

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

LEANDRO MONTEIRO DOS SANTOS

Aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento de soro do leite em reator aberto por microalgas

Maceió – AL
2024

LEANDRO MONTEIRO DOS SANTOS

Aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento de soro do leite em reator aberto por microalgas

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de Farias
Silva

Coorientação: Profa. Dra. Brígida Maria Villar
da Gama

Catálogo na Fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

- S237a Santos, Leandro Monteiro dos.
Aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento avançado de soro do leite em reator aberto por microalgas / Leandro Monteiro dos Santos. – 2024.
89 f. : il. color.
- Orientador: Carlos Eduardo de Farias Silva.
Co-orientadora: Brígida Maria Villar da Gama.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2024.
- Bibliografia: f. 74-89.
1. Microalgas. 2. Fungos. 3. Soro do leite. 4. Tratamento de efluentes industriais. I. Título.

CDU: 621.039.4


Leandro Monteiro dos Santos

**Aplicação de estratégias para otimização do processo de
tratamento de soro do leite em reator aberto por microalgas**


Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Alagoas,
como requisito para a obtenção do
Título de Mestre em Engenharia
Química.

Aprovada em: Maceió, 19 de março de 2024.


BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS EDUARDO DE FARIAS SILVA**
Data: 19/03/2024 19:27:23-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>


Prof. Dr. Carlos Eduardo de Farias Silva (Orientador - PPGEQ/UFAL)

Documento assinado digitalmente
 **BRIGIDA MARIA VILLAR DA GAMA**
Data: 19/03/2024 22:14:25-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Brígida Maria Villar da Gama (Coorientador – Pós-Doc/PPGEQ/UFAL)

Documento assinado digitalmente
 **RENATA MARIA ROSAS GARCIA ALMEIDA**
Data: 20/03/2024 07:41:55-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Renata Maria Rosas Garcia Almeida (PPGEQ/UFAL)

Documento assinado digitalmente
 **ALBANISE ENIDE DA SILVA**
Data: 20/03/2024 09:09:42-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Albanise Enide da Silva (CTEC/UFAL)

RESUMO

A indústria de laticínios está em crescimento significativo em vários países devido à crescente demanda por leite e seus derivados, impulsionando o setor agrícola tanto em nações desenvolvidas quanto em desenvolvimento. Contudo, esse aumento na produção de laticínios acarreta consequências ambientais, como o consumo intensivo de recursos naturais, ocupação de terras e geração de efluentes altamente poluentes. Um desafio adicional surge com o soro do leite, um subproduto líquido resultante do processamento de laticínios, que requer tratamento e descarte adequados. Para abordar essas questões, diversas estratégias têm sido empregadas para tratar os efluentes da indústria de laticínios, incluindo processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos, que se apresentam como alternativas promissoras. A tecnologia de tratamento biológico, especialmente por meio do uso de microalgas, surge como uma opção viável devido à sua eficiência na remoção de compostos orgânicos e aos custos operacionais reduzidos. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar o processo de tratamento de águas residuais, com foco específico no soro do leite, efluente proveniente da indústria de laticínios. O experimento foi conduzido utilizando microalgas, bem como o co-cultivo de microalgas com fungos filamentosos, combinado à implementação de um processo de aeração contínua em um sistema aberto, suscetível à contaminação por outros microrganismos. Os resultados obtidos nas condições de tratamento do soro de leite C_{M2} e C_{MF2} evidenciaram desempenhos mais promissores em comparação com seus equivalentes (C_{M1} e C_{MF1}). Na etapa de tratamento exclusivo com a microalga *T. obliquus* (C_{M2}), na TRV de 60%, destacou-se com uma notável remoção média de DQO (demanda química de oxigênio) de 83,6%. O consórcio experimental C_{MF2} , que envolveu a interação entre a microalga *T. obliquus* e o fungo *C. echinulata*, demonstrou eficiência notável na remoção de FT (fósforo total), atingindo a eficiência de 71,0% a uma TRV 40%, enquanto C_{MF1} apresentou o melhor percentual de remoção de NT (nitrogênio total), alcançando 74,3% de eficiência de remoção em na TRV de 40%. Quanto à concentração residual de poluentes, o C_{MF1} exibiu uma variação de DQO no intervalo de 61,86 a 88,17 mg.L⁻¹, mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela norma da União Europeia. Adicionalmente, constatou-se a aderência aos padrões europeus para a remoção de NT, com valores situados entre 0,65 e 0,97 mg.L⁻¹ no tratamento do soro de leite C_{M2} e de 2,32 a 3,38 mg.L⁻¹ para o tratamento de C_{MF2} . No que se refere ao FT, observou-se uma menor concentração residual no soro de leite C_{M2} , variando entre 0,65 e 0,88 mg.L⁻¹. A análise da variação de pH revelou um equilíbrio sustentado pela simbiose, atenuando flutuações ácido-base no sistema. Além disso, o aumento da biomassa apresentou uma correlação positiva com a eficiência na redução de

Palavras-chave: microalga, fungos filamentosos, soro do leite, tratamento de efluentes

ABSTRACT

The dairy industry is experiencing significant growth in various countries due to the increasing demand for milk and its derivatives, driving the agricultural sector in both developed and developing nations. However, this surge in dairy production brings environmental consequences, such as intensive consumption of natural resources, land occupation, and the generation of highly polluting effluents. An additional challenge arises with whey, a liquid byproduct resulting from dairy processing, requiring proper treatment and disposal. To address these issues, various strategies, including aerobic and anaerobic biological processes, have been employed to treat dairy industry effluents, showing promising alternatives. Biological treatment technology, particularly using microalgae, emerges as a viable option due to its efficiency in removing organic compounds and reduced operational costs. In this context, this study aims to analyze the wastewater treatment process, specifically focusing on cheese whey, the effluent from the dairy industry. The experiment involved the use of microalgae, as well as the co-cultivation of microalgae with filamentous fungi, combined with the implementation of a continuous aeration process in an open system susceptible to contamination by other microorganisms. The results obtained under the treatment conditions of whey C_{M2} and C_{MF2} demonstrated more promising performances compared to their counterparts (C_{M1} and C_{MF1}). In the exclusive treatment stage with the microalga *T. obliquus* (C_{M2}), a Volumetric Removal Rate (VRR) of 60% stood out with a notable average removal of COD (chemical oxygen demand) of 83.6%. The experimental consortium C_{MF2} , involving the interaction between the microalga *T. obliquus* and the fungus *C. echinulata*, showed remarkable efficiency in removing TP (total phosphorus), achieving 71.0% efficiency at a VRR of 40%, while C_{MF1} presented the highest percentage of TN (total nitrogen) removal, reaching 74.3% removal efficiency at a VRR of 40%. Regarding the residual concentration of pollutants, C_{MF1} exhibited a COD variation ranging from 61.86 to 88.17 mg.L⁻¹, remaining within the limits established by the European Union standard. Additionally, adherence to European standards for TN removal was observed, ranging from 0.65 to 0.97 mg.L⁻¹ in the treatment of cheese whey C_{M2} and 2.32 to 3.38 mg.L⁻¹ for C_{MF2} treatment. Considering TP, a lower residual concentration was observed in the cheese whey C_{M2} , ranging between 0.65 and 0.88 mg.L⁻¹. The analysis of pH variation revealed a balance sustained by symbiosis, attenuating acid-base fluctuations in the system. Furthermore, an increase in biomass showed a positive correlation with efficiency in pollutant reduction.

Key-words: microalgae, filamentous fungi, whey, effluent treatment

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Valor da produção brasileira de leite por Unidade Federativa	18
Figura 2 – Esquema geral da geração do soro do leite	20
Figura 3 – Composição comumente encontrada em microalgas	30
Figura 4 – Simbiose entre microalga e fungo filamentoso	43
Figura 5 – Imagem de microscópio óptico da microalga <i>Tetrademus</i> sp. LCE-01 com aumento de 100x	45
Figura 6 – Esquema simplificado do Sistema de tratamento experimental.....	46
Figura 7 – Curva padrão da DQO.....	49
Figura 8 – Curva padrão do FT	52
Figura 9 – Remoção de DQO no tratamento de soro do leite em função da TRV. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2} , respectivamente.....	54
Figura 10 – Remoção de DQO no tratamento de soro do leite em função da TRV. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente.....	56
Figura 11 – Remoção de nitrogênio no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2} , respectivamente.....	59
Figura 12 – Remoção de nitrogênio no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2} , respectivamente.....	61
Figura 13 – Remoção de fósforo no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2} , respectivamente.....	63
Figura 14 – Remoção de fósforo no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente.....	65
Figura 15 – Peso seco celular no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica para C_{M1} em a), C_{M2} em b), C_{MF1} em c) e C_{FM2} em d).....	67
Figura 16 – pH durante o tratamento de soro do leite C_{M1} e C_{MF1} em função da taxa de reposição volumétrica. A) 40 %, B) 60% referentes à etapa 1 experimental, e C) 40%, D) 60% à etapa 2 experimental.....	69
Figura 17 – pH durante o tratamento de soro do leite C_{M2} e C_{MF2} em função da taxa de reposição volumétrica. A) 40 %, B) 60% referentes à etapa 1 experimental, e C) 40%, D) 60% à etapa 2 experimental.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição do soro do leite de acordo com a literatura	22
Tabela 2 – Características do soro do leite contendo diferente concentrações de poluentes...	46
Tabela 3 – Detalhamento das etapas experimentais.....	47
Tabela 4 – Detalhamento das etapas experimentais.....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ATP	Adenosina trifosfato
BDA	Batata Dextrose Agar
BG-11	<i>Blue green medium</i>
CTEC	Centro de Tecnologia
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda química de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
LED	<i>Light Emitting Diode</i>
LTBA	Laboratório de Tecnologia de Bebidas e Alimentos
MAPA	Ministério da Agricultura e Pecuária
MPO	Micropoluente orgânico
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento
ORP	<i>Open raceway pond</i>
PAC	Programa de Auto Controle
PBR	<i>Closed tubular photobioreactor</i>
PES	Polietersulfona
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoato
RBQL	Brasileira de Laboratórios de Qualidade do Leite
RNA	Ácido ribonucleico
RPM	Rotações por minutos
TR	Tempo de realimentação
TRV	Taxa de reposição volumétrica
UFAL	Universidade Federal de Alagoas

UFPE Universidade Federal de Pernambuco
UHT *Ultra-high Temperature*
 α -Gals α -galactosidases

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Grau Celsius
µm	Micrometro
µmol	Micromol
cm	Centímetro
CS	Contagem de Células
Cu	Cobre
d	Dia
FS	Fósforo Solúvel
FT	Fósforo Total
g	Gramma
h	Hora
kg	Quilograma
L	Litro
m	Metro
min	Minuto
mL	mililitro
N	Nitrogênio
NH ₃ -N	Amônia não ionizada
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NH ₄ ⁺ -N	Amônia ionizada
Ni	Níquel
NO ₂ ⁻	Íon nitrito
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
NS	Nitrogênio Solúvel
NT	Nitrogênio Total
O ₂	Gás oxigênio
P	Fósforo
S	Segundo

SST	Sólido Suspenso Total
ST	Sólido Total
UFC	Unidades Formadoras de Colônia
v	Volume
W	Watts

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	Objetivo Geral.....	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1	Indústria do leite	17
3.1.1	<i>Legislação brasileira.....</i>	<i>19</i>
3.2	Produção e características do soro do leite.....	20
3.2.1	<i>Aproveitamento do soro do leite na indústria de alimentos</i>	<i>23</i>
3.2.2	<i>Valorização do soro do leite</i>	<i>24</i>
3.3	Processos de tratamento biológico do soro do leite.....	25
3.4	Fungos filamentosos.....	26
3.4.1	<i>Fungos filamentosos no tratamento de efluentes.....</i>	<i>27</i>
3.5	Microalgas	28
3.5.1	<i>Cultivo de microalgas em sistemas aberto e fechado.....</i>	<i>31</i>
3.5.2	<i>Tipos de reatores para o cultivo de microalgas.....</i>	<i>33</i>
3.5.3	<i>Tetradismus obliquus</i>	<i>35</i>
3.5.4	<i>Microalgas no tratamento de efluentes</i>	<i>36</i>
3.5.5	<i>Remoção de fósforo e nitrogênio por microalgas.....</i>	<i>37</i>
3.6	Microalgas no tratamento do soro do leite	38
3.7	Processo semicontínuo no tratamento de efluentes por microalgas.....	40
3.8	Aeração e co-cultivo no tratamento de efluentes por microalgas.....	41
3.8.1	<i>Processo de aeração no tratamento de efluentes por microalgas</i>	<i>41</i>
3.8.2	<i>Co-cultivo de microalgas e fungos filamentosos no tratamento de efluentes.....</i>	<i>41</i>
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
4.1	Soro do leite e microalga	45
4.1	Sistema de tratamento experimental	45
4.2	Caracterização físico-química	47
4.2.1	<i>Peso seco celular</i>	<i>48</i>
4.2.2	<i>pH</i>	<i>48</i>
4.2.3	<i>Demanda Química de Oxigênio.....</i>	<i>48</i>
4.2.4	<i>Nitrogênio Total.....</i>	<i>50</i>
4.2.5	<i>Fósforo Total.....</i>	<i>51</i>

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1	Caracterização do soro do leite.....	53
5.2	Avaliação dos sistemas de tratamento na remoção da carga poluidora	54
5.2.1	<i>Análises da remoção da DQO</i>	<i>54</i>
5.2.2	<i>Remoção de Nitrogênio Total</i>	<i>59</i>
5.2.3	<i>Remoção de Fósforo Total</i>	<i>63</i>
5.2.4	<i>Peso seco celular</i>	<i>66</i>
5.2.5	<i>Avaliação do pH</i>	<i>68</i>
6	CONCLUSÃO.....	72
	REFERÊNCIAS	74

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o interesse pelas microalgas tem aumentado de forma considerável, especialmente devido ao surgimento da alta demanda por biomassa e bioprocessos sustentáveis, como por exemplo, no tratamento de águas residuais, produção de pigmentos de alto valor comercial e na produção de biocombustível (ABDELFATTAH *et al.*, 2023; HOANG *et al.*, 2023; GALARZA *et al.*, 2018).

