algogenic organic matter (IOM). **Water Research**, [s. l.], v. 148, p. 231–238, 2019.

HUANG, J. *et al.* A comparison of the role of two blue-green algae in THM and HAA formation. **Water Research**, [s. l.], v. 43, n. 12, p. 3009–3018, 2009.

IR IMANI ISHAK, Nur *et al.* Dynamic flux modelling of a modular ultrafiltration unit with depleting hydrostatic pressure and its fouling study. **Materials Today: Proceedings**, [s. l.], 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.12.249>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214785322076222>. Acesso em: 8 abr. 2024.

JAWALE, Rajashree H.; TANDALE, Akash; GOGATE, Parag R. Novel approaches based on ultrasound for treatment of wastewater containing potassium ferrocyanide. **Ultrasonics Sonochemistry**, [s. l.], v. 38, p. 402–409, 2017.

JIN, Yan *et al.* Iron-based technology coupling moderate preoxidation with hybrid coagulation for highly effective removal and moderate growth inhibition of *Oscillatoria* in drinking water treatment plants. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 10, n. 3, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107723>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343722005966>. Acesso em: 16 set. 2023.

KANG, Yutang *et al.* High-flux and high rejection TiO₂ nanofibers ultrafiltration membrane with porous titanium as supporter. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 248, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117000>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S138358662031474X>. Acesso em: 2 fev. 2023.

KRANTZ, William B. *et al.* Development and validation of a model for mitigating particulate fouling in ultrafiltration using water-hammer. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 666, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2022.121098>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0376738822008432>. Acesso em: 12 mar. 2024.

LAUTENSCHLAGER, Sandro Rogério *et al.* Modelação matemática e otimização operacional de processos de membrana de ultrafiltração. **Eng. Sanit. Ambient.**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 215–222, 2009.

LEE, Robert Edward. **Phycology**. 4th ed. Colorado State University, USA: Cambridge, 2008.

LI, Lei *et al.* Comparison of the effects of extracellular and intracellular organic matter extracted from *Microcystis aeruginosa* on ultrafiltration membrane fouling: Dynamics and mechanisms. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 48, n. 24, p. 14549–14557, 2014.

LI, Sheying *et al.* Renewable energy powered membrane technology: Energy consumption analysis of ultrafiltration backwash configurations. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 287, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.120388>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S138358662102092X>. Acesso em: 22 jan. 2024.

LIN, Dachao *et al.* Comprehensive effects of microplastics on algae-laden surface water treatment by coagulation-ultrafiltration combined process: Algae cultivation, coagulation performance and membrane fouling development. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 924, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171553>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969724016942>. Acesso em: 10 set. 2024.

LIU, Bin *et al.* Algae-laden water treatment using ultrafiltration: Individual and combined fouling effects of cells, debris, extracellular and intracellular organic matter. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 528, p. 178–186, 2017a.

LIU, Yongwang *et al.* Fouling control of PAC/UF process for treating algal-rich water. **Desalination**, [s. l.], v. 355, p. 75–82, 2015.

LIU, Bin *et al.* Membrane Fouling and Rejection of Organics during Algae-Laden Water Treatment Using Ultrafiltration: A Comparison between in Situ Pretreatment with Fe(II)/Persulfate and Ozone. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 52, n. 2, p. 765–774, 2018.

LIU, Bin *et al.* *Microcystis aeruginosa*-laden surface water treatment using ultrafiltration: Membrane fouling, cell integrity and extracellular organic matter rejection. **Water Research**, [s. l.], v. 112, p. 83–92, 2017b.

LIU, J *et al.* Relating critical and limiting fluxes to metastable and long-term stable fluxes in colloidal membrane filtration through collision-attachment theory. **Water Research**, [s. l.], v. 238, p. 1–11, 2023.

MA, Baiwen *et al.* Moderate KMnO₄-Fe(II) pre-oxidation for alleviating ultrafiltration

membrane fouling by algae during drinking water treatment. **Water Research**, [s. l.], v. 142, p. 96–104, 2018.

MADSEN, Henrik Tækker. Membrane Filtration in Water Treatment – Removal of Micropollutants. *In: Chemistry of advanced environmental purification processes of water.* Amsterdam: Elsevier, 2014. p. 199–248.

MALTA, Janaína Fagundes *et al.* Exposure to microcystin-LR in tropical reservoirs for water supply poses high risks for children and adults. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 194, n. 4, 2022. DOI: 10.1007/s10661-022-09875-z. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-022-09875-z>. Acesso em: 22 mar. 2023.

MARUF, Sajjad H. *et al.* Critical flux of surface-patterned ultrafiltration membranes during cross-flow filtration of colloidal particles. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 471, p. 65–71, 2014.

MIERZWA, José Carlos *et al.* Enhancing spiral-wound ultrafiltration performance for direct drinking water treatment through operational procedures improvement: A feasible option for the Sao Paulo Metropolitan Region. **Desalination**, [s. l.], v. 307, p. 68–75, 2012.

MIERZWA, José Carlos. Processo de separação por membranas. *In: MANCUSO, Pedro Caetano Sanches et al. (org.). Reúso de água potável como estratégia para a escassez.* São Paulo/SP: Manole, 2021. v. 1, p. 177–203.

MODI, Akshay; BELLARE, Jayesh. Efficient separation of biological macromolecular proteins by polyethersulfone hollow fiber ultrafiltration membranes modified with Fe₃O₄ nanoparticles-decorated carboxylated graphene oxide nanosheets. **International Journal of Biological Macromolecules**, [s. l.], v. 135, p. 798–807, 2019.

MOHD ZAINUDIN, Fathiyyah; ABU HASAN, Hassimi; SHEIKH ABDULLAH, Siti Rozaimah. **An overview of the technology used to remove trihalomethane (THM), trihalomethane precursors, and trihalomethane formation potential (THMFP) from water and wastewater.** [S. l.]: Korean Society of Industrial Engineering Chemistry, 2018.

MOTTA, Albérico Ricardo Passos da *et al.* Produced water treatment for oil removal by membrane separation process: review. **Eng. Sanit. Ambient.**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 15–26, 2013.

MUNIRASU, Selvaraj; HAIJA, Mohammad Abu; BANAT, Fawzi. **Use of membrane technology for oil field and refinery produced water treatment - A review.** [S. l.]: Institution of Chemical Engineers, 2016.

OLIVEIRA, Samylla *et al.* Hazardous cyanobacteria integrity response to velocity gradient and powdered activated carbon in water treatment plants. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 773, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145110>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721001765>. Acesso em: 4 dez. 2023.

PARK, Keun Young *et al.* Disinfection by-product formation potential of algogenic organic matter from *Microcystis aeruginosa*: Effects of growth phases and powdered activated carbon adsorption. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 408, 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124864>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389420328557>. Acesso em: 22 ago. 2023.

PESTANA, Carlos J. *et al.* The effect of water treatment unit processes on cyanobacterial trichome integrity. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 659, p. 1403–1414, 2019.

QU, Fangshu *et al.* Effects of manganese dioxides on the ultrafiltration membrane fouling by algal extracellular organic matter. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 153, p. 29–36, 2015.

REID, Andrea J. *et al.* Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, [s. l.], v. 94, n. 3, p. 849–873, 2019.

ROUSSO, Benny Zuse *et al.* **A systematic literature review of forecasting and predictive models for cyanobacteria blooms in freshwater lakes**. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2020.

SALEEM, Faizan *et al.* **Cyanobacterial Algal Bloom Monitoring: Molecular Methods and Technologies for Freshwater Ecosystems**. [S. l.]: MDPI, 2023.

SANSEVERINO, Isabella. *et al.* **Cyanotoxins methods and approaches for their analysis and detection**. Luxembourg: [s. n.], 2017.

SANTOS, Allan A. *et al.* Effect of hydrogen peroxide on natural phytoplankton and bacterioplankton in a drinking water reservoir: Mesocosm-scale study. **Water Research**, [s. l.], v. 197, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117069>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135421002670>. Acesso em: 9 jan. 2023.

SHIN, Jae Ki *et al.* Influence of abnormal water intake linked to underwater aeration on ceramic membrane fouling in a drinking water treatment plant in yeoncho, Korea. **Desalination and Water Treatment**, [s. l.], v. 219, p. 423–430, 2021.

SINGH, Shailendra P.; MONTGOMERY, Beronda L. **Determining cell shape: Adaptive regulation of cyanobacterial cellular differentiation and morphology**. [S. l.: s. n.], 2011.

SIOUTOPOULOS, Dimitrios C.; KARABELAS, Anastasios J. The effect of permeation flux on the specific resistance of polysaccharide fouling layers developing during dead-end ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 473, p. 292–301, 2015.

SLIMANE, Fatma Zohra *et al.* Physical backwash optimization in membrane filtration processes: Seawater ultrafiltration case. **Journal of Membrane Science and Research**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 63–68, 2018.

STOLLER, Marco. Technical optimization of a dual ultrafiltration and nanofiltration pilot plant in batch operation by means of the critical flux theory: A case study. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, [s. l.], v. 47, n. 7, p. 1165–1170, 2008.

TANG, Xiaobin *et al.* Membrane Fouling Alleviation by Chemically Enhanced Backwashing in Treating Algae-Containing Surface Water: From Bench-Scale to Full-Scale Application.

Engineering, [s. l.], v. 19, p. 40–49, 2022.

TIAN, Jia yu *et al.* Correlations of relevant membrane foulants with UF membrane fouling in different waters. **Water Research**, [s. l.], v. 47, n. 3, p. 1218–1228, 2013.

TIAN, Yushi *et al.* Energy efficient electrocoagulation using an air-breathing cathode to remove nutrients from wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 292, p. 308–314, 2016.

TRAN, Quang N.; JIN, Xue; DOAN, Nam Q.H. Enhanced removal of extracellular microcystin-LR using chitosan coagulation-ultrafiltration: Performance and mechanisms. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 10, n. 3, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107902>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343722007758>. Acesso em: 22 set. 2023.

TSIBRANSKA, I. H.; TYLKOWSKI, B. Concentration of ethanolic extracts from *Sideritis* ssp. L. by nanofiltration: Comparison of dead-end and cross-flow modes. **Food and Bioproducts Processing**, [s. l.], v. 91, n. 2, p. 169–174, 2013.

UNESCO. **Cianobacterias Planctónicas del Uruguay Manual para la identificación y medidas de gestión**. Uruguay: Sylvia Bonilla, 2009. v. N° 16 Disponível em: <http://www.unesco.org.uy/phi>. Acesso em: 26 nov. 2022.

URISTA, Claudia Muro *et al.* Critical flux determination in ultrafiltration of wastewater from a food industry by optimization method. **Chemical Engineering Communications**, [s. l.], v. 200, n. 2, p. 163–177, 2013.

VINODHINI, P. Angelin *et al.* FTIR, XRD and DSC studies of nanochitosan, cellulose acetate and polyethylene glycol blend ultrafiltration membranes. **International Journal of Biological Macromolecules**, [s. l.], v. 104, p. 1721–1729, 2017.

VISSER, Petra M *et al.* **The ecophysiology of the harmful cyanobacterium *Microcystis*: features explaining its success and measures for its control**. Netherlands: Springer, 2005.

VROMAN, Thomas *et al.* Critical backwash flux for high backwash efficiency: Case of ultrafiltration of bentonite suspensions. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 620, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118836>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0376738820314113>. Acesso em: 25 nov. 2022.

WAN, Ying *et al.* Comparative study on the pretreatment of algae-laden water by UV/persulfate, UV/chlorine, and UV/H₂O₂: Variation of characteristics and alleviation of ultrafiltration membrane fouling. **Water Research**, [s. l.], v. 158, p. 213–226, 2019.

WANG, Mengen *et al.* Performance of a hybrid process integrating PAC adsorption with ceramic membrane ultrafiltration for drinking water treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 10, n. 5, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108427>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343722013008>. Acesso em: 20 jan. 2023.

WANG, Nan *et al.* Photocatalysis-coagulation to control ultrafiltration membrane fouling caused by natural organic matter. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 265, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121790>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652620318370>. Acesso em: 22 dez. 2022.

WANG, Zhaozhi *et al.* Use of threshold flux concept to aid selection of sustainable operating flux: A multi-scale study from laboratory to full scale. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 123, p. 69–78, 2014.

WEI, Dequan *et al.* Effect of in-situ ozonation on ceramic UF membrane fouling mitigation in algal-rich water treatment. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 498, p. 116–124, 2016a.

WEI, Dequan *et al.* Effect of pre-ozonation on mitigation of ceramic UF membrane fouling caused by algal extracellular organic matters. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 294, p. 157–166, 2016b.

WERT, Eric C. *et al.* Effect of oxidant exposure on the release of intracellular microcystin, MIB, and geosmin from three cyanobacteria species. **Water Research**, [s. l.], v. 52, p. 251–259, 2014.

WHO. Exposure to cyanotoxins - Understanding it and short-term interventions to prevent it. *In: Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. [S. l.: s. n.], 2021. p. 297–400.

WU, Xiaotian *et al.* Probing the fouling process and mechanisms of submerged ceramic membrane ultrafiltration during algal harvesting under sub- and super-critical fluxes. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 195, p. 199–207, 2018.

WU, Dengxi; HOWELL, J A; FIELD, R W. Critical flux measurement for model colloids. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 152, p. 89–98, 1999.

XIAO, Ting *et al.* **Membrane fouling and cleaning strategies in microfiltration/ultrafiltration and dynamic membrane**. [S. l.]: Elsevier B.V., 2023.

XU, Lihao *et al.* A comprehensive description of the threshold flux during oil/water emulsion filtration to identify sustainable flux regimes for tannic acid (TA) dip-coated poly(vinylidene fluoride) (PVDF) membranes. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 563, p. 43–53, 2018.

XU, Pengcheng *et al.* Pilot study on the treatment of lake water with algae by ultrafiltration-ozone- biologically activated carbon. **Aqua Water Infrastructure, Ecosystems and Society**, [s. l.], v. 70, n. 8, p. 1192–1203, 2021.

XU, Di *et al.* Stainless steel membranes for harvesting cyanobacteria: Performance, fouling and cleaning. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 319, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124143>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852420314176>. Acesso em: 24 abr. 2023.

XU, Jia *et al.* Ultrafiltration as pretreatment of seawater desalination: Critical flux, rejection and resistance analysis. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 85, p. 45–53,

2012.

XU, Jia; GAO, Congjie. Study of critical flux in ultrafiltration of seawater: New measurement and sub- and super-critical flux operations. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 165, n. 1, p. 102–110, 2010.

YANG, Yuyin *et al.* Cyanobacterial bloom induces structural and functional succession of microbial communities in eutrophic lake sediments. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 284, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117157>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121007399>. Acesso em: 14 mar. 2023.

YE, Chengsong *et al.* Solar/periodate-triggered rapid inactivation of *Microcystis aeruginosa* by interrupting the Calvin-Benson cycle. **Environment International**, [s. l.], v. 180, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108204>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412023004774>. Acesso em: 8 abr. 2024.

YU, Huarong *et al.* Evaluation of Front-Face Fluorescence for Assessing Cyanobacteria Fouling in Ultrafiltration. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 57, n. 45, p. 17649–17658, 2023.

YU, Yunwu *et al.* Separation performance enhancement of PEEKWC/PEI cross-linked ultrafiltration membranes by poly(ethylene glycol) and polyvinylpyrrolidone as polymeric additives. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 12, n. 1, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111678>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S221334372302417X>. Acesso em: 23 ago. 2024.

ZHANG, Bopeng *et al.* Backwash sequence optimization of a pilot-scale ultrafiltration membrane system using data-driven modeling for parameter forecasting. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 612, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118464>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0376738820310413>. Acesso em: 16 jan. 2022.

ZHANG, Fan *et al.* Removal of Algae and Algal Toxins from a Drinking Water Source Using a Two-Stage Polymeric Ultrafiltration Membrane Process. **Polymers**, [s. l.], v. 15, n. 23, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/polym15234495>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4360/15/23/4495>. Acesso em: 2 jan. 2024.

ZHANG, Xiaoqing *et al.* Spatially-explicit modelling and forecasting of cyanobacteria growth in Lake Taihu by evolutionary computation. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 306, p. 216–225, 2015.

ZHENG, Xing; ERNST, Mathias; JEKEL, Martin. Identification and quantification of major organic foulants in treated domestic wastewater affecting filterability in dead-end ultrafiltration. **Water Research**, [s. l.], v. 43, n. 1, p. 238–244, 2009.

ZHOU, Shiqing *et al.* Effect of chlorine dioxide on cyanobacterial cell integrity, toxin degradation and disinfection by-product formation. **Science of the Total Environment**, [s.

l.], v. 482–483, n. 1, p. 208–213, 2014a.

ZHOU, Shiqing *et al.* Influence of hydrophobic/hydrophilic fractions of extracellular organic matters of *Microcystis aeruginosa* on ultrafiltration membrane fouling. **Science of the Total Environment**, [s. *l.*], v. 470–471, p. 201–207, 2014b.

ZHOU, Jihao *et al.* Microcystis aeruginosa-laden water treatment using peroxymonosulfate enhanced Fe (II) coagulation: Performance and the role of in situ formed Fe₃O₄. **Chemical Engineering Journal**, [s. *l.*], v. 382, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894719324222>. Acesso em: 4 abr. 2022.

ZHOU, Guiyin *et al.* Rapid and efficient treatment of wastewater with high-concentration heavy metals using a new type of hydrogel-based adsorption process. **Bioresource Technology**, [s. *l.*], v. 219, p. 451–457, 2016.