As microalgas são organismos unicelulares, autotróficos ou heterotróficos e de fácil reprodução. Elas podem ser cultivadas em ambientes abertos ou reatores fechados com regime alimentar à base de compostos químicos com uma dieta que contempla carbonatos, fosfatos, nitratos e dióxido de carbono (CO₂), compostos estes que podem ser classificados em orgânicos ou inorgânicos. Esses organismos são os responsáveis pela maior parte da produção de oxigênio terrestre, e estão presentes em oceanos, lagos e lagoas naturais ao redor do mundo (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018).

Estes microrganismos são utilizados no tratamento biológico de efluentes, pois, possuem a capacidade de consumirem nitratos e fosfatos do meio, além de transformarem carbono inorgânico em biomassa através da fotossíntese (AHMAD *et al.*, 2021). Sistemas de cultivo baseado em águas residuais agrícolas e dos efluentes da digestão anaeróbia, são considerados uma valiosa fonte alternativa e econômica de nutrientes para o crescimento de microalgas em larga escala (PRANDINI *et al.*, 2016).

O cultivo de microalgas integrado ao tratamento de efluentes tem sido desenvolvido para a geração de biomassa sustentável e a remediação de efluentes. Dentre estes compostos, destacam-se ácidos graxos poli-insaturados, carotenoides, ficobilinas, polissacarídeos, vitaminas, esteróis e diversos compostos bioativos naturais, sendo que, desta forma, as microalgas apresentam potencial de uso no desenvolvimento de alimentos funcionais, por suas propriedades específicas a exemplo da elevada atividade antioxidante (JAISWAL *et al.*, 2022).

Os fungos se destacam no campo da biorremediação devido ao fato de ser microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica no meio ambiente, removendo poluentes por absorção e pela produção de enzimas intracelulares e extracelulares inespecíficas com elevada capacidade catalítica, transformando tais poluentes em compostos com menor toxicidade ou inócuos (FERREIRA, VARJANI e TAHERZADEH, 2020).

Adicionalmente, torna-se evidente a necessidade do desenvolvimento de sistemas de tratamento biológico de efluentes, considerando o contexto global da produção de leite. Mundialmente, estimou-se uma produção de 944 milhões de toneladas de leite em 2023, o que

representa um aumento de cerca de 0,9% em relação a 2022, segundo a *Food and Agriculture Organization* (FAO) de 2023. O continente asiático desponta como a maior produtor de leite do mundo, com produção de aproximadamente 429 milhões de toneladas em 2023, o que representa um acréscimo de 1,8% em relação ao ano anterior. Esse aumento é, em grande parte, resultado da expansão da produção em países como Índia, China e Paquistão. A Índia assume a posição de maior produtor mundial de leite, apresentando produção anual de cerca de 230 milhões de toneladas em 2023, correspondendo a cerca de 24,4% de toda a produção mundial neste ano (FAO, 2023).

Frente a crescente produção anual de leite, o soro do leite, principal subproduto da fabricação de derivados do leite, possui grande potencial poluidor, especialmente, devido ao seu descarte inadequado, levando a poluição do solo, águas superficiais e subterrâneas. (KARAPANAGIOTI, 2016).

Diante desse cenário, diversos tipos de tratamentos têm sido empregados para remediar o soro do leite. No entanto, os métodos químicos e físicos frequentemente se mostram pouco viáveis para a indústria devido aos custos elevados. Por outro lado, a biorremediação, que emprega microrganismos como microalgas e fungos com a capacidade de absorver ou degradar poluentes específicos, emerge como uma alternativa mais sustentável, válida e eficaz quando comparada aos métodos tradicionais de tratamento, os quais dependem fortemente do uso intensivo de produtos químicos. Esses métodos de tratamento biológico impulsionam a eficiência na remediação do efluente, gerando biomassa de alto valor e promovendo o desenvolvimento de uma economia circular (WANG *et al.*, 2022a; LI *et al.*, 2023a; VIEGAS e GONÇALVES, 2024.)

Sendo assim, este trabalho buscou identificar as condições ótimas para o co-cultivo entre microalga e fungo filamentosos no tratamento do soro do leite, com o objetivo de estabelecer bases para um tratamento biológico eficiente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do tratamento do soro de leite para remoção da demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio e fósforo, utilizando diferentes condições de cultivo da espécie de microalga *Tetrademus obliquus*, visando a melhoria do processo.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o melhor tempo de retenção hidráulica no tratamento em sistema semicontínuo do soro do leite por *T. obliquus*;
- Verificar a associação simbiótica da microalga com fungos filamentos no processo de tratamento;
- Implementar a aeração no processo de tratamento com a monocultura e com o co-cultivo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Indústria do leite

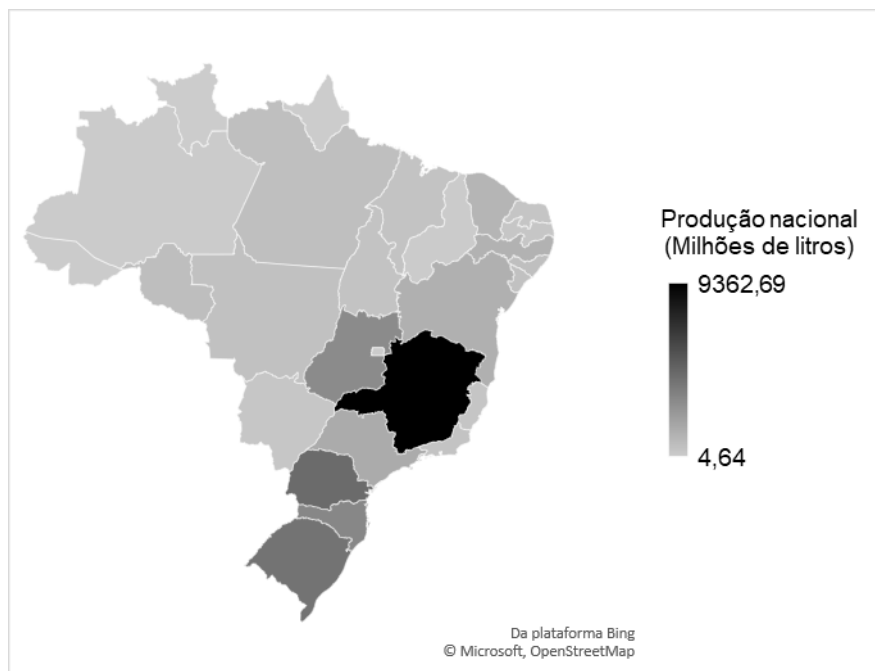
A alimentação humana passou por significativas mudanças ao longo das últimas cinco décadas, sendo que os produtos de origem animal assumiram um papel fundamental nesse cenário (ZHANG *et al.*, 2017). Como resultado dessa evolução, a indústria de laticínio tem crescido em diversos países, impulsionado principalmente pelo aumento da demanda por leite e seus derivados, tendo em vista que os alimentos lácteos estão cada vez mais integrados à dieta humana (AHMAD *et al.*, 2019). A indústria do leite desempenha um papel fundamental no setor agrícola tanto de países desenvolvidos quanto em desenvolvimento, pois além de ser responsável pela criação de inúmeros empregos, é extremamente importante para garantir o acesso a alimentos em quantidade adequada. Cerca de 80% da produção de leite é proveniente de pequenos produtores, evidenciando a relevância dessa indústria na cadeia produtiva (ESCALANTE *et al.*, 2018). Contudo, a intensificação da produção de laticínios poderá acarretar consequências ambientais, relacionadas ao consumo de recursos naturais e ocupação de terras, ademais, os efluentes gerados neste setor apresentam uma alta carga poluidora, sendo os principais responsáveis pelo aumento do impacto ambiental nesta indústria (ZHANG *et al.*, 2017; AHMAD *et al.*, 2019).

A indústria de laticínios abrange uma ampla variedade de produtos, como leite pasteurizado, iogurte, sorvete, manteiga, queijo e leite em pó. A produção desses alimentos envolve a aplicação de diversos processos, tais como pasteurização, coagulação, filtração, centrifugação e resfriamento. Devido à ampla gama de produtos gerados pelas indústrias de laticínios, é frequente observar variações significativas na quantidade e qualidade dos efluentes gerados. Além disso, as taxas de fluxo desses efluentes podem variar de acordo com a escala de produção, os tipos de produtos fabricados, as técnicas adotadas, os processos empregados e os equipamentos utilizados. É importante ressaltar que o processamento do leite tende a aumentar durante o verão, resultando em variações sazonais na produção de efluentes (SHI *et al.*, 2021).

O agronegócio posicionou o Brasil no ranque mundial dos maiores exportadores de produtos alimentícios. Nesse cenário, o leite tem se mostrado como um dos produtos com maior representatividade em todo o país, gerando renda e uma grande quantidade de postos de trabalho (EMBRAPA, 2019). No Brasil, estimou-se uma produção de 34,6 bilhões de litros de leite bovino. O estado de Minas Gerais se destaca como o principal produtor de leite, representando aproximadamente 27,1% da produção total nacional. Em seguida, aparecem os estados do Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, contribuindo com 12,9%, 11,8% e 9,1% da

produção nacional, respectivamente (**Figura 1**). Em 2022, a região Sul do Brasil liderou a produção de leite bovino, contribuindo com 33,8% do total nacional. Acompanhando de perto, a região Sudeste apresentou uma participação de 33,6%. Na terceira posição, a região Nordeste, única região que apresentou crescimento na produção desde 2017, contribuiu com 16,5% da produção brasileira, seguida pelas regiões Centro-Oeste e Norte, que contribuíram com 11,0% e 5,1%, respectivamente (IBGE, 2022).

Figura 1 – Produção brasileira de leite bovino por Unidade Federativa



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Corroborando com esses dados históricos, observa-se que através das inovações e transformações do setor, o leite é um dos seis produtos mais relevantes da agropecuária brasileira, sendo considerado essencial no suprimento de alimentos e na geração de emprego e renda para a população. Além disso, a atividade leiteira tem sido aprimorada de maneira competitiva e inovadora em escala global, visando aumentar a produção com qualidade, valor agregado e industrialização de produtos diferenciados (EMBRAPA, 2019).

A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) estimou que, sem a necessidade de realizar alterações estruturais significativas, o Brasil alcançará a autossuficiência em laticínios e produtos lácteos até o ano de 2024. Para que isso ocorra, a produção de leite deverá aumentar juntamente com a demanda interna, crescimento populacional e renda (FAO, 2016). No entanto, em 2022, na América do Sul, estimou-se uma queda na produção de leite quando comparada com o ano de 2021, principalmente, em virtude

do declínio na produção do Brasil, Uruguai e Argentina. A produção brasileira foi afetada pelo aumento de custos com insumos e maquinários, o preço do combustível e de mão de obra, conseqüentemente, causando a redução na margem de lucro dos produtores (FAO, 2022).

3.1.1 Legislação brasileira

As Instruções Normativas (IN) do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA) relacionadas à produção de leite são a IN nº 76 e a IN nº 77, ambas publicadas em 30 de novembro de 2018. A IN nº 76 visa informar as características e a qualidade do leite na indústria, enquanto a IN nº 77 busca determinar os critérios para obtenção de um produto do alto valor nutricional e seguro ao consumidor (BRASIL, 2018a; BRASIL, 2018b).

O objetivo geral dessas INs é padronizar a produção de qualidade do leite, estabelecendo mudanças em todas as fases do sistema de produção, ou seja, desde o início da produção até a análise dos parâmetros finais da qualidade do leite pasteurizado (BRASIL, 2018a; BRASIL, 2018b).

A IN nº 76 determina ainda que sejam realizadas análises diárias da recepção do leite *in natura* refrigerado, temperatura, teste do álcool/alizarol na concentração mínima de 72% v/v, acidez titulável (0,14 a 0,18 g ácido láctico/100 ml), índice crioscópico (entre $-0,530^{\circ}\text{H}$ e $-0,555^{\circ}\text{H}$), densidade relativa a 15°C (1,028 a 1,034 g/cm³ para o leite integral), teor de sólidos totais e teor de sólidos não gordurosos, presença de neutralizantes de acidez, presença de reconstituintes de densidade ou do índice crioscópico e presença de substâncias conservadoras (BRASIL, 2018a).

De acordo com a IN nº 77, as indústrias produtoras de leite devem manter como parte do seu plano de qualificação para seus fornecedores, oferecendo assistência técnica e gerencial, visando a gestão da propriedade e boas práticas agropecuárias (BRASIL, 2018b). Para a produção do leite, é necessário que os produtores estejam atentos à sanidade do rebanho leiteiro e dos Programas de Autocontrole (PAC). É preciso que seja realizado controle de parasitoses, controle de mastites, brucelose (*Brucella abortus*) e tuberculose (*Mycobacterium bovis*), cumprindo as normas e procedimentos determinados pelo Regulamento Técnico do Programa Nacional de Controle e Erradicação da Brucelose e Tuberculose Animal (BRASIL, 2018b).

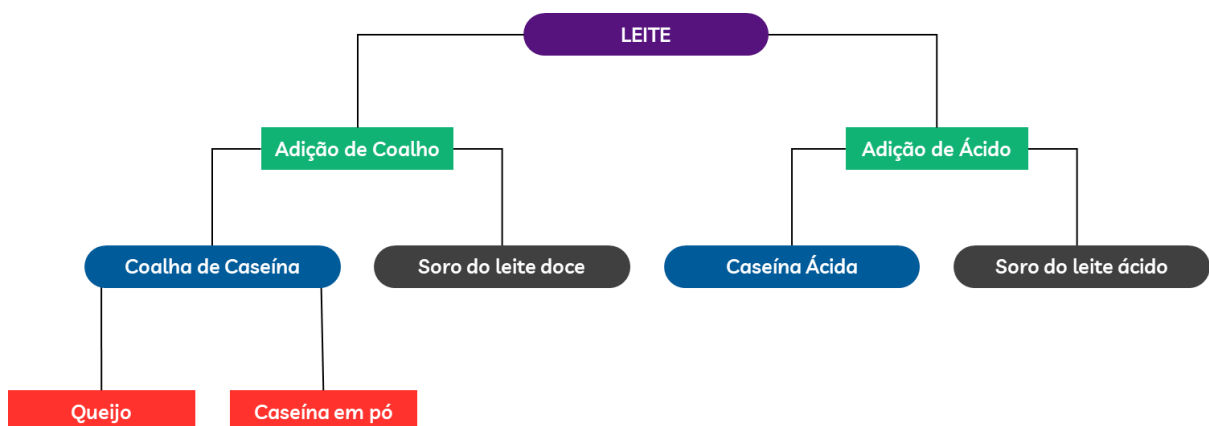
A IN nº 77 determina quais análises deverão ser realizadas mensalmente, pela Rede Brasileira de Laboratórios de Qualidade do Leite (RBQL), na qual são avaliados os teores de gordura (mínimo 3%), proteína (mínimo 2,9%), lactose anidra (mínimo 4,3%), sólidos não gordurosos (mínimo 8,4%), sólidos totais (mínimo 11,4%), contagem de células somáticas

(menores que 500.000 CS/ml), contagem padrão em placas (menores que 300.000 UFC/ml) e resíduos de produtos de uso veterinários (BRASIL, 2018b).

3.2 Produção e características do soro do leite

O soro de leite é um líquido residual da indústria de laticínios, obtido através da coagulação do leite, e destina-se principalmente à fabricação de queijos e caseína. Durante o processo de fabricação do queijo ocorre a separação do soro do leite e da coalhada através do processo de coagulação do leite. O soro de leite é a fração líquida resultante desse processo de coagulação. Estima-se que na produção 1 kg de queijo são gerados de 9 a 10 L de soro do leite (PIRES *et al.*, 2021). O soro do leite apresenta uma coloração amarelo-esverdeada, principalmente devido à presença de riboflavina (vitamina B2). Além disso, ele pode ser classificado em dois tipos: soro do leite doce e soro do leite ácido. Durante o processo de coagulação do leite, quando a enzima quimosina é adicionada, ocorre a separação da caseína, lactose e soro, resultando na formação da coalhada. O soro produzido nesse processo possui um pH aproximado de 5,6 e é classificado como soro do leite do tipo doce. Por sua vez, o soro do leite do tipo ácido é gerado por meio da atividade metabólica de lactobacilos ou pela adição de ácidos orgânicos, como o ácido lático, ou ácidos minerais, como o clorídrico ou sulfúrico, durante o processo de fabricação de caseínas industriais. O soro do leite do tipo ácido apresenta um pH aproximado de 4,5 (RYAN e WALSH, 2016). A **Figura 2** apresenta um esquema simplificado do processo de geração do soro do leite.

Figura 2 – Esquema geral da geração do soro do leite



Fonte: Adaptado de RYAN e WALSH (2016).

Nunes e Santos (2015) afirmam que o concentrado proteico do soro do leite, possui cerca de 80% de proteína, 8% de carboidrato, além de ser rico em aminoácidos, especialmente, o ácido aspártico, isoleucina, leucina, lisina, metionina e treonina, além de minerais como

cálcio, ferro e sódio, vitaminas e baixo teor de gordura. A **Tabela 1** traz alguns estudos que caracterizaram a composição do soro do leite.

De acordo com Brandelli, Daroit e Corrêa (2015) o soro do leite contém diversos peptídeos bioativos que favorecem a saúde do ser humano. Diante desse fato, observou-se que o soro do leite possui grande potencial tecnológico sendo usado como matéria-prima para a produção de ácido capróico (CHWIALKOWSKA *et al.*, 2019), na cultura inicial para produção de antibióticos (KRUNIC, OBRADOVIC e RAKIN, 2019) e como bioemulsificante (ZHANG *et al.*, 2019).

Tabela 1 – Composição do soro do leite de acordo com a literatura

pH	DQO mg/L	NT mg/L	FT mg/L	NS mg/L	FS mg/L	Nitratos mg/L	Fosfato mg/L	Cloreto mg/L	SST mg/L	ST mg/L	Referência
5,99	60.000	440	149	-	-	320	-	-	2850,0	-	Baroudi <i>et al.</i> , 2012.
-	88.000	1.088	810	15	8	-	-	-	-	-	Seo <i>et al.</i> , 2014
6.5–7.5	75.300 - 80.300	340 – 1.040	-	-	-	4,0 – 8,0	190 -253	2.090 - 2.870	-	-	Elia, Stylianou e Agapiou, 2023
5,5	105000	332	-	-	-	-	< 2	-	-	-	Mainardis <i>et al.</i> , 2018
5,8	81800	28	-	-	-	-	55,5	-	-	-	Mainardis <i>et al.</i> , 2018
4,5-6	43.000	1100	340	-	-	-	-	-	19.400	49300	Tatoulis <i>et al.</i> , 2015
3,5	68.000	-	-	-	450	-	-	-	700	65000	Yadav <i>et al.</i> , 2013
7,13	10.207	397	90,1	-	-	-	-	-	-	-	Dębowski <i>et al.</i> , 2021
4,7	48.100	200	-	-	-	155	634	-	-	-	Zolfaghari <i>et al.</i> , 2022
4,5	80.700	600	-	-	-	-	-	-	-	73900	Thanos <i>et al.</i> , 2020
4,36	46.080	-	-	-	-	3920.95	2.94	-	-	-	Elleuch <i>et al.</i> , 2020

DQO – Demanda Química de Oxigênio; NT – Nitrogênio Total; FT – Fósforo Total; SST – Sólido Suspenso Total; ST – Sólido Total; NS – Nitrogênio Solúvel;
FS – Fósforo Solúvel.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

3.2.1 Aproveitamento do soro do leite na indústria de alimentos

O soro do leite é reconhecido por seu elevado valor nutricional e por apresentar propriedades atrativas à indústria de alimentos. Dentre essas propriedades, destacam-se a capacidade de emulsificação, gelificação, controle de viscosidade, solubilidade, formação de espuma, além da habilidade de realçar tanto o sabor quanto a cor dos produtos (SOUMATI *et al.*, 2023).

Sabe-se que as bebidas à base do soro de leite apresentam pH ácido, sabor desagradável e adstringente. Diante dessas informações, Wang *et al.* (2016) avaliaram o uso da espectroscopia de infravermelho e quimiometria na predição de adstringência dessas bebidas. Os resultados deste estudo indicam que é possível prever a adstringência de bebidas à base de soro de leite ácido em apenas 3 min, sendo considerada uma importante ferramenta para que a indústria monitore as características sensoriais dessas bebidas.

Os tratamentos térmicos mais comumente usados no processamento de bebidas à base de soro de leite são a pasteurização e a ultrapasteurização (*Ultra-high Temperature – UHT*), esses tratamentos possuem efeitos negativos nos compostos bioativos, degradando-o ou afetando a aceitação sensorial dos produtos. Nesse sentido, Ferreira *et al.* (2019) esclarecem que, as tecnologias não convencionais, ou tecnologias emergentes, são alternativas em potencial para serem usadas no processamento desses produtos. Ferreira *et al.* (2019) ainda explicam que, para que seja feita a substituição dos tratamentos térmicos convencionais, pode-se usar o aquecimento ôhmico, uma vez que, ele apresenta grande potencial no processamento dessas bebidas. O aquecimento ôhmico tem se destacado como tecnologia auxiliar na indústria de laticínios e desenvolvimento de novos produtos.

Outra tecnologia considerada emergente é o ultrassom. Ele é usado para intensificar a recuperação de produtos do soro de leite considerados valiosos. Essa tecnologia também pode ser usada em etapas de pré-tratamento, ultrafiltração, secagem por *spray* e cristalização. Gajendragadkar e Gogate (2016) mostraram que o ultrassom de baixa frequência e alta intensidade associado ao pré-tratamento térmico reduz o espessamento ou gelificação das soluções de soro de leite que possuem proteínas.

O estudo supracitado corrobora com a pesquisa de Barukčić *et al.* (2015) que avaliaram a influência do ultrassom de alta intensidade na qualidade do soro de leite doce reconstituído, com o intuito de substituir o tratamento por pasteurização. Após a termo-sonicação, por 10 min, a 55°C e 480 W de potência nominal, foi observada melhora na qualidade microbiológica e nas propriedades sensoriais quando comparado com o tratamento térmico do soro do leite.

Outro exemplo de tecnologia emergente é a de CO₂ supercrítico. Essa técnica é usada para a extração de fitoquímicos de matrizes vegetais, engenharia de partículas para encapsulação e entrega de compostos de atividade biológica. Considerando esses dados, Silva *et al.* (2019a) avaliaram os efeitos do CO₂ supercrítico no processamento não térmico de bebida de soro de leite, enriquecida com inulina. Os resultados do estudo mostraram que essa tecnologia não altera as propriedades físico-químicas da bebida, tampouco em sua cor. Portanto, essa tecnologia pode ser usada como técnica de tratamento não térmico na produção de bebida láctea. Já a tecnologia de plasma frio, um gás ionizado, composto por moléculas neutras, elétrons e partículas carregadas positiva e negativamente. O produto que é submetido a essa tecnologia possui preservação de compostos termossensíveis, além de suas características físico-químicas e sensoriais (SILVEIRA *et al.*, 2019).

Ao utilizar essa tecnologia como alternativa de tratamento, em substituição a pasteurização, Silveira *et al.* (2019) comparou as propriedades físico-químicas, microestrutura e térmica de bebidas de soro de leite sabor goiaba, submetidas ao plasma frio (400 W utilizando o gás nitrogênio) em diferentes condições de tempo e fluxo de gás. A partir dos dados obtidos, os autores concluíram que esse tratamento é considerado útil na modificação de estrutura e reologia de produtos lácteos.

É importante salientar que, apesar dos avanços tecnológicos no reaproveitamento do soro do leite na indústria de alimentos, a considerável geração desse subproduto durante os processos de fabricação de laticínios, juntamente com sua propensão à rápida deterioração, representa um desafio para sua eficaz reutilização. Isso pode resultar em seu descarte como efluente industrial, gerando impactos ambientais adversos (KUMAR *et al.*, 2023). Conforme apontado por Barba (2021), a reutilização do soro do leite na produção de outros alimentos já está bem estabelecida. No entanto, é necessário adotar uma abordagem que vise explorar todo o potencial do soro do leite através de estratégias de biorrefino. Isso permitiria o desenvolvimento ou a recuperação de compostos de alto valor agregado por meio de biotransformação ou técnicas de extração.