APÊNDICE

APÊNDICE A – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2

Figura S1 - Nuvem de Palavras-chave



Figura S2 - Instituições mais relevantes

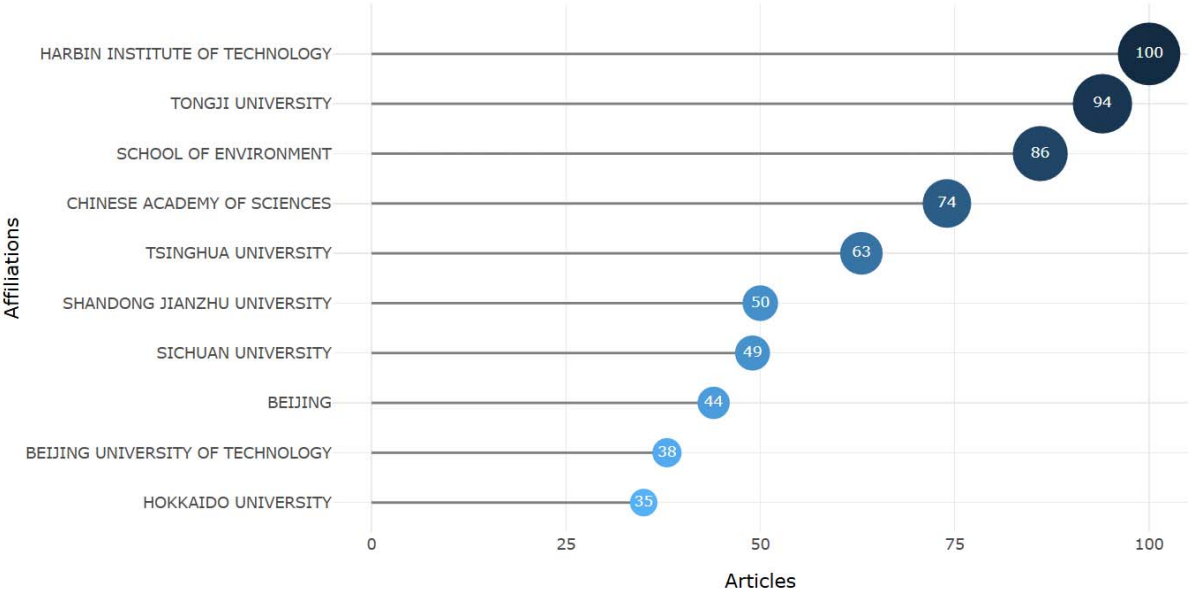


Figura S3 - Produção das mais relevantes instituições ao longo do tempo (2013 – 2023)

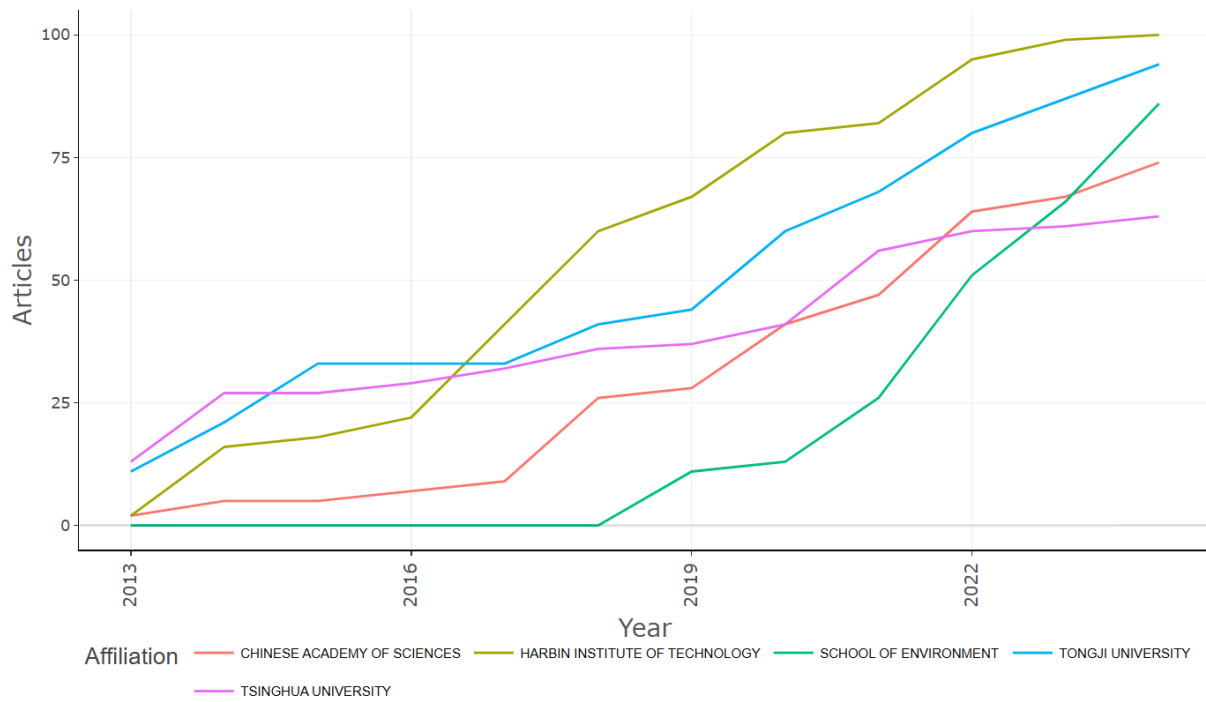
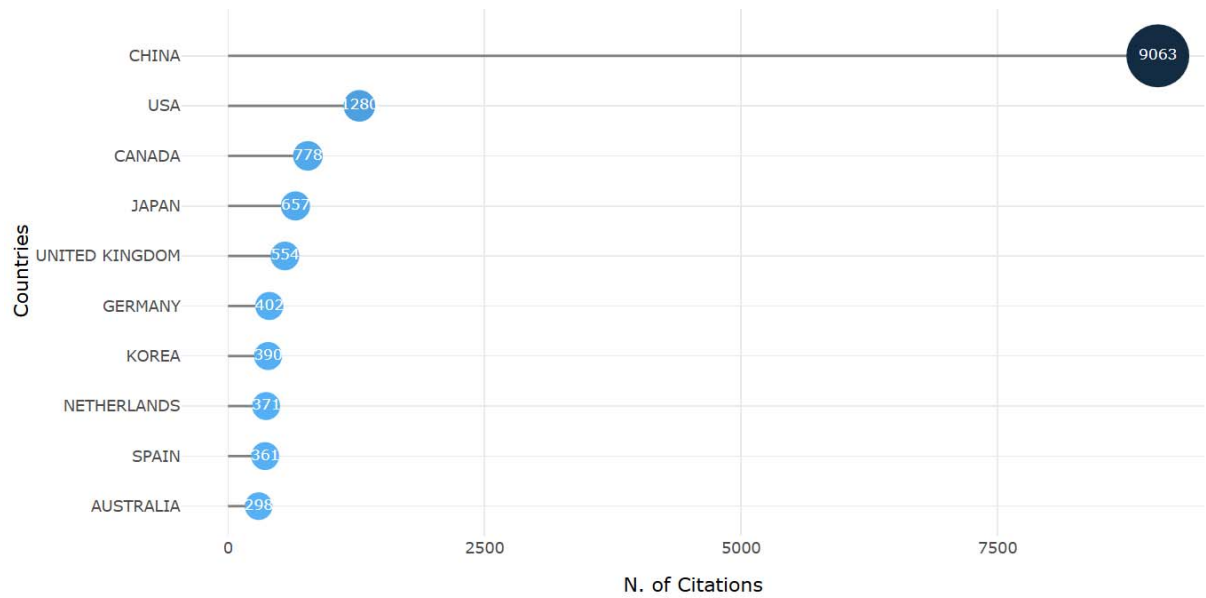


Figura S4 - Países mais citados



APÊNDICE B – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3

Para entender a necessidade de replicação dos testes, foi realizada uma análise estatística dos dados de qualidade da água do período estudado. De acordo com o teste da soma de postos de Wilcoxon, os parâmetros de qualidade da água (Tabela 4) do capítulo 3, em sua maioria, não apresentaram diferenças significativas dentro do mesmo período, mas entre os períodos estudados. Os ensaios foram representativos (escala piloto) e com vazão significativa de até $10\text{m}^3.\text{h}^{-1}$. Considerando a necessidade de continuidade dos testes subsequentes, as dificuldades dos testes de campo e com base em análises estatísticas, os autores não repetiram os testes de fluxo dentro do mesmo semestre, mas para cada semestre foi escolhido o mês mais representativo em termos de precipitação e temperatura (Tabela S1).