3.2.2 Valorização do soro do leite

Atualmente, o soro do leite é amplamente reconhecido como um subproduto valioso com inúmeras possíveis aplicações e diversas técnicas têm sido desenvolvidas para o seu reaproveitamento (SOUMATI *et al.*, 2023). Vários estudos têm relacionado o tratamento de efluentes lácteos à utilização de subprodutos resultantes do processo de tratamento, dessa

forma, esses resíduos podem ser aproveitados como matéria-prima para outros produtos industriais ou como uma fonte de energia (AHMAD *et al.*, 2019, referência atual).

Bosco, Carletto e Marmo (2018) utilizaram soro do leite e um consórcio de bactérias para produzir polihidroxialcanoato (PHA) por meio da fermentação. O PHA consiste em um bioplástico de alto valor. Para viabilizar a fermentação, foram empregados a precipitação termocálcica e a ultrafiltração como pré-tratamento do efluente. Os autores ressaltam a aplicação de várias operações unitárias para otimizar o tratamento do soro do leite e a recuperação de outros produtos de valor.

O soro do leite pode ser aproveitado como subproduto por microrganismos, como a levedura, na produção de enzimas de grande relevância biotecnológica como α -galactosidases (α -Gals). Essa enzima possui importantes aplicações na indústria alimentícia, pois a sua atividade enzimática permite a hidrólise de ligações α -D-galactosídicas de açúcares presentes em sementes e células vegetais. Além disso, é empregada na indústria farmacêutica e ambiental. Portanto, a busca por métodos simplificados de obtenção da α -Gals poderá resultar na redução de custos de produção, obtendo-se um substrato sustentável e barato (ÁLVAREZ-CAO, BECERRA e GONZÁLEZ-SISO, 2020).

Zolfaghari *et al.* (2022) buscaram um tratamento inovador para obter produtos ecologicamente sustentável partir do soro do leite, incluindo a quitosana fúngica, biometanos e novos biopolímeros. Para isso, foi cultivado no soro do leite o fungo filamentoso *Mucor indicus*. Na primeira etapa, a quitosana foi extraída do fungo e posteriormente misturada com amido de trigo, para que as características do filme resultante pudessem ser analisadas. Na segunda etapa, o efluente proveniente do cultivo fúngico passou por um processo de digestão anaeróbica, com o objetivo de produzir biometano. De maneira geral, o estudo concluiu que foi viável desenvolver um biopolímero com potencial para a produção de embalagens sustentáveis, contribuindo para a redução da poluição plástica, além de fornecer uma fonte de combustível verde.

3.3 Processos de tratamento biológico do soro do leite

Durante muito tempo, era comum que as queijarias adotassem a prática de lançar efluentes brutos, sem qualquer tipo de tratamento, no solo, rios, lagos e mar. Contudo, essa prática de lançamento resulta na degradação ambiental e representa sérios riscos à saúde humana. Portanto, foram desenvolvidos vários métodos de tratamento para o soro do leite (TATOULIS *et al.*, 2015; AHMAD *et al.*, 2019).

Dentre esses métodos o tratamento biológico vem se apresentando como uma alternativa ao tratamento dos efluentes da indústria de laticínio. Esse tratamento, em conjunto com outras técnicas físico-químicas, como o uso de membranas, coagulação, floculação etc., representa tecnologias eficazes para reduzir a elevada carga orgânica e outros poluentes presentes nos efluentes (ELIA *et al.*, 2023).

O tratamento biológico de efluentes da indústria de laticínios pode ser realizado por meio de processos aeróbicos e/ou anaeróbicos. De modo geral, os sistemas anaeróbicos tendem a ser mais vantajosos em termos de custo-benefício, uma vez que requerem menor consumo de energia. No entanto, os efluentes gerados por essa indústria apresentam altas concentrações de poluentes, tais como nitrito, nitrato, ureia, nitrogênio e fósforo, que só podem ser removidos eficientemente por meio de um sistema aeróbico (ZHAO *et al.*, 2020).

O estudo conduzido por Paulenco *et al.* (2023) utilizou a microalga *Nannochloris sp.* no tratamento de efluentes provenientes da produção do queijo “Telemea”. Embora essa microalga não tenha sido previamente relatada em estudos de tratamento de águas residuais, os resultados obtidos foram promissores. Em 7 d de cultivo com iluminação contínua, observou-se uma redução de até 93% na DQO, 94% no Nitrogênio Total e 82% no Fósforo Total. Além da eficiência na remoção desses poluentes, o cultivo da microalga resultou na produção de compostos de alto valor agregado, incluindo ácidos graxos insaturados, clorofilas e carotenoides.

3.4 Fungos filamentosos

Os fungos filamentosos desempenham um papel essencial na decomposição da matéria orgânica na natureza. Sua estrutura filamentosa permite uma adesão eficiente aos substratos, o que facilita a absorção de nutrientes. Contudo, antes que os polímeros orgânicos, como a hemicelulose e o amido, possam ser utilizados como fonte de energia e nutrientes, é necessário que sejam degradados. Dessa forma, os fungos liberam uma ampla gama de enzimas e metabólitos, incluindo ácidos orgânicos e compostos antimicrobianos. Os ácidos orgânicos desempenham um papel crucial na liberação de nutrientes para o crescimento dos fungos, mas também proporcionam a diminuição do pH do meio (WÖSTEN, 2019).

Os fungos filamentosos são organismos que podem ser encontrados em diversos ambientes naturais. O diâmetro de suas hifas varia de 2 a 10 μm . Por outro lado, o micélio fúngico pode formar uma rede interconectada de hifas que podem atingir comprimentos que variam de mm a cm. Esses fungos demonstram uma capacidade de crescimento significativa em meios de cultivo de baixo custo. A biomassa fúngica pode ser facilmente produzida em larga

escala, com rendimentos consideravelmente elevados (DUSENGEMUNGU *et al.*, 2020). Os fungos filamentosos dos filos *Ascomycota*, *Basidiomycota* e *Zygomycota* são frequentemente encontrados em estudos que abordam a biorremediação ou a exploração comercial. Esses fungos são principalmente conhecidos pela sua diversidade enzimática e pela produção de vários produtos de alto valor agregado (FERREIRA, VARJANI e TAHERZADEH, 2020).

Diversos estudos têm identificado mecanismos de biorremediação empregando fungos filamentosos. Entre eles, destaca-se a bioadsorção, a qual desempenha um papel crucial na absorção de metais pesados, compostos farmacêuticos e na remoção de toxinas produzidas por cianobactérias em ambientes aquáticos. Outro mecanismo relevante é a produção de biosurfactantes, como os lipopeptídeos, que demonstram ser eficazes na biorremediação de petróleo bruto. Além disso, também é o processo de biomineralização de compostos tóxicos. No entanto, esses processos envolvem predominantemente mecanismos não enzimáticos. Assim, uma estratégia adicional adotada na utilização de fungos filamentosos inclui a biotransformação e a biodegradação, que se valem da ação de enzimas (GHOSH *et al.*, 2023).

Além disso, a capacidade dos fungos de produzir enzimas não específicas lhes confere a habilidade de degradar uma ampla variedade de substâncias prejudiciais, mesmo quando presentes em concentrações muito baixas (DALECKA, JUHNA e RAJARAO, 2020).

3.4.1 Fungos filamentosos no tratamento de efluentes

Os fungos filamentosos são amplamente cultivados na indústria devido à sua capacidade de servir como fonte para a produção de subprodutos, como proteínas, enzimas e outras substâncias. Além disso, a utilização desses fungos tem se destacado como uma alternativa atrativa para o tratamento de águas residuais. Isso se deve, principalmente, ao fato de que esses microrganismos não apenas tratam o efluente, mas também geram produtos de alto valor que podem ser reaproveitados (SANKARAN *et al.*, 2010).

Nos últimos anos, os fungos têm sido utilizados no tratamento de águas residuais provenientes da indústria têxtil. Os efluentes dessa indústria possuem uma grande quantidade de corantes com estruturas aromáticas complexas que são resistentes à degradação. Isso resulta no acúmulo dessas substâncias no meio ambiente, frequentemente mutagênicas e carcinogênicas. As abordagens convencionais para o tratamento desses efluentes envolvem técnicas físico-químicas dispendiosas e contribuem para a geração de uma quantidade considerável de lodo tóxico. Neste contexto, os fungos tornaram-se uma alternativa viável ao tratamento convencional, pois são de fácil cultivo e tem a capacidade de produzir uma diversidade de enzimas úteis para degradar os corantes. A remoção desses corantes tem se

mostrado eficaz com o uso de fungos filamentosos como o *Phanerochaete chrysosporium* e o *Trametes versicolor* (MUNCK *et al.*, 2018).

Souza, Zamani e Taherzadeh (2019), propuseram uma abordagem alternativa para tratar as águas residuais provenientes do processamento de trigo destinado à produção de amido utilizando os fungos filamentosos *Aspergillus oryzae* e *Rhizopus oryzae*, buscou-se obter uma biomassa rica em proteínas a partir do efluente, que posteriormente pode ser aproveitada como ração animal. Os resultados demonstraram que o *A. oryzae* apresentou um desempenho superior, conseguindo a remoção de 80% da DQO em um período de três dias.

Os micropoluentes orgânicos (MPOs) tornaram-se uma preocupação crescente devido à sua presença em águas superficiais e subterrâneas, e aos impactos potenciais na saúde e no meio ambiente. Diversas substâncias se enquadram na categoria de MPOs, como produtos farmacêuticos ativos, substâncias químicas desreguladoras endócrinas e produtos de cuidado pessoal. No entanto, os fungos filamentosos podem utilizar esses MPOs, encontrados em águas residuais, como substrato, resultando na remoção ou conversão desses poluentes em compostos não tóxicos. Além dos benefícios ambientais, o emprego de fungos filamentosos pode gerar vantagens econômicas, especialmente quando comparado a outras técnicas avançadas de tratamento, tais como sorção ou uso de produtos químicos (BULKAN, FERREIRA e TAHERZADEH, 2020).

Com base nisso, estudo de Dalecka, Juhna e Rajarao (2020), evidenciam o potencial de remoção de substâncias farmacêuticas, como Cetoprofeno e Diclofenaco, de amostras de águas residuais municipais não estéreis utilizando cepas fúngicas. Os resultados indicaram que o *T. versicolor* eliminou praticamente a totalidade (> 99,9%) do diclofenaco em um período de 3 horas de incubação. Além disso, constatou-se que a remoção desse fármaco ocorreu por meio de atividade enzimática e biossorção.

No entanto, é válido destacar que diversos microrganismos apresentam potencial significativo no tratamento de efluentes, como é o caso das microalgas. Isso ocorre principalmente devido à sua eficácia econômica e capacidade eficiente na recuperação de nutrientes. Esses nutrientes recuperados podem ser posteriormente aplicados em diversas atividades comerciais (ALI *et al.*, 2021).

3.5 Microalgas

As microalgas são organismos unicelulares, autotróficos ou heterotróficos e de fácil reprodução. Esses organismos podem ser cultivados em ambientes aberto ou reatores fechados. O regime alimentar é baseado em compostos químicos, com uma dieta que contempla

carbonatos, fosfatos, nitratos e gases como CO₂ (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018). As microalgas são responsáveis pela maior parte da produção de oxigênio na Terra, podem ser encontradas em uma ampla variedade de habitats, incluindo o mar, águas salobras e águas doces. Além disso, possuem uma notável capacidade de adaptação, sendo capazes de sobreviver em diferentes condições de pH e temperatura (ALIYU, LEE e HARVEY, 2021; LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018). A simplicidade na estrutura desses organismos permite seu rápido crescimento despertando o interesse por aplicações biotecnológicas. Suas exigências nutricionais não são elevadas e o crescimento é rápido na presença de luz (GHIMIRE *et al.*, 2017).