Tabela S1- Teste de Wilcoxon para os parâmetros de qualidade - período seco e chuvoso

Dry season	Wet season
Cyanobacteria density	Cyanobacteria density
Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum exact test data: as.numeric(dadosq\$Dry.C) and as.factor(dadosq\$Mes) <pre> ago dez nov out dez 0.025 - - - nov 0.079 1 - - out 0.159 1 1 - set 0.159 1 0.317 0.571 </pre> P value adjustment method: bonferroni	Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum exact test data: as.numeric(dadosq\$Wet.C) and as.factor(dadosq\$Meses) <pre> abr fev jun mai fev 1 - - - jun 1 1 - - mai 1 1 1 - mar 1 1 1 1 </pre> P value adjustment method: bonferroni
Wilcoxon rank sum exact test between dry season and wet season data: as.numeric(dadosq\$Dry.C) and as.numeric(dadosq\$Wet.C) W = 154, p-value = 0.01619 alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0	
DOC	DOC
Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum exact test data: as.numeric(dadosq\$COD.D[1:12]) and as.factor(dadosq\$MesD[1:12]) <pre> ago dez nov out dez 1 - - - nov 1 1 - - out 1 1 1 - set 1 1 1 1 </pre>	Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum exact test data: as.numeric(dadosq\$COD.W[1:14]) and as.factor(dadosq\$MesW[1:14]) <pre> abr fev jun mai fev 1 - - - jun 1 1 - - mai 1 1 1 - mar 1 1 1 1 </pre>

P value adjustment method: bonferroni	P value adjustment method: bonferroni
Wilcoxon rank sum exact test between dry season and wet season data: as.numeric(dadosq\$COD.D) and as.numeric(dadosq\$COD.W) W = 126, p-value = 0.03104 alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0	
MON (ABS254)	MON (ABS254)
Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test with continuity correction. data: as.numeric(dadosq\$MON.D) and as.factor(dadosq\$mesAd)	Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test with continuity correction. data: as.numeric(dadosq\$MON.W[1:15]) and as.factor(dadosq\$mesAw[1:15])
ago dez nov out dez 0.59 - - - nov 0.72 1.00 - - out 0.59 0.47 0.59 - set 0.72 1.00 1.00 0.59	abr fev jun mai fev 0.59 - - - jun 0.72 1.00 - - mai 0.72 0.59 1.00 - mar 0.59 0.47 0.59 0.59
P value adjustment method: bonferroni	P value adjustment method: bonferroni
Wilcoxon rank sum exact test between dry season and wet season data: as.numeric(dadosq\$MON.D) and as.numeric(dadosq\$MON.W) W = 162.5, p-value = 0.03816 alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0	
TOC (Dry season)	TOC (Wet season)
Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum exact test data: as.numeric(dadosq\$COT.D[1:18]) and as.factor(dadosq\$Mesd[1:18])	Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum exact test data: as.numeric(dadosq\$COT.W[1:10]) and as.factor(dadosq\$Mesw[1:10])
ago dez nov out dez 1.00 - - - nov 1.00 1.00 - - out 1.00 1.00 1.00 - set 1.00 1.00 0.95 0.49 P value adjustment method: bonferroni	abr fev jun mai fev 1 - - - jun 1 1 - - mai 1 1 1 - mar 1 1 1 1 P value adjustment method: bonferroni
Wilcoxon rank sum test between dry season and wet season data: as.numeric(dadosq\$COT.D) and as.numeric(dadosq\$COT.W) W = 76, p-value = 0.5174 alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0	
Turbidity	Turbidity

Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test with continuity correction data: as.numeric(dadosq\$Tur.D[1:1833]) and as.factor(dadosq\$MesesTD[1:1833]) <pre> ago dez nov out dez < 2e-16 - - - nov < 2e-16 0.00038 - - out < 2e-16 0.00281 1.00000 - set < 2e-16 < 2e-16 < 2e-16 < 2e-16 P value adjustment method: bonferroni </pre>	Pairwise comparisons using Wilcoxon rank sum test with continuity correction data: as.numeric(dadosq\$Tur.W[1:1795]) and as.factor(dadosq\$MesesTW[1:1795]) <pre> abr fev jun mai fev < 2e-16 - - - jun < 2e-16 0.44 - - mai < 2e-16 < 2e-16 < 2e-16 - mar < 2e-16 < 2e-16 < 2e-16 < 2e-16 P value adjustment method: bonferroni </pre>
Wilcoxon rank sum test between dry season and wet season data: as.numeric(dadosq\$Tur.D) and as.numeric(dadosq\$Tur.W, paired = F) W = 819192, p-value < 2.2e-16 alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0	

As Figuras S5 e S6 dos gráficos de resíduos, mostram que os resíduos estão dispersos aleatoriamente, e o modelo de regressão não linear polinomial pode ser adotado.

Figura S5 – Resíduos (período seco)

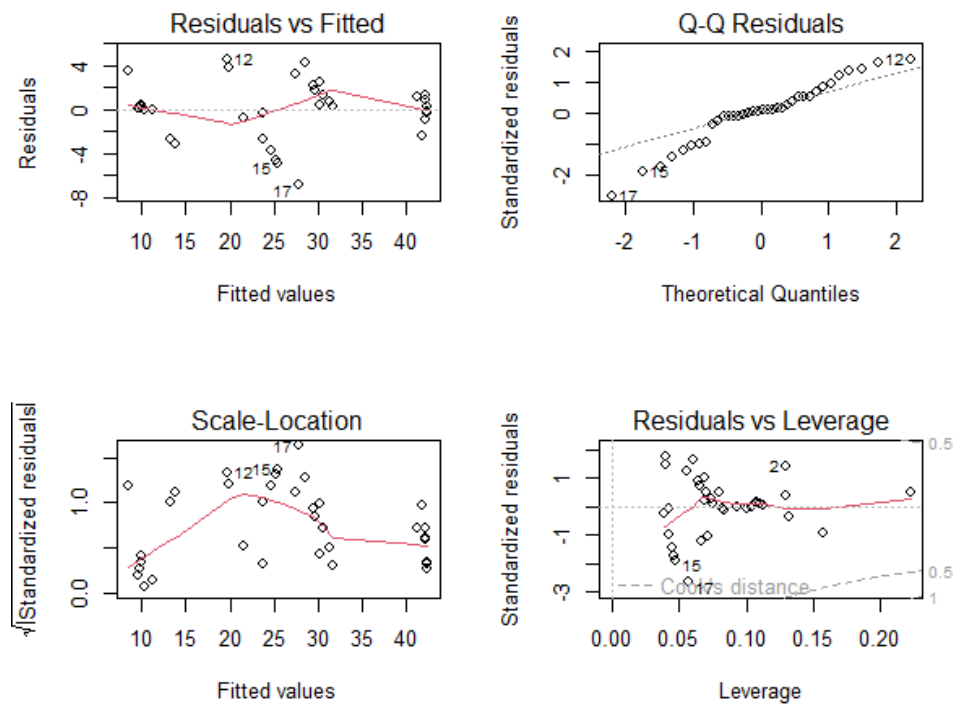


Figura S6 – Resíduos (período chuvoso)

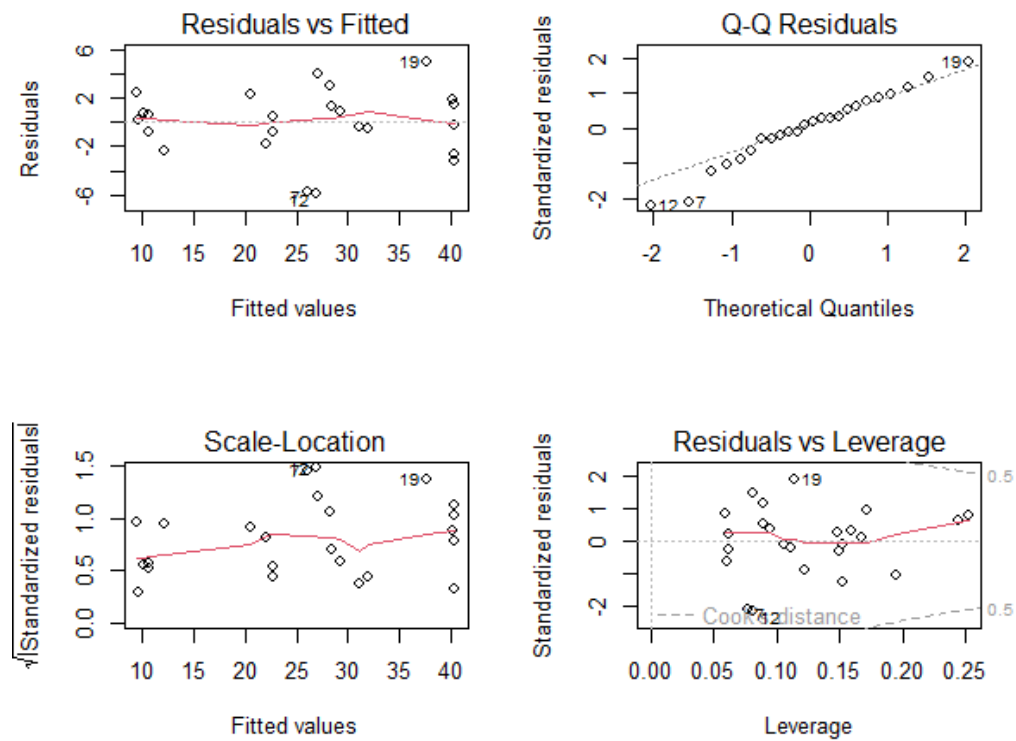


Figura S7 – Gráfico da produção no período seco (pressão, tempo e fluxo)