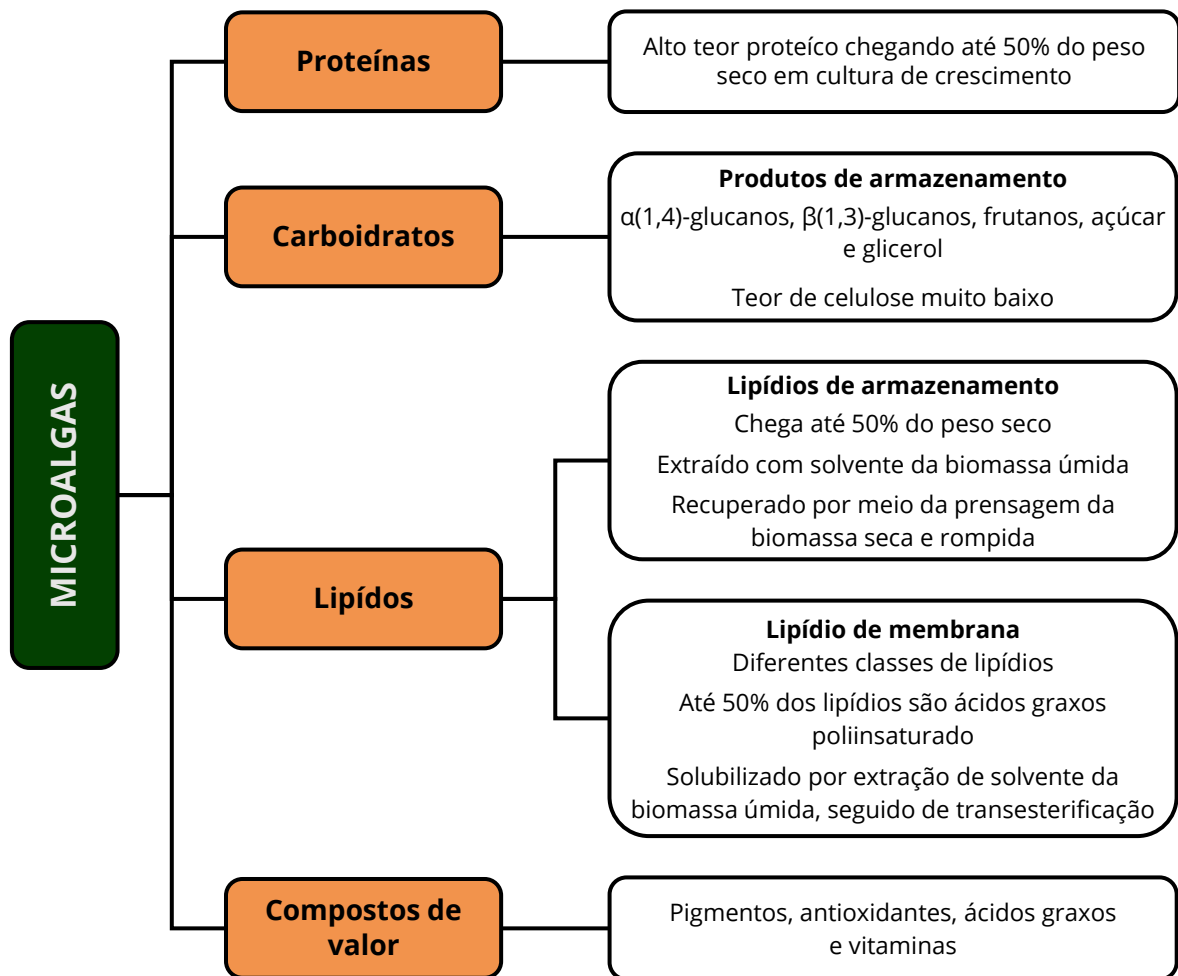
As microalgas são caracterizadas por possuírem uma quantidade significativa de lipídios em sua composição. Além disso, sua biomassa é composta uma grande quantidade de carboidratos, proteínas e outros nutrientes de alto valor. No entanto, é importante ressaltar que a composição real das microalgas pode variar consideravelmente de acordo com diversos fatores, incluindo a espécie e as condições específicas de crescimento às quais estão expostas (YADAV *et al.*, 2021). A **Figura 3** mostra a composição típica das microalgas.

Do ponto de vista filogenético, as microalgas podem ser procarióticas (cianobactérias) ou eucarióticas. Quando considerada as características taxonômicas desses organismos, elas são categorizadas de acordo com sua pigmentação, ciclo de vida e estrutura celular. As principais classes de microalgas são: *Bacillariophyceae* (diatomáceas), *Chlorophyceae* (algas verdes), *Chrysophyceae* (algas douradas) e *Cyanophyceae* (cianobactérias) (DINIZ *et al.*, 2017).

Em geral, as microalgas acumulam carboidratos na forma de um polissacarídeo semelhante à amilopectina. Os carboidratos presentes nas paredes celulares das microalgas desempenham um papel estrutural. Por outro lado, os carboidratos intracelulares funcionam como moléculas de armazenamento, reservando energia que pode ser utilizada posteriormente nos processos metabólicos ou em situações de estresse para a microalga (SHAHID *et al.*, 2020). Diversos fatores podem influenciar o acúmulo de lipídios, especialmente triglicerídeos, nas microalgas. Por exemplo, a escassez de nitrogênio e fósforo, a presença de altos níveis de salinidade, concentração elevada de carbono no meio de cultivo, entre outros (HE *et al.*, 2015).

O nitrogênio desempenha um papel fundamental no crescimento das microalgas, sendo essencial para a formação de proteínas, aminoácidos, cloroplastos, enzimas, coenzimas e outros componentes biológicos. As microalgas têm a capacidade de metabolizar diversas fontes de nitrogênio, tais como nitrato, nitrito, amônia e ureia. A utilização dessas diferentes fontes de nitrogênio pode afetar a composição bioquímica das microalgas (CHEN *et al.*, 2013).

Figura 3 – Composição comumente encontrada em microalgas



Fonte: Adaptado de ALIYU, LEE e HARVEY (2021).

As microalgas possuem uma série de compostos que podem ser usados em vários setores da indústria, como por exemplo, os polissacarídeos que podem ser usados no setor de cosmético, farmacêutico e para a nutrição humana e animal. Já os compostos bioativos, antifúngicos e antivirais, são usados a elaboração de antibióticos, vacinas e compostos químicos utilizados pela agricultura (MATOS, 2017).

O interesse por microalgas tem crescido de forma significativa ao longo das últimas décadas, especialmente devido à alta demanda por biomassas, bioprocessos sustentáveis (GARRIDO-CARDENAS *et al.*, 2018), tratamento de águas residuais, produção de pigmentos de alto valor comercial e produção de biocombustível (GALARZA *et al.*, 2018).

O nitrogênio e o fósforo são nutrientes essenciais para o crescimento das microalgas, dessa forma, considerando a possível competição com os fertilizantes agrícolas comerciais, o que pode gerar problemas para a agricultura devido à alta demanda por esses nutrientes, uma

abordagem econômica e sustentável é utilizar águas residuais como fonte de nutrientes para o cultivo de microalgas (AIDA *et al.*, 2016).

3.5.1 Cultivo de microalgas em sistemas aberto e fechado

O cultivo de microalgas para aplicações biotecnológicas tem se mostrado promissor, especialmente devido aos componentes presentes nesses organismos. Conforme afirmado por Lehmuskero, Chauton e Boström (2018), as microalgas podem se reproduzir em meio autotrófico ou heterotrófico, sendo classificados como sistemas aberto ou fechado. As microalgas possuem a capacidade de modificar sua atividade metabólica em função das condições do meio que estão inseridas (SALAMA *et al.*, 2017).

Os exemplos mais comuns de sistemas abertos são as lagoas tipo pista e tanque. Já os fotobiorreatores horizontais ou verticais são classificados como sistemas fechados. Estes últimos têm apresentado maior eficiência quando considerado o fator risco de contaminação, pois, esse sistema protege o cultivo do contato com o meio ambiente (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018).

Tem-se ainda os cultivos fotoautotróficos, que usa o carbono de origem orgânica e luz como fonte de energia. Essa forma de cultivo é a mais difundida, uma vez que, todas as microalgas são fotossintetizantes. Entretanto, tem-se como principal problema desse tipo de cultivo, a baixa disponibilidade de luz nos tanques profundos em que as culturas são desenvolvidas, na qual as células são moduladas não somente pela irradiância disponível, mas também pela quantidade de células turbulência e profundidade da coluna d'água. Mesmo havendo a preferência para a fotoautotrofia, algumas cepas de microalgas têm a capacidade de se desenvolver em ambiente heterotrófico, ou seja, sem a presença de energia luminosa, não realizando a fotossíntese, sendo assim, a fonte de energia para o crescimento desses organismos é oriunda de fontes de carbono de origem orgânica (LEHMUSKERO, CHAUTON e BOSTRÖM, 2018).

Contrastando com o metabolismo fotoautotrófico, no metabolismo heterotrófico há uma contínua produção de oxigênio (acima da demanda). Entende-se que, o consumo exclusivo de oxigênio no modo nutricional heterotrófico relaciona-se como processo de respiração celular que é regulado pela demanda de energia na forma de adenosina trifosfato e adenina dinucleotídeo fosfato (MOHAN *et al.*, 2015).

Outra forma de cultivo é o mixotrófico utilizando o glicerol como fonte de carbono, favorecendo o crescimento e aumento na quantidade de compostos presentes na biomassa de

algumas espécies de algas, como por exemplo a *Chlorella vulgaris*, *Hematococcus sp.* e *Scenedesmus sp.* (NZAYISENGA, ERIKSSON e SELSTEDT, 2018).

Neste cenário, o uso do glicerol como fonte de carbono externa é uma alternativa para elevar a produção de compostos nas microalgas, além de ser uma aplicação para o excedente deste coproduto criado na reação de transesterificação na produção de biodiesel (MONTEIRO *et al.*, 2018).

Já a forma nutricional fotoheterotrófica necessita de luz como fonte energética, assim como as microalgas fotoautotróficas, além de compostos orgânicos como fonte de carbono. O que o diferencia do mixotrófico é a incapacidade da primeira de crescimento simultâneo utilizando as duas fontes de energia. A possibilidade do uso de carbono orgânico como fonte energética torna o metabolismo mixotrófico uma opção promissora para o desenvolvimento da produção de microalgas (WANG, YANG e WANG, 2014).

De acordo com Anitha, Kamarudin e Kofli (2016) o uso de glicerol, tanto na produção mixotrófica quanto na produção heterotrófica de biomassa de microalgas oleaginosas, apresenta grande potencial para aplicação na produção de biodiesel, proporcionando uma integração dessa cadeia produtiva, pois, esse composto é um coproduto essencial para a produção de biodiesel.

Os cultivos em sistema semicontínuo são usados nos casos em que as microalgas têm acesso e privação da luz como fonte de energia. Nesse caso, ao final do cultivo, a fonte de iluminação fornece maiores quantias de densidade, permitindo que haja maior valor agregado à produção desses organismos (FURLAN *et al.* 2021a). Também são produzidos meios sintéticos para alimentação do cultivo de microalgas, através do uso de compostos químicos derivados de sais orgânicos e inorgânicos (FURLAN *et al.* 2021b).

Segundo Maia *et al.* (2023), em decorrência da sua adaptabilidade, as espécies de microalgas *Chlorella*, *Chlamydomonas* e *Scenedesmus* podem crescer sob condições autotróficas, heterotróficas e mixotróficas. Na condição heterotrófica o crescimento da célula ocorre sem a necessidade de fonte de luz, conseqüentemente, o substrato orgânico é utilizado como fonte de energia e de carbono orgânico pela microalga (LIYANAARACHCHI *et al.*, 2021). Por outro lado, quando cultivadas em condições de autotrofia, as microalgas convertem carbono inorgânico (CO₂) em matéria orgânica, isso ocorre através da fotossíntese, onde a luz do sol é utilizada como fonte de energia (MAIA *et al.*, 2023). De acordo com Abreu *et al.* (2022), as células cultivadas em condições heterotróficas podem apresentar taxa de crescimento e produção de biomassa superiores quando comparada com as autotróficas. Contudo, as microalgas são organismos predominantemente autotróficos (LI *et al.*, 2020). Portanto, nem

todas as espécies com valor biotecnológico podem crescer em condições exclusivamente heterotrófica. Uma alternativa é o cultivo mixotrófico, onde as microalgas assimilam fontes de carbono orgânico juntamente com o CO₂ (CASTILLO *et al.*, 2021). No cultivo mixotrófico, as microalgas podem utilizar os metabolismos fotoautotrófico e heterotrófico simultaneamente (LIYANAARACHCHI *et al.*, 2021). Isso pode explicar o aumento das taxas de crescimento celular e produção de biomassa, que podem superar as observadas em culturas autotróficas ou heterotróficas (ABREU *et al.* 2022).