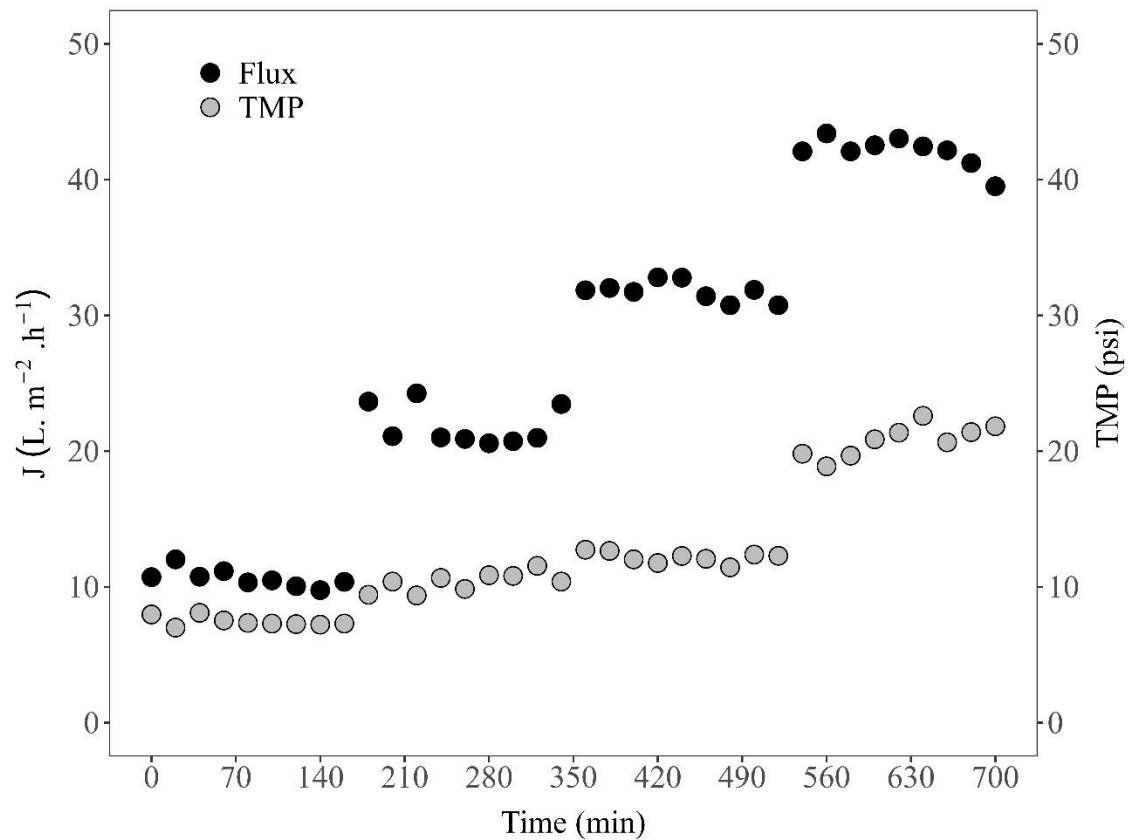


Figura S8 - Gráfico da produção no período chuvoso (pressão, tempo e fluxo)

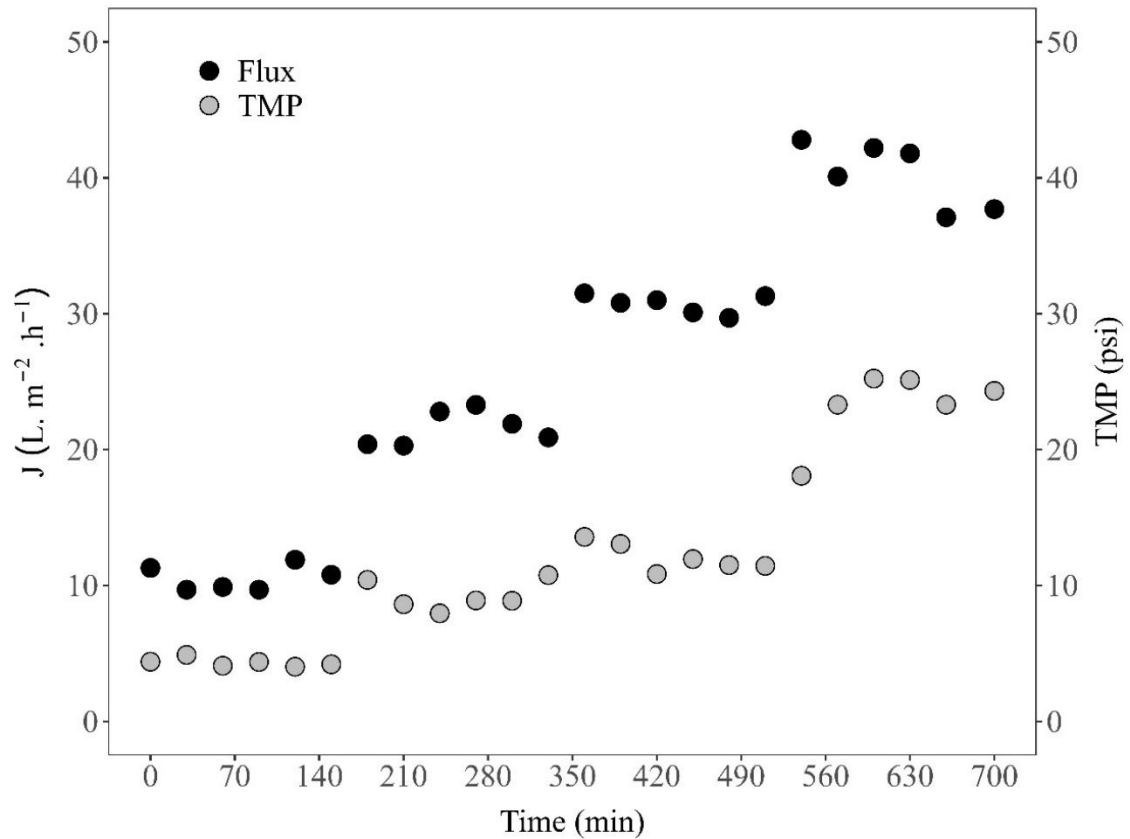
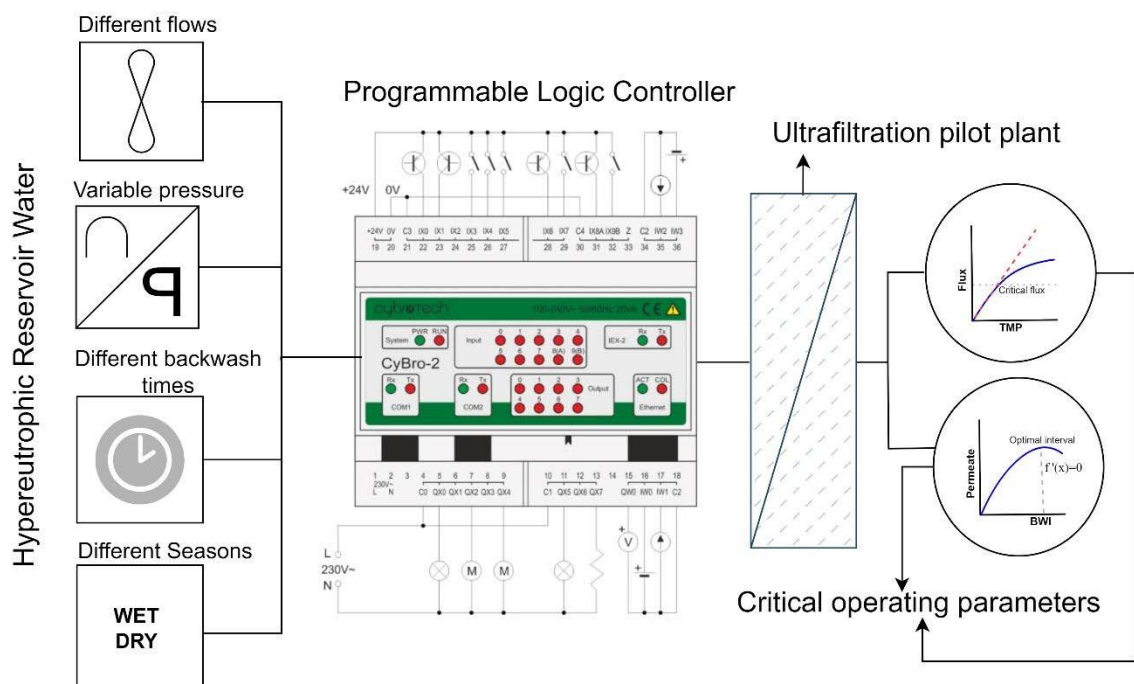


Figura S9 - Gráfico Resumo da relevância dos parâmetros fluxo crítico e intervalos de retrolavagem para o dimensionamento de ultrafiltração aplicada ao tratamento de reservatórios eutrofizados: um estudo piloto para o desenvolvimento de projetos em escala real



APÊNDICE C – MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 4

As Figuras S10, S11, S12 e S13 mostram os resíduos de Pearson e deviance plotados em relação aos preditores (filo, gêneros/táxons, morfologia, condições experimentais) do modelo de regressão logística binária.

Figura S10 - Resíduos (deviance and pearson) dos filis (algas e cianobactéria)

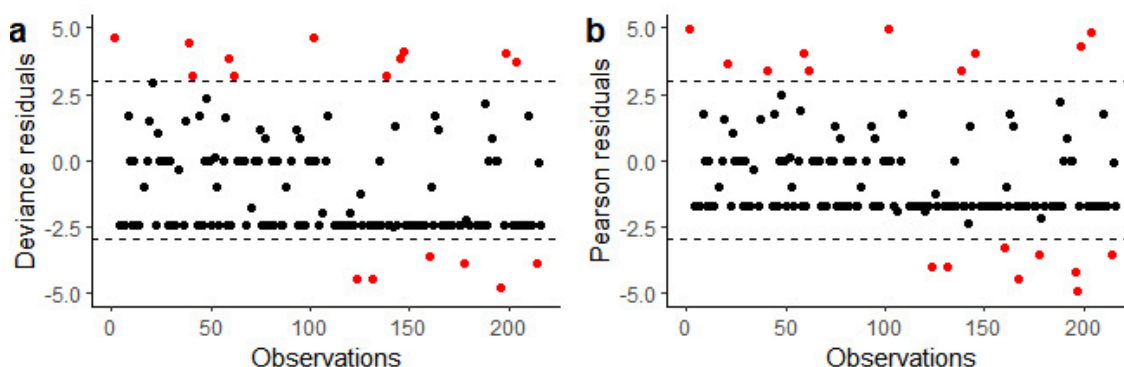


Figura S11 - Resíduos (Deviance and Pearson) dos gêneros

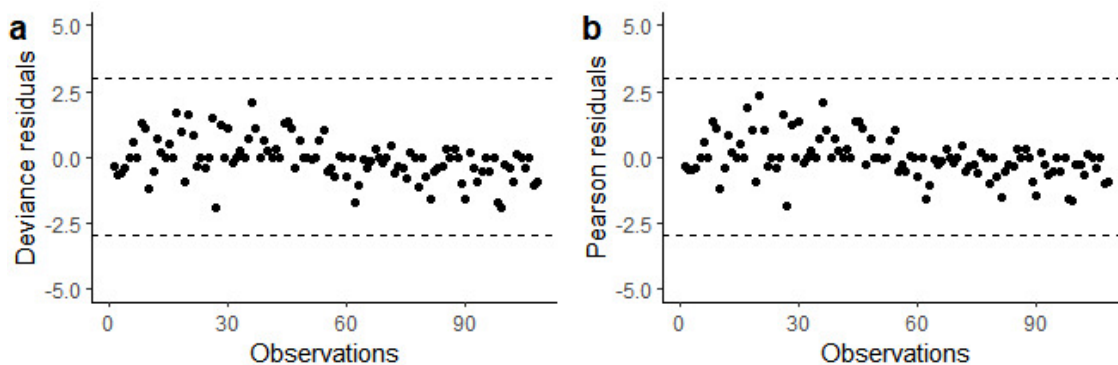


Figura S12 – Resíduos (Deviance and Pearson) das morfologias (filamentosas e coloniais)

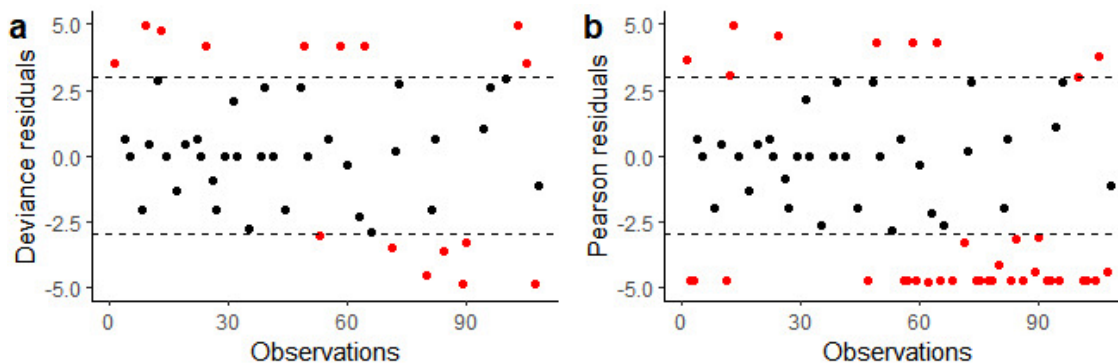
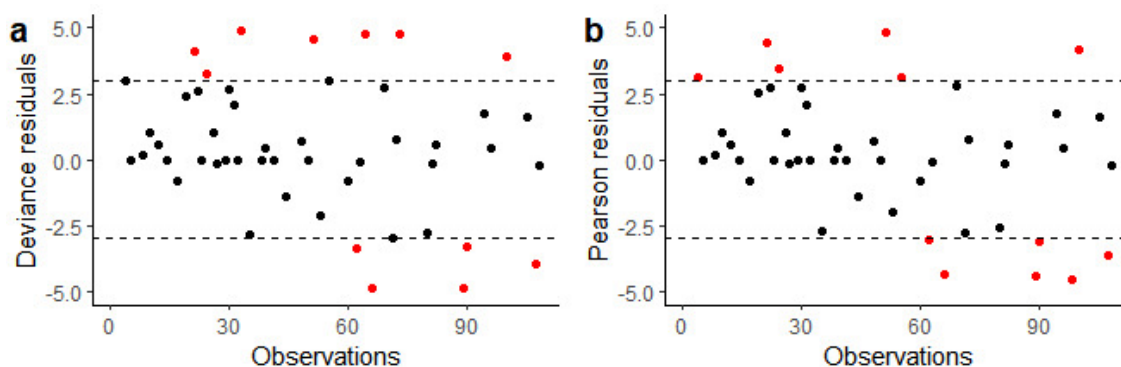


Figura S13 – Resíduos (Deviance and Pearson) das condições experimentais



As Figuras S14, S15 e S16 mostram a diferença entre as células com membranas intactas, onde o corante (Eritrosina B) não é absorvido e a aparência da célula é mantida (verde), e células lisadas, onde o corante penetra, acumula-se no citoplasma e mancha a célula de rosa.

Figura S14 – Células lisadas e não lisadas de *Microcystis Aeruginosa* (A - lisada, B - não lisada)

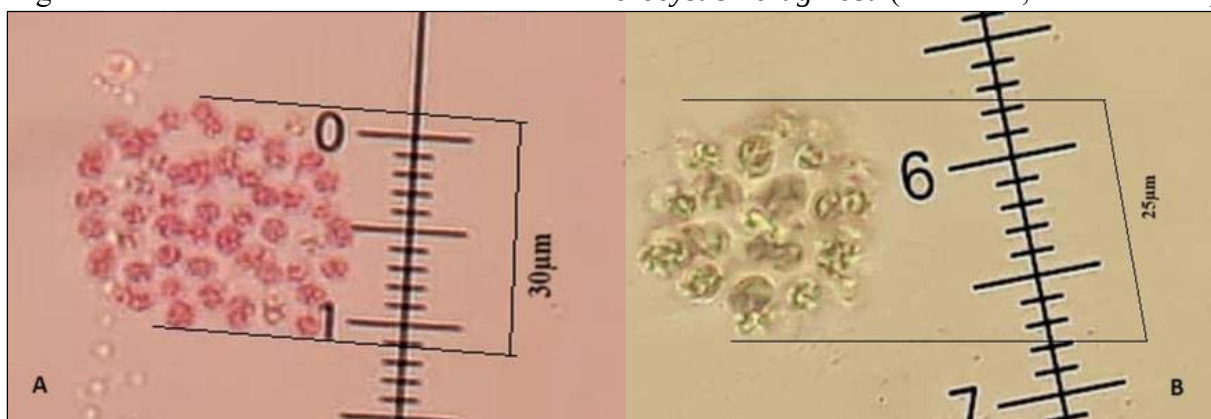


Figura S15 - Células não lisadas e lisadas de *Planktothrix agardii* (A – não lisada, B – lisada)



Figura S16 - Células não lisadas e lisadas de *Dolichospermum* sp (A – não lisada, B – lisada)

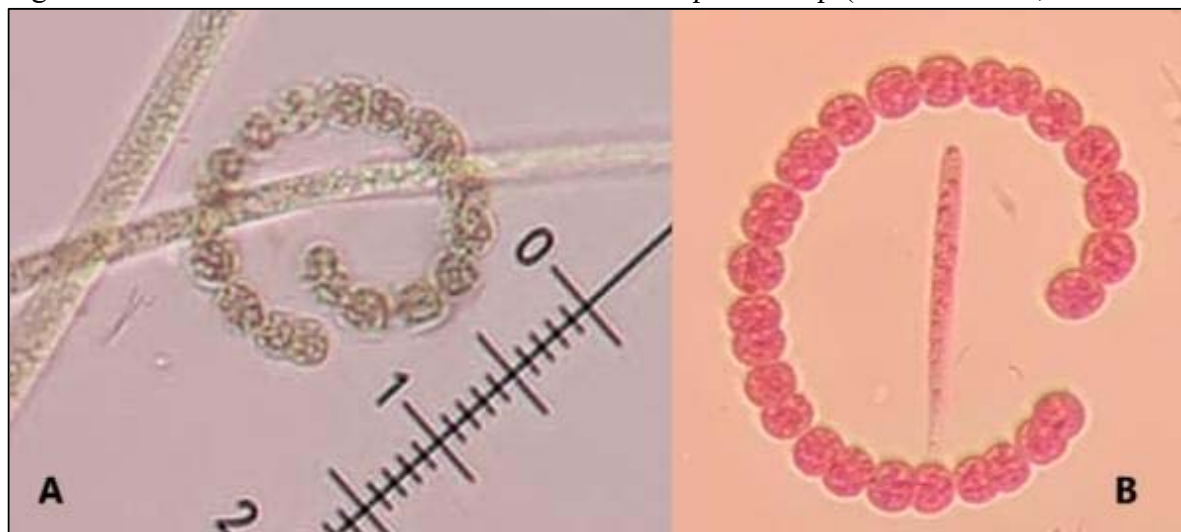


Figura S17 - Gráfico Resumo dos impactos do processo de ultrafiltração pressurizada na integridade celular de algas e cianobactérias no tratamento de água para consumo humano