3.5.2 Tipos de reatores para o cultivo de microalgas

Como já citado, o cultivo de microalgas pode ser realizado através dos sistemas abertos (tanques ou lagoas) ou em sistema fechado, como fotobiorreatores. O uso de fotobiorreatores apresenta algumas vantagens no cultivo de microalgas, tais como maiores controles das condições, uma vez que, o sistema fechado impede o contato com o ambiente externo, minimizando os riscos de contaminação por organismos diferentes daqueles que estão sendo cultivados, além da redução da perda excessiva por evaporação que é agravado em dias quentes e secos os cultivos abertos (XIAOGANG *et al.*, 2020; MARTINS *et al.*, 2018). Já os sistemas abertos são mais viáveis do que os sistemas fechados, uma vez que apresentam uma maior eficiência na produção de biomassa. Além disso, são significativamente mais baratos (ACIÉN *et al.*, 2017). No entanto, em reatores abertos, é comum enfrentar diversos problemas relacionado à contaminação do ambiente circundante. Isso inclui a contaminação por outras espécies de algas, bactérias ou predadores, que podem, inclusive, suplantar as espécies de microalgas cultivadas (BANI *et al.*, 2021). Neste sentido, embora menos econômico, o emprego de um sistema fechado propicia a viabilidade do cultivo uma diversidade ampliada de espécies de microalgas (NWOBA *et al.*, 2020).

Independente do reator utilizado é essencial atender determinados requisitos para manter o cultivo fototrófico de microalgas. Estes incluem o fornecimento adequado de luz e nutrientes, tais como CO₂, nitrogênio e fósforo. Além disso, é necessário manter as condições adequadas de cultivo, principalmente, pH e temperatura (ACIÉN *et al.*, 2017). Também, é importante garantir uma agitação adequada, pois garante uma melhor transferência de massa, previne a aglomeração de células e a sedimentação, evita a formação de gradientes de temperatura e concentração de nutrientes, além de aumentar a exposição das células localizadas na parte inferior do reator à luz (ACIÉN *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2019).

Ademais, a seleção adequada das cepas de microalgas é um aspecto muito importante, especialmente quando consideramos sistemas abertos. Existem duas abordagens principais que

contribuem para um processo operacional bem-sucedido. A primeira estratégia consiste no uso de um consórcio de diferentes microalgas, as quais não competem pelo mesmo nutriente e possuem faixas ideais de temperatura e luz semelhantes. A segunda opção é selecionar uma única microalga que esteja bem adaptada ao local e às características do meio de cultivo (BANI *et al.*, 2021).

Os tanques abertos são os sistemas mais populares e econômicos para o cultivo comercial de microalgas (COSTA *et al.*, 2019). Os sistemas *open raceway ponds* (ORPs) e *closed tubular photobioreactors* (PBRs), atualmente, são as configurações amplamente reconhecidas como as mais viáveis para o cultivo de microalgas em larga escala (PÉREZ-LÓPEZ *et al.*, 2017)

Ao longo das últimas décadas, esse modelo tem sido empregado para o tratamento de efluentes e a captura de CO₂ da atmosfera. Porém, devido à sua viabilidade econômica em termos de instalação da planta e manutenção, ele se tornou um modelo piloto para produção de microalgas em larga escala. No entanto, seu uso é limitado para algumas espécies de algas que são adaptadas às condições extremas de alcalinidade, alta concentração de nutrientes e salinidade (COSTA *et al.*, 2019; HOSSAIN e MAHLIA, 2019).

Na escala laboratorial, é possível encontrar uma variedade de sistemas de fotobiorreatores disponíveis, como fotobiorreatores microfluídicos, agitados, de coluna de bolhas, de placa plana, de tanque agitado, tubulares, entre outros. Esses diversos tipos de fotobiorreatores são constituídos por três fases: a fase líquida, responsável pela entrega dos nutrientes; a fase sólida, composta pelas células das microalgas; e a fase gasosa, necessária para a fixação de CO₂ e remoção de O₂. A transição desses reatores da escala laboratorial para a comercial tem se revelado um desafio. É comum observar que a maioria dos cultivos fototróficos em larga escala apresenta rendimentos inferiores aos esperados em escala de laboratório (BENNER *et al.*, 2022).

Segundo Pechsiri *et al.* (2023), há uma ampla variedade de biorreatores disponíveis, cada um com suas próprias vantagens e desvantagens, muitas vezes projetados e otimizados para atender a propósitos específicos. Essa diversidade resulta em variações na requisição de materiais e energia, o que afeta a eficiência de absorção de carbono e nutrientes, bem como os diferentes impactos ambientais associado a cada sistema.

De acordo com Oliveira *et al.* (2021), a microalga *T. obliquus* demonstra crescimento rápido e alta resistência a condições adversas de cultivo. Os autores enfatizam o potencial de cultivo dessa espécie em águas residuais ricas em nitrogênio e fósforo. Além disso, destacam

que os fotobiorreatores são amplamente utilizados no cultivo de microalgas, sendo o método mais econômico para produção em larga escala.

3.5.3 *Tetrademus obliquus*

A microalga *Tetrademus obliquus*, anteriormente conhecida como *Scenedesmus obliquus*, pertencente ao grupo das microalgas verdes, tem sido amplamente investigada devido ao seu crescimento rápido e à sua capacidade de acumular significativas macromoléculas de interesse (KONG *et al.*, 2021; BENTAHAR e DESCHÊNES, 2022). A *T. obliquus* possui uma parede celular composta principalmente por aminoácidos e açúcares neutros, tais como glicose, manose e ramnose. Em cada célula dessa espécie, um único cloroplasto preenche toda a superfície interna da célula. Essa espécie se reproduz assexuadamente, liberando autósporos que são resultantes da ruptura da parede celular (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

Essa espécie tem sido objeto de investigação devido ao seu uso proeminente na produção de biodiesel, devido a sua alta oleaginidade, e na geração de bioprodutos de alto valor, como os carotenoides. Devido à sua capacidade de adaptação a condições de estresse, a utilização dessa espécie tem sido amplamente avaliada em estudos voltados para biorremediação e tratamento de efluentes (LI *et al.*, 2023b; BENTAHAR e DESCHÊNES, 2022).

Diversos estudos evidenciam o potencial da *T. obliquus* em se desenvolver em águas residuais com elevada concentração de nitrogênio e fósforo. Essa capacidade torna-se atrativa, uma vez que oferece uma abordagem para a conversão de poluentes em biomassa.

T. obliquus demonstrou ter a capacidade de atingir uma produtividade de biomassa de até 2 g/L em condições fotoautotróficas, enquanto em condições heterotróficas essa produtividade pode chegar até 6 g/L (CHRONOPOULOU *et al.*, 2019). E em condições de privação de nitrogênio, seu conteúdo lipídico pode ser elevado em até 47,7% (WU e MIAO, 2014).

A *T. obliquus* demonstra possuir uma capacidade de absorção de CO₂ superiores às aquelas observadas em outras microalgas, tais como *Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas reinhardtii* e *Phaeodactylum tricorutum*. Essa característica indica uma contribuição significativa para fixação de CO₂ e, por conseguinte, para a redução do efeito estufa (LI *et al.*, 2023b).

Segundo Rugnini *et al.* (2019), *T. obliquus* foi identificada como uma espécie promissora para o tratamento biológico de águas residuais, removendo efetivamente o Fósforo (até 97%) e adsorvendo quantidades significativas de Cobre e Níquel (mais de 50%). Os autores

ênfatizam o papel crucial do projeto do reator, bem como a importância da manutenção dos níveis de luz e nutrientes, para alcançar o crescimento ideal e a máxima remoção de Fósforo.

Por outro lado, estudos como o de Salazar *et al.* (2023) corroboram o potencial de remoção de poluentes como nitrogênio e fósforo pela *T. obliquus* de efluentes. Neste estudo, o cultivo de *T. obliquus* em um fotobiorreator equipado com LEDs e instalado dentro de uma estufa demonstrou ser uma estratégia eficiente para a biorremediação do efluente hidropônico. As microalgas proliferaram no efluente não tratado, alcançando uma notável remoção de 100% de nitrogênio e fósforo.

3.5.4 Microalgas no tratamento de efluentes

O tratamento biológico é a tecnologia indicada para a remoção de compostos orgânicos em águas residuais, devido sua boa eficiência e baixos custos de operação (GRANDCLÉMENT *et al.*, 2017). Sabe-se que o tratamento de águas residuais é fundamental e, o uso de novas tecnológicas tem favorecido esse processo, como por exemplo, o uso de biomassa de microalgas para tratamento de efluentes (KUBE, FAN e RODDICK, 2021). As microalgas são uma opção de tratamento biológico promissora devido à sua capacidade de remover nutrientes e convertê-los em biomassa. Além disso, certas espécies de microalgas também são capazes de extrair metais pesados, compostos de nitrogênio e outras substâncias químicas dos efluentes (UDAIYAPPAN *et al.*, 2017; MUJTABA e LEE, 2017). Estudos apontam o potencial de microalgas verdes para remover o excesso desses contaminantes, devido à sua alta capacidade de absorção de nutrientes, bem como a alta produção de biomassa. (RAMOS e PIZARRO, 2018; HESNI *et al.*, 2020).

As águas residuárias são compostas por inúmeras substâncias orgânicas, como gorduras, proteínas, ácidos voláteis, carboidratos e aminoácidos, e compostos inorgânicos, tais como amônio, bicarbonato, fosfatos, sódio, entre outros (LI *et al.*, 2019; AHMED *et al.*, 2022). Do ponto de vista ecológico, as microalgas têm a capacidade de biorremediar efluentes, oriundos, especialmente, de atividades domésticas, industriais, agricultura e aquicultura. Tais contaminantes, em contato com os corpos hídricos, podem provocar uma série de danos ambientais, entre eles, a eutrofização (DINIZ *et al.*, 2017).

Estudos têm demonstrado que as microalgas são eficazes no tratamento de águas residuais. O estudo realizado por Diniz *et al.* (2017), na qual foram usadas cinco espécies de microalgas (*Scenedesmus sp1*, *Scenedesmus sp2*, *Desmodesmus sp*, *Chlorella sp1* e *Chlorella sp2*) em efluentes municipais, observaram que, em quatro dias de cultivo tais organismos

tiveram a capacidade de reduzir os níveis de nitrogênio amoniacal e o fosfato em aproximadamente, 60% e 90%, respectivamente.

O estudo de Shen *et al.* (2017), usando *Chlorella vulgaris* em efluentes oriundos de suinocultura, mostrou que a alga removeu 99,95% de amônia, 96,05% do Nitrogênio Total e 99,83% do fosforo total. Por sua vez, Fontoura *et al.* (2017) avaliaram a capacidade de remoção de contaminantes pela microalga *T. obliquus* cultivada em efluentes de curtume. Após o cultivo *in vitro* por 24 h, os resultados mostraram que o microrganismo removeu 85,63% de nitrogênio amoniacal, 96,78% de fósforo e 80,33% de DQO.

Por outro lado, Escapa *et al.* (2017) realizaram estudos com as microalgas, *C. vulgaris* e *T. obliquus* na remoção de dois fármacos da água: paracetamol e ácido salicílico. Os resultados da pesquisa mostraram que tanto a *T. obliquus* quanto a *C. vulgaris* removeram cerca de 40% e 21% de paracetamol, respectivamente, e 93% e 25% de ácido salicílico, respectivamente.

Kaštánek *et al.* (2018) mostraram em seu estudo que as microalgas também têm a capacidade de bioacumulação de metais pesados. Os autores chegaram a essa conclusão ao testarem três espécies de algas (*C. vulgaris*, *T. obliquus* e *Desmodesmus quadricauda*) em efluentes contendo lítio e rubídio. Os resultados mostraram que a *C. vulgaris* teve a capacidade de acumular 54% de rubídio presente no meio de cultivo, após quatro dias de cultivo.

Altas concentrações de CO₂, entretanto, pode reduzir o pH do meio e, conseqüentemente, a atividades desses organismos, assim, o equilíbrio entre o fornecimento e a demanda de CO₂ é fundamental para o crescimento das microalgas (ZHENG *et al.*, 2018).

Segundo Fernández *et al.* (2019), as microalgas têm sido reconhecidas como uma matéria-prima promissora para uma ampla gama de aplicações. Contudo, o custo de produção tem sido um grande obstáculo para sua produção em larga escala, fazendo-se necessário o desenvolvimento de novas tecnologias para um cultivo mais eficiente. Neste contexto, os autores sugerem a integração da produção de microalgas com o tratamento de efluentes, o que representa uma opção viável para aumentar significativamente a produção de biomassa de microalga e a redução dos custos associados a esse processo.

3.5.5 Remoção de fósforo e nitrogênio por microalgas

Para alcançar uma economia circular, faz-se necessário utilizar resíduos como matéria-prima para novas indústrias sustentáveis. A indústria de águas residuais é um setor promissor para a implementação desse conceito, devido ao seu elevado potencial para a recuperação de nutrientes e reutilização da água (SALAZAR *et al.*, 2023). Diante disso, os sistemas baseados em microalgas surgiram como opções promissoras para substituir os métodos convencionais de

remoção de Nitrogênio e Fósforo das águas residuais (LAVRINOVIČS *et al.*, 2021; QUAN *et al.*, 2019).

Os níveis e os tipos de nitrogênio e fósforo têm um impacto significativo no crescimento das microalgas e na produtividade da biomassa. Portanto, quando há uma alteração nas quantidades de N e P no meio de cultura, isso causa estresse nas células das microalgas, levando a uma modificação em sua composição bioquímica. O nitrogênio é elemento essencial para a construção da estrutura celular e a produção de moléculas como enzimas e hormônios. Por outro lado, o fósforo desempenha um papel importante na estrutura das membranas, RNA, DNA e ATP (AKGUL e AKGUL, 2022).

O fósforo usado na nutrição das microalgas é oriundo de fosfatos ou superfosfatos, como de potássio e de sódio. Em efluentes o fósforo, geralmente, está presente na forma de ortofosfato, pirofosfato, metafosfato e formas orgânicas. As microalgas têm a capacidade de acumular fósforo em suas células, usando-os quando sua concentração no meio externo acaba. Essa característica é considerada favorável e vantajosa na remoção de fósforo de efluentes (SILVA *et al.*, 2019b).

A utilização de fosfato no meio de cultivo também é importante, visto que a escassez deste nutriente pode afetar o seu crescimento da microalga, reduzindo a síntese e regeneração de substratos no ciclo de Calvin-Benson e, conseqüentemente, reduzindo a capacidade de absorção de luz e fixação de gás carbônico. A ausência de fósforo reduz a quantidade de proteínas e clorofila e aumenta a quantidade de carboidratos na célula. Além disso, fosfato é importante para constituição de DNA, RNA e proteínas da célula (BAIEE e SALMAN, 2016).

O nitrogênio é encontrado nas formas de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+). Há espécies de microalgas que apresentam taxa de crescimento acelerada, necessitando de amônia como fonte primária de nitrogênio, entretanto, a nutrição com nitrato intermitente favorece o crescimento das microalgas (SILVA *et al.*, 2019b).

O nitrogênio assimilado pelas microalgas na forma de nitrato e amônia é destinado para a síntese de compostos celulares, produção de proteínas e outros compostos que contém nitrogênio. No entanto, a assimilação destes dependerá de outros fatores, tais como temperatura, carga orgânica, tempo de retenção hidráulica e radiação solar (BAIEE e SALMAN, 2016).

3.6 Microalgas no tratamento do soro do leite

O sistema de tratamento de efluentes de laticínios que utiliza métodos biológicos considerados clássicos removem os compostos orgânicos, fósforo (P) e nitrogênio (N) a um

custo relativamente baixo, entretanto, o lodo gerado durante o processo de biodegradação aeróbica causa problemas de descarte significativos e caros (KRISHNA *et al.*, 2022).

A biorremediação é um tipo de tratamento biológico que usa uma série de microrganismos que atua na desintoxicação, redução, degradação, mineralização ou transformação de poluentes mais tóxicos e instáveis, adequando-os aos padrões determinados pelos órgãos ambientais. A eficiência do processo de biorremediação de poluentes depende das características dos poluentes orgânicos e inorgânicos no efluente. Esse é o método considerado mais adequado, uma vez que, ele é eficiente, ecológico e econômico (PATEL *et al.*, 2022).

Choi (2016a) esclarece que a utilização do efluente da indústria leiteira para o cultivo de microalgas é benéfico, pois ele reduz o uso de água doce, os custos com adição de nutrientes, a remoção de N e P e a produção de biomassa para biorrecursos como combustíveis ou subprodutos de alto valor.

Diversos estudos têm analisado a utilização de microalgas para o tratamento de efluente das indústrias de laticínios. Kiani *et al.* (2023) verificaram a biorremediação da mistura de soro de leite filtrado e águas residuais do processamento de laticínio. Foram cultivadas três monoculturas de microalgas nesta mistura, *Chlorella vulgaris*, *Tetrademus obliquus* e *Nonnochlopsis oenica*, além do consórcio das três espécies. Os resultados obtidos demonstraram que o consórcio foi mais eficiente na remoção de proteína, alcançando 88% remoção, também, o nitrato e fósforos presentes no efluente foram completamente removidos em 14 dias. Este estudo também demonstrou que a *Chlorella vulgaris* foi a cultura que mais produziu biomassa, seguida do consórcio das três espécies, ademais, destaca-se a dominância da *Chlorella vulgaris* dentro do consórcio.

Iliopoulou *et al.* (2022) utilizaram a microalga *Chlorella sorokiniana* em diferentes tipos de efluentes da indústria de laticínio (efluente lácteos bruto, efluente lácteo tratado anaerobicamente e soro de leite proveniente do processo de fabricação de queijos), verificou-se uma remoção de 91% de DQO e 80% de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ para todos os tipos de efluentes, por outro lado, a remoção de Fósforo Total variou entre 20% e 84%, sendo que a maior remoção foi verificada no efluente lácteo bruto e a menor no efluente que passou por tratamento anaeróbico. Os autores concluíram que a predominância dos aminoácidos, ácido glutâmico, ácido aspártico e alanina indicam um potencial uso da *Chlorella sorokiniana* como ração animal.

Caprio *et al.* (2022) estudaram o impacto da contaminação por bactérias heterotróficas na integração de microalgas no tratamento de águas residuais. Este estudo utilizou a *Tetrademus obliquus* na biorremediação do soro do leite, relatando a possibilidade da utilização de um biorreator em batelada para aumentar a produtividade de biomassa da

microalga, isso é possível, pois durante a fase de escassez energética as bactérias estão mais suscetíveis à lise, portanto, há uma queda maior na concentração das células bacterianas em relação às microalgas.

As microalgas têm a capacidade de remediar o efluente através de três principais vias: bioadsorção, que ocorre quando os contaminantes são adsorvidos aos componentes da parede celular ou em substâncias orgânicas excretadas pelas células; bioabsorção que está relacionada com o transporte ativo do contaminante para dentro da célula, ligando-se a proteínas intracelulares e outros compostos, e; biodegradação que envolve a transformação de compostos complexos em moléculas de degradação mais simples por meio da degradação metabólica catalítica (SUTHERLAND e RALPH, 2019).

Ao realizar o cultivo de microalgas *T. obliquus* para a produção de biomassa e da enzima β -galactosidase, Bentahar *et al.* (2019) obtiveram concentrações de biomassa de até 5 g.L⁻¹ e a atividade enzimática volumétrica de até 400 U.L⁻¹. Já Fito e Alemu (2019) utilizaram as microalgas *Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.* e *Scenedesmus sp.* associadas a uma bactéria nativa para o tratamento de águas residuais municipais com 7,2 mg/L de fósforo, obtendo uma remoção de 59,4%.

3.7 Processo semicontínuo no tratamento de efluentes por microalgas

No tratamento de águas residuais, as microalgas podem ser cultivadas em processo descontínuo (batelada) ou de forma contínua/semicontínuo. A maioria dos estudos laboratoriais opta por utilizar processos descontínuos em seus experimentos. No entanto, diversos estudos demonstram que os sistemas de cultivo contínuo/semicontínuo apresentam um desempenho superior em comparação com o cultivo em batelada (AL-JABRI *et al.*, 2020). O sistema semicontínuo oferece benefícios significativos, incluindo uma elevada produtividade de biomassa elevada e uma operação simplificada (LUTZU *et al.*, 2020).

Os processos em batelada são comumente usados na obtenção de uma série de produtos. Esse processo inicia-se com a adição de nutrientes e inoculação dos microrganismos, nenhum outro componente é adicionado após a inoculação, exceto agentes que regulam os parâmetros operacionais, como ácidos e bases para o pH, e o oxigênio para microrganismos aeróbios. Quando esse processo é finalizado, todo o conteúdo do reator é removido e, antes de ser reutilizado, o reator é esterilizado. Em relação ao seu uso no cultivo de microalgas, é importante ressaltar que há um baixo crescimento da biomassa, visto que a concentração de nutrientes decai com o tempo (PALADINO e NEVIANI, 2020).

Uma alternativa é o uso do processo semicontínuo. Ele é semelhante ao processo em batelada, mas ao final do processo, parte do volume do reator é removido, e uma parte dos microrganismos e do meio de cultura usados no ciclo anterior é mantido, sendo adicionado mais nutrientes ao reator, com volume igual ao removido anteriormente. O processo semicontínuo, em comparação ao processo em batelada, produz uma concentração de biomassa até três vezes superior (KHOO; LAM e LEE, 2016).

3.8 Aeração e co-cultivo no tratamento de efluentes por microalgas

3.8.1 Processo de aeração no tratamento de efluentes por microalgas

Os sistemas aeróbios comumente utilizados para tratamento de esgoto sanitário são as lagoas aeradas, os filtros biológicos e os lodos ativados. As lagoas aeradas são uma das configurações das lagoas de estabilização, que demanda o emprego de aeração artificial, condição que eleva os custos de operação do tratamento de efluentes (GODINI *et al.*, 2020). Esses sistemas são conhecidos por passarem pelo processo de decomposição aeróbia, que envolve a fermentação e a respiração, bem como a biossíntese e a respiração endógena. Sua característica central reside na capacidade de converter compostos orgânicos em biomassa e CO₂ (MIAO *et al.*, 2018).

No fotobiorreator, o processo de mistura é realizado através da introdução de ar comprimido no sistema de cultivo. Essa aeração promove a migração das microalgas das áreas mais escuras para as regiões mais claras, permitindo que elas obtenham mais luz durante o tratamento e reduzindo o efeito da estratificação térmica. Além disso, a aeração desempenha um papel fundamental no aumento da eficiência do cultivo das microalgas no tratamento. Ela previne a sedimentação das microalgas e dos nutrientes, garantindo que eles permaneçam em suspensão e em constante contato. Isso resulta em uma maior remoção de nutrientes do meio, contribuindo para um processo de tratamento mais eficaz (ACIÉN, GÓMEZ-SERRANO e FERNÁNDEZ-SEVILLA, 2018). Por outro lado, é importante ressaltar que uma taxa de aeração excessivamente alta pode resultar na redução da eficiência do bioprocessamento. Isso ocorre devido à diminuição do tempo de retenção das bolhas dentro do meio de cultivo, o que acaba limitando a disponibilidade de O₂ (YILDIRIM *et al.*, 2023).

3.8.2 Co-cultivo de microalgas e fungos filamentosos no tratamento de efluentes

Ao longo das últimas décadas, as microalgas têm sido utilizadas com sucesso como biorremediador para a remoção de nutrientes excessivos em águas residuais, como nitrogênio,

fósforo e carbono (CHU *et al.*, 2021). Os fungos se destacam no campo da biorremediação devido ao fato de ser microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica no meio ambiente, removendo poluentes por absorção e pela produção de enzimas intracelulares e extracelulares inespecíficas com elevada capacidade catalítica, transformando tais poluentes em compostos com menor toxicidade ou inócuos (FERREIRA, VARJANI e TAHERZADEH, 2020).

As microalgas têm a capacidade de remover N, P e íons metálicos através do processo de assimilação e biossorção, envolvendo os mecanismos de adsorção e absorção. Já a remediação realizada pelos fungos se dá por meio de processos de biossorção e biotransformação. Sendo assim, quando o O₂ é liberado durante a fotossíntese das microalgas, ocorre o seu fornecimento aos fungos para sua respiração. Estes, por outro lado, disponibilizam o CO₂ para as microalgas. Os fungos também liberam enzimas extracelulares que atuam no processo de deterioração de sólidos suspensos, devolvendo o CO₂ para o meio, favorecendo o processo de fotossíntese (WANG *et al.*, 2022b). No tratamento de águas residuais, a remoção de nutrientes é um aspecto importante a ser considerado. Neste contexto, a utilização de uma combinação de microalgas e fungos filamentosos pode ser vantajosa para lidar com variações extremas de pH. Isso ocorre devido à interação entre esses organismos, em que o crescimento das microalgas pode resultar no aumento do pH do meio. Por outro lado, o crescimento dos fungos filamentosos pode levar à diminuição do pH do meio em decorrência da liberação de ácidos orgânicos (LIN *et al.*, 2022). A **Figura 4** ilustra a relação simbiótica entre a microalga e os fungos filamentosos.