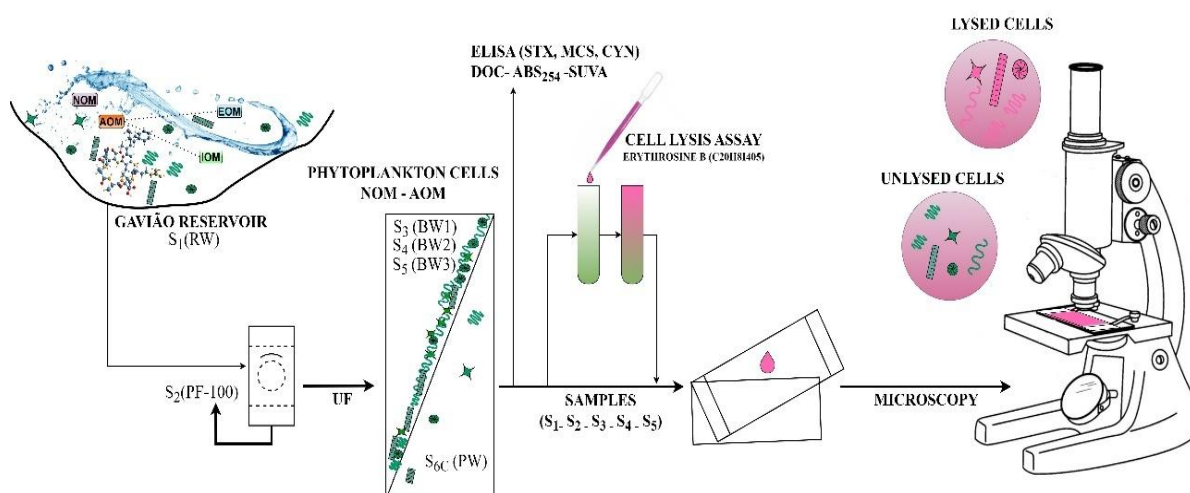


Tabela S2 - Análise qualitativa e quantitativa da densidade do fitoplâncton na área de estudo em ambos os períodos (seco e chuvoso).

Dry Season		Wet Season	
Qualitativo	Quantitativo	Qualitativo	Quantitativo
<i>Aulacoseira sp.</i>	279.0	<i>Aulacoseira sp.</i>	221.13
<i>Aulacoseira granulata</i>	573.6	<i>Aulacoseira granulata</i>	422.83
<i>Actinastrum sp.*</i>	-	<i>Actinastrum sp.</i>	699.72
<i>Anabaenopsis sp.*</i>	-	<i>Anabaena sp.*</i>	-
<i>Anagnostidinema sp.*</i>	-	<i>Anabaenopsis sp.</i>	383.33
<i>Ankyra sp.*</i>	-	<i>Anagnostidinema sp.</i>	2,858.80
<i>Aphanizomenon sp.</i>	5,262.42	<i>Aphanizomenon sp.</i>	2,058.13
<i>Aphanocapsa sp.</i>	37,600.2	<i>Aphanocapsa sp.</i>	8,355.05
<i>Centritractus sp.</i>	157.8	<i>Centritractus sp.</i>	67.29
<i>Chlorella sp.</i>	120.8	<i>Chlorella sp.</i>	570.52
<i>Closterium sp.</i>	133.1	<i>Closterium sp.</i>	72.03
<i>Coelastrum sp.</i>	758.4	<i>Coelastrum sp.*</i>	-
<i>Coelomoron sp.</i>	14,249.96	<i>Coelomoron sp.</i>	6,704.74
<i>Cryptomonas sp.</i>	603	<i>Cosmarium sp.*</i>	-
<i>Cuspidothrix sp.</i>	3,685.5	<i>Cryptomonas sp.</i>	556.30
<i>Cyclotella sp.</i>	94.7	<i>Cuspidothrix sp.*</i>	-
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	1,159.6	<i>Cyclotella sp.</i>	17.04
<i>Dolichospermum sp.</i>	3,430.6	<i>Desmodesmus sp.</i>	73.50
<i>Fitoflagelado</i>	197.5	<i>Dictyosphaerium sp.</i>	483.84
<i>Golenkinia sp.</i>	159.4	<i>Dolichospermum sp.</i>	1,523.30
<i>Kirchneriella sp.</i>	159.0	<i>Euglenophyta sp.</i>	62.15
<i>Lagerheimia sp.</i>	131.1	<i>Fitoflagelado</i>	185.25
<i>Mallomonas sp.*</i>	-	<i>Kirchneriella sp.</i>	105.88
<i>Merismopedia sp.</i>	616.0	<i>Komvophoron sp.</i>	2,834.58
<i>Micractinium sp.</i>	706.8	<i>Lagerheimia sp.*</i>	-
<i>Microcystis sp.</i>	12,603.6	<i>Mallomonas sp.*</i>	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	330.32	<i>Merismopedia sp.</i>	8,657.28
<i>Monoraphidium griffithii*</i>	-	<i>Micractinium pusillum</i>	344.04
<i>Nephrocystium sp.*</i>	-	<i>Micractinium sp.</i>	248.59
<i>Oocystis sp.</i>	88.0	<i>Microcystis brasiliensis</i>	1,878.24
<i>Pectinodesmus sp.</i>	524.4	<i>Microcystis sp.</i>	16,993.01
<i>Peridinium sp.*</i>	-	<i>Monoraphidium contortum</i>	105.01
<i>Planktolynghya limnetica</i>	11,870.7	<i>Nephrocystium sp.*</i>	-
<i>Planktothrix agardhii</i>	47,504.82	<i>Oocystis sp.</i>	293.98
<i>Planktothrix isothrix</i>	28,033.5	<i>Peridinium sp.</i>	97.43
<i>Pseudanabaena cf. acicularis</i>	3,394.2	<i>Planktolynghya limnetica</i>	3,724.71
<i>Pseudanabaena cf. raphidioides</i>	1,048.8	<i>Planktothrix agardhii</i>	112,098.15
<i>Pseudanabaena sp.</i>	21,749.0	<i>Planktothrix isothrix</i>	20,520.56
<i>Raphidiopsis philippinensis</i>	7,757.0	<i>Pseudanabaena cf. acicularis</i>	5,303.42
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	26,360.6	<i>Pseudanabaena cf. raphidioides</i>	476.20
<i>Raphidiopsis sp.</i>	30,797.4	<i>Pseudanabaena sp.</i>	9,667.29
<i>Romeria sp.</i>	633.3	<i>Raphidiopsis philippinensis</i>	951.32
<i>Schroederia sp.</i>	55.8	<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	4,461.93
<i>Staurastrum sp.</i>	96.1	<i>Raphidiopsis sp.</i>	13,311.23
<i>Synechococcales</i>	19,359.7	<i>Romeria sp.</i>	699.72
<i>Synechocystis sp.</i>	300.1	<i>Scenedesmus sp.</i>	169.05
<i>Tetradesmus sp.*</i>	-	<i>Schroederia sp.</i>	59.42
<i>Tetraedron minimum</i>	163.7	<i>Spirulina sp.*</i>	-
<i>Trachelomonas sp.</i>	22.0	<i>Staurastrum sp.*</i>	-
<i>Willea sp.*</i>	-	<i>Synechococcales</i>	4,661.05
Total	282,771.52	<i>Synechocystis sp.</i>	303.31
		<i>Tetraedron caudatum*</i>	-
		<i>Tetraedron minimum</i>	109.60
		<i>Tetraplektron sp.*</i>	-
		<i>Trachelomonas sp.</i>	57.83
		<i>Willea sp.*</i>	-
		Total	245,607.78

*Rare species in the ecosystem.