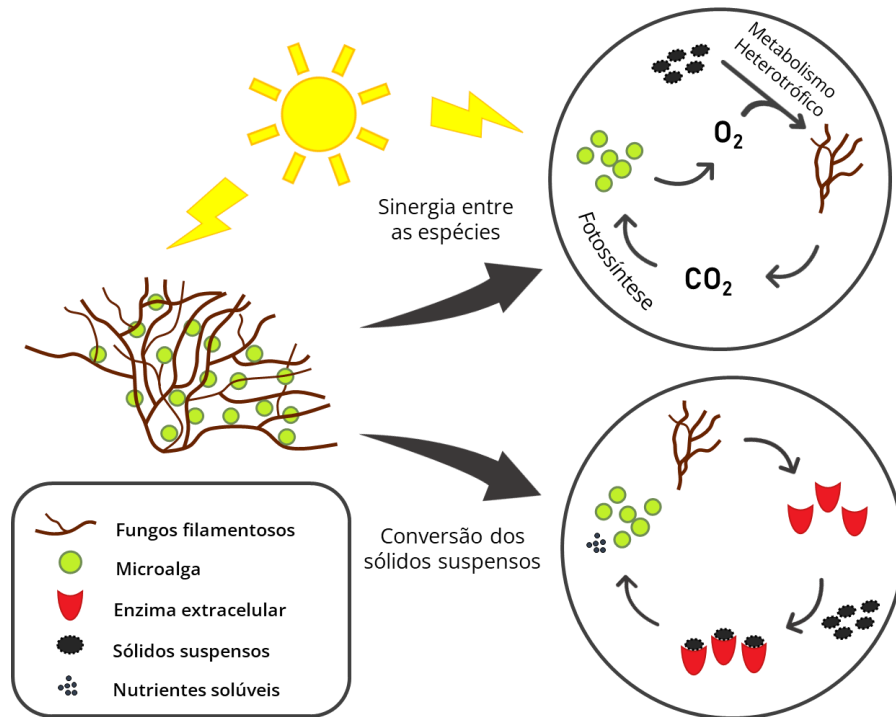
Shuangxi e Liandong (2023), avaliaram o desempenho do co-cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* e do fungo filamentoso *Aspergillus oryzae* no tratamento de efluentes pecuários simulados. Os resultados revelaram que essa abordagem alcançou taxas de remoção significativas para diversos parâmetros. A taxa de remoção de NT foi de 72%, NH₄⁺-N de 51%, FT de 71,19% e DQO de 92,23%, demonstrando a eficiência do co-cultivo na remoção desses componentes do efluente.

Yang *et al.* (2022), utilizaram o consórcio de *Chlorella vulgaris* e *Ganoderma lucidum* como uma abordagem para tratar resíduos líquidos de biogás, conhecidos como "biogas slurry". Sob condições ideais de tratamento, a taxa média de remoção de DQO foi de 81,06%, enquanto a remoção de NT atingiu 82,32%, e a remoção de FT alcançou 82,98%. Esses resultados destacam o potencial simbiótico dessas espécies na remoção de poluentes.

Kumar *et al.* (2022), investigaram metodologias para tratar as águas residuais provenientes da indústria de laticínios utilizando microalgas. Um dos consórcios estudados

consistiu na combinação da microalga *Scenedesmus abundans* com a levedura *Saccharomyces cerevisiae*. Os resultados obtidos mostraram uma remoção de 41,7% de NT, 60,9% de PT, 83% de DQO e 90% de demanda biológica de oxigênio (DBO).

Figura 4 – Simbiose entre microalga e fungo filamentoso



Fonte: Adaptado de SATPATI *et al.* (2023).

Yang, Li e Wang (2019), observaram uma significativa remoção de poluentes ao utilizar um co-cultivo de *Chlorella vulgaris* com o *Aspergillus sp.* no tratamento de efluentes líquidos provenientes do processamento ou produção de melaço. Os resultados mostraram uma remoção de 70,68% de DQO, 67,09% de NT, 94,72% de NH₃-N e 88,39% de FT.

O sistema de co-cultivo de microalgas-fungos filamentosos tem sido objeto de estudo tanto na colheita de biomassa quanto no tratamento de efluente e produção de bicomcombustível (SATPATI *et al.*, 2023). Nessa condição de cultivo, as microalgas e os fungos tem a capacidade de se aglomerar, facilitando na colheita das microalgas e na eficiência do processo, promovendo a redução de custos de cultivo (LENG *et al.*, 2021; SATPATI *et al.*, 2023).

Salvatore *et al.* (2023), investigaram as interações metabólicas entre o fungo filamentoso *Penicillium citrinum* e a microalga *Galdieria sulfuraria* em um consórcio. Os autores observaram que, quando cultivadas juntas no mesmo meio, ambas as espécies apresentaram um melhor crescimento em comparação com o cultivo separado. Além disso, foi

constatado que a densidade e o tamanho das células da microalga foram maiores quando co-cultivadas com o fungo, em comparação com o cultivo isolado. Outro resultado importante foi a capacidade de diferenciar facilmente a co-cultura com base nos produtos metabólicos produzidos. Foi observada uma maior diversidade de metabólitos extracelulares no consórcio.

Neste sentido, Zorn *et al.* (2020), investigaram a capacidade de formação de biomassa pelo consórcio do fungo filamentoso *Mucor circinelloides* e da microalga *Chlorella vulgaris*. Os resultados obtidos revelaram um efeito sinérgico na produção de lipídios em ambas as espécies, com destaque para o fungo, que apresentou uma produção cerca de quatro vezes maior em comparação com o grupo de controle axênico. Além disso, os resultados indicaram uma taxa de recuperação elevada, superior a 95%.

Neste contexto, não foram encontrados estudos que descrevessem o processo de otimização do tratamento do soro do leite utilizando um sistema semicontínuo aerado com o co-cultivo entre *T. obliquus* e *C. echinulata*. Diante disso, esse estudo mostra-se relevante devido à importância da redução da carga poluidora do efluente estudado. Os benefícios potenciais incluem a mitigação dos impactos ambientais, a obtenção de produtos de alto valor agregado e a redução dos custos associados ao tratamento do soro do leite.

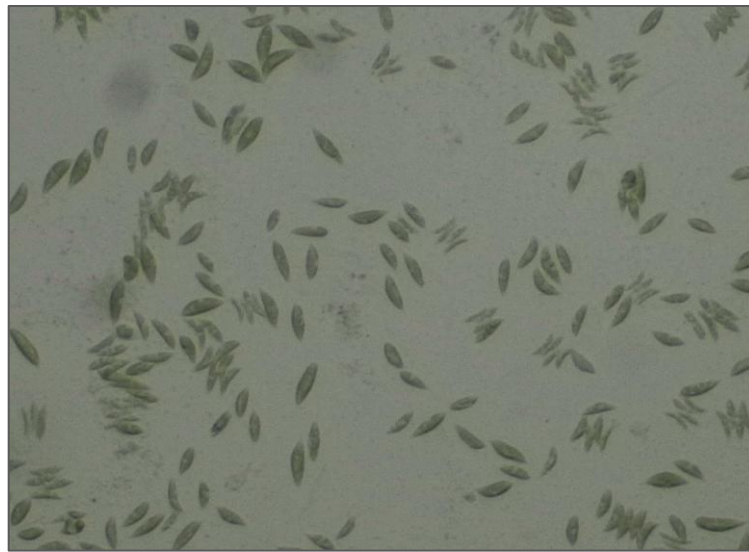
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Soro do leite e microalga

Para este estudo, foi utilizado soro de leite oriundo da produção do queijo coalho produzido por uma indústria localizada no município Batalha – AL. O soro obtido foi submetido a um processo de filtração simples utilizando papel qualitativo, a fim de remover partículas sólidas de maior tamanho, e posteriormente armazenado a uma temperatura de -18°C nas instalações do Laboratório de Tecnologia de Bebidas e Alimentos (LTBA), situado no Centro de Tecnologia (CTEC) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL).

Neste estudo utilizou-se a microalga da espécie *Tetrademus sp.* LCE-01 (**Figura 5**) mantida em meio solidificado de ágar nutriente (Kasvi®) e em meio líquido para ser utilizada como inóculo de BG-11 (*blue-green medium*) (RIPPKA *et al.*, 1973).

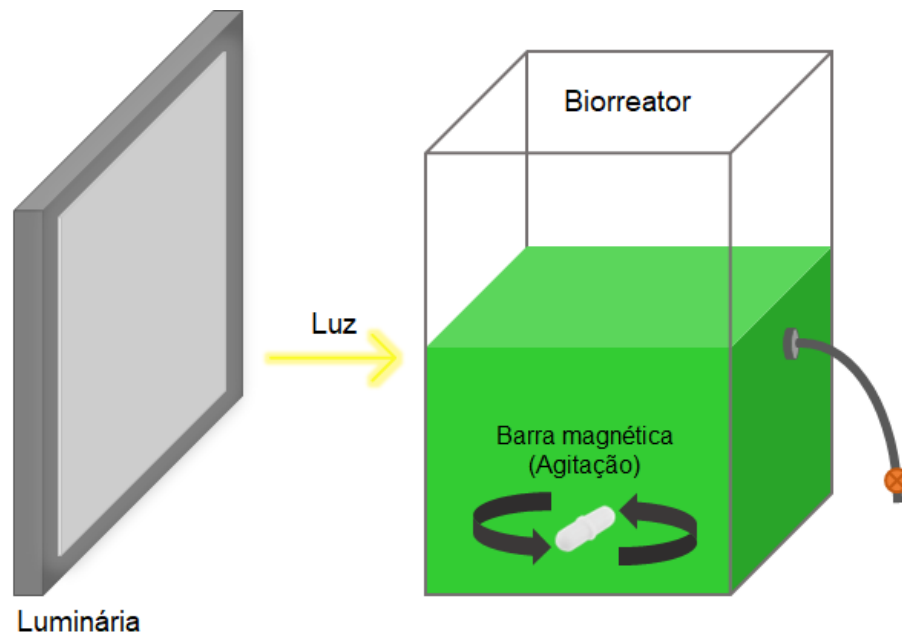
Figura 5 – Imagem de microscópio óptico da microalga *Tetrademus sp.* LCE-01 com aumento de 100x



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

4.1 Sistema de tratamento experimental

Os biorreatores utilizados neste experimento foram adaptados a partir de vasos transparente de acrílico (PoliControl), geralmente utilizados em equipamento para ensaio de floculação, com dimensões de 18,7 cm x 12 cm x 12 cm. Cada biorreator foi iluminado artificialmente (Plafon LED 25 W 6500K) com uma intensidade de fluxo de fótons média de $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. A medição da intensidade de fluxo de fótons foi realizada por um radiômetro, modelo Delta Ohm 2302.0. Os experimentos foram conduzidos sob agitação magnética constante e mantidos em temperatura ambiente, com variações entre 30 e 35°C (**Figura 6**).

Figura 6 – Esquema simplificado do Sistema de tratamento experimental

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Para aprimorar o processo de tratamento de águas residuais em um sistema semicontínuo, utilizando a microalga *T. obliquus* e fungo filamentosos *C. echinulata*, foram empregados efluentes com diferentes concentrações de poluentes (**Tabela 2**). Essas concentrações foram associadas às realimentações de 40% e 60% do efluente, assim como nas diferentes condições do tratamento. Na primeira condição, empregou-se exclusivamente a microalga em um sistema de tratamento aberto, enquanto na segunda condição, adotou-se o co-cultivo da microalga e do fungo filamentosos, juntamente com o processo de aeração contínua, em um sistema de tratamento aberto.

Tabela 2 – Características do soro do leite contendo diferentes concentrações de poluentes

Parâmetro	CM1	CM2	CMF1	CMF2
DQO (mg O ₂ · L ⁻¹)	558,41	2224,41	546,46	2288,87
Fósforo Total (mg P · L ⁻¹)	4,75	17,84	4,65	17,92
Nitrogênio Total (mg N · L ⁻¹)	14,38	55,76	14,03	56,10
pH	3,29	2,97	3,25	2,93

CM1 e CM2 – Tratamento em sistema aberto utilizando apenas a microalga;

CMF1 e CMF2 – Tratamento em sistema aberto com co-cultivo entre microalga e fungo com aeração contínua.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A espécie de fungo filamentosos utilizada no co-cultivo foi obtida na Micoteca URM da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Foi selecionada a espécie *Cunninghamella*

echinulata Thaxt URM 7150, que foi mantida em meio BDA (Batata Dextrose Agar). O meio consistiu em uma infusão de 140 g/L de água da batata inglesa, 20 g/L de glicose, 10 g/L de extrato de levedura e 20 g/L de peptona, esterilizado a 121°C e 1 atm por 15 min em uma autoclave. Após um período médio de 10 dias de crescimento, os esporos foram coletados usando uma solução estéril de Triton 0,1% (v/v) para criar a suspensão de esporos. Em cada reator, foram adicionados 2,4 mL de uma suspensão com uma concentração de 2×10^3 esporos/mL.

Durante a realização do experimento, procedeu-se à avaliação do crescimento da biomassa da microalga e à obtenção dos parâmetros necessários para aferir a remoção dos contaminantes associados. As variações no período do tratamento semicontínuo, na concentração de contaminantes, na realimentação do efluente, nos microrganismos inoculados e na implementação da aeração, constituíram as variáveis consideradas para determinar a condição ótima de tratamento. As variáveis estabelecidas em cada etapa experimental, incluindo parâmetros como concentração, realimentação e aeração, podem ser visualizadas na **Tabela 3**, fornecendo uma visão abrangente das condições de teste.

Tabela 3 – Detalhamento das etapas experimentais

ETAPA	Período	Realimentação	Microrganismos