Tabela S3 - Quantidade de células/organismos dos 18 gêneros selecionados para estudo em ambos os períodos (período seco e chuvoso). Cell/organisms = tamanho dos organismos

Phitoplankton Genera	RW	PF	BW1	BW2	BW3	PW	SEASONALITY
Aphanizomenon sp.	20.2	19.02	14	11.45	11.9	12.6	DS
Aphanocapsa sp.	45.9	43.9	38	30.3	29.2	30	DS
Aulacoseira sp.	3.8	3.8	2.0	1.98	1.96	2.2	DS
Closterium sp.	1.0	1.0	1.0	0	0	1.0	DS
Coelomoron sp.	56.4	42.3	28	28	28	41	DS
Cyclotella sp.	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	DS
Dictyosphaerium sp.	8.3	6.7	4.0	3.0	3.9	5.6	DS
Dolichospermum sp.	14.5	11.5	8.0	7.5	8.0	11.5	DS
Kirchneriella sp.	2.0	1.75	2.0	1.0	1.0	1.0	DS
Lagerheimia sp.	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	DS
Merismopedia sp.	27.4	27.4	25	14	15	14	DS
Microcystis sp.	162	60	60	60	60	0	DS
Monoraphidium sp.	1.2	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0	DS
Oocystis sp.	4.0	4.0	4.0	0	2.0	2.0	DS
Planktolyngbya sp.	11.4	11.4	11	9.0	9.0	9.0	DS
Planktothrix sp.	66	66	55	21	21.0	15.0	DS
Raphidiopsis sp.	16	16	15	16	16.0	9.0	DS
Schroederia sp.	1.0	1.0	1.0	1.0	0	1.0	DS
Aphanizomenon sp.	18	14	13	14.5	14.6	16.3	WS
Aphanocapsa sp.	67	49	48.8	32.0	31	47.3	WS
Aulacoseira sp.	2.5	2.0	2.0	2.1	2.0	2.5	WS
Closterium sp.	1.0	1.0	0	1.0	1.0	1.0	WS
Coelomoron sp.	45.8	41	36	31.5	38.4	39.6	WS
Cyclotella sp.	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	WS
Dictyosphaerium sp.	5.9	4.0	4.0	4.0	4.3	4.0	WS
Dolichospermum sp.	17.4	14	15	16.2	14	14.3	WS
Kirchneriella sp.	2.5	2.0	0	3.0	1.0	2.5	WS
Lagerheimia sp.	1.0	1.0	0	1.0	0	0	WS
Merismopedia sp.	44.2	44	33	39	33.6	33.3	WS
Microcystis sp.	270	270	0	0	0	0	WS
Monoraphidium sp.	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	WS
Oocystis sp.	4.0	4.0	0	4.0	0	4.0	WS
Planktolyngbya sp.	12.0	12	12	12	12	9.0	WS
Planktothrix sp.	66	66	66	66	66	15	WS
Raphidiopsis sp.	16	16	16	16	12.8	9.0	WS
Schroederia sp.	1.0	1.0	1.0	0	1.0	1.0	WS

A Tabela S4 resume a porcentagem de perda celular dos organismos em relação ao seu tamanho original (RW/FW), isso não se refere à eficiência do sistema de tratamento, mas à verificação da contagem de células por organismos, após condições estressantes. Embora a água permeada apresente baixo número de células, em torno de 0,5%, ainda foi possível verificar se houve redução no tamanho de organismos filamentosos e coloniais residuais.

Tabela S4 – Percentual de perda de células/organismos no período seco e chuvoso

Phitoplankton Genera	RW/FW cell/organisms	% lost PF	% lost BW1	% lost BW2	% lost BW3	% lost PW	SEASONALITY
Aphanizomenon sp.	20.2	6%	31%	43%	41%	37%	DS
Aphanocapsa sp.	45.9	4%	17%	34%	36%	35%	DS
Aulacoseira sp.	3.8	0%	47%	48%	48%	42%	DS
Closterium sp.	1.0	0%	0%	100%	100%	0%	DS
Coelomorion sp.	56.4	25%	50%	50%	50%	27%	DS
Cyclotella sp.	1.0	0%	0%	0%	0%	0%	DS
Dictyosphaerium sp.	8.3	19%	52%	64%	53%	33%	DS
Dolichospermum sp.	14.5	21%	45%	48%	45%	21%	DS
Kirchneriella sp.	2.0	0%	0%	50%	50%	50%	DS
Lagerheimia sp.	1.0	0%	0%	0%	0%	0%	DS
Merismopedia sp.	27.4	0%	9%	49%	45%	49%	DS
Microcystis sp.	162	63%	63%	63%	63%	100%	DS
Monoraphidium sp.	1.2	0%	17%	17%	17%	17%	DS
Oocystis sp.	4.0	0%	0%	100%	25%	50%	DS
Planktolyngbya sp.	11.4	0%	4%	21%	21%	21%	DS
Planktothrix sp.	66	0%	17%	68%	68%	77%	DS
Raphidiopsis sp.	16	0%	6%	0%	0%	44%	DS
Schroederia sp.	1.0	0%	0%	0%	100%	0%	DS
Aphanizomenon sp.	18	22%	28%	19%	19%	9%	WS
Aphanocapsa sp.	67	27%	27%	52%	54%	29%	WS
Aulacoseira sp.	2.5	20%	20%	16%	20%	0%	WS
Closterium sp.	1.0	0%	100%	0%	0%	0%	WS
Coelomorion sp.	45.8	10%	21%	31%	16%	13%	WS
Cyclotella sp.	1.0	0%	0%	0%	0%	0%	WS
Dictyosphaerium sp.	5.9	32%	32%	32%	28%	32%	WS
Dolichospermum sp.	17.4	20%	14%	7%	20%	18%	WS
Kirchneriella sp.	2.5	20%	100%	0%	60%	0%	WS
Lagerheimia sp.	1.0	0%	100%	0%	100%	100%	WS
Merismopedia sp.	44.2	0%	25%	12%	24%	25%	WS
Microcystis sp.	248	0%	100%	100%	100%	100%	WS
Monoraphidium sp.	1.0	0%	0%	0%	0%	0%	WS
Oocystis sp.	4.0	0%	100%	0%	100%	0%	WS
Planktolyngbya sp.	12.0	0%	0%	0%	0%	25%	WS
Planktothrix sp.	66	0%	0%	0%	0%	77%	WS
Raphidiopsis sp.	16	0%	0%	0%	20%	44%	WS
Schroederia sp.	1.0	0%	0%	100%	0%	0%	WS

Comparações pareadas usando o teste da soma de postos de Wilcoxon com correção de continuidade e *p value* ajustado pelo método de bonferroni. Comparações entre as diferentes condições experimentais (RW, PF, PW1, PW2, PW3, BW) para medir os efeitos dessas na liberação de cianotoxinas.

Tabela S5 – Teste da soma dos postos de wilcoxon para os dados de cianotoxinas (seco)

Análise do período Seco					
Microcistinas data: DadosC\$MICd and DadosC\$EC Resultados BW PF PW1 PW2 PW3 PF 1.00 - - - - PW1 1.00 1.00 - - - PW2 1.00 1.00 1.00 - - PW3 1.00 1.00 1.00 1.00 - RW 1.00 1.00 0.68 1.00 1.00 Conclusão: Não houve diferenças significativas entre as amostras ($p>0,05$).					
Cilindrospermopsinas data: DadosC\$CILd and DadosC\$EC Resultados BW PF PW1 PW2 PW3 PF 1.00 - - - - PW1 1.00 1.00 - - - PW2 1.00 1.00 1.00 - - PW3 1.00 1.00 1.00 1.00 - RW 1.00 1.00 1.00 1.00 1.00 Conclusão: Não houve diferenças significativas entre as amostras ($p>0,05$).					
Saxitoxinas data: DadosC\$SAXd and DadosC\$EC Resultados BW PF PW1 PW2 PW3 PF 1.00 - - - - PW1 1.00 1.00 - - - PW2 1.00 1.00 1.00 - - PW3 1.00 1.00 1.00 1.00 - RW 1.00 1.00 1.00 1.00 1.00 Conclusão: Não houve diferenças significativas entre as amostras ($p>0,05$).					

Tabela S6 – Teste da soma dos postos de wilcoxon para os dados de cianotoxinas (chuvoso)

Análise do período chuvoso					
Microcistinas					
data: DadosC\$MICw and DadosC\$EC					
	BW	PF	PW1	PW2	PW3
PF	1.00	-	-	-	-
PW1	1.00	1.00	-	-	-
PW2	1.00	1.00	1.00	-	-
PW3	1.00	1.00	1.00	1.00	-
RW	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Conclusão: Não houve diferenças significativas entre as amostras ($p>0,05$).					
Cilindrospermopsinas					
data: DadosC\$CILw and DadosC\$EC					
	BW	PF	PW1	PW2	PW3
PF	1.00	-	-	-	-
PW1	1.00	1.00	-	-	-
PW2	1.00	1.00	1.00	-	-
PW3	1.00	1.00	1.00	1.00	-
RW	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Conclusão: Não houve diferenças significativas entre as amostras ($p>0,05$).					
Saxitoxinas					
data: DadosC\$SAXw and DadosC\$EC					
	BW	PF	PW1	PW2	PW3
PF	1.00	-	-	-	-
PW1	1.00	1.00	-	-	-
PW2	1.00	1.00	1.00	-	-
PW3	1.00	1.00	1.00	1.00	-
RW	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Conclusão: Não houve diferenças significativas entre as amostras ($p>0,05$).					

Conclusão geral: Os resultados das três principais cianotoxinas, não foram estatisticamente diferentes nas condições experimentais ($p>0,05$). Logo, não ocorreu incremento de matéria orgânica dissolvida pela liberação de componentes intracelulares (MOI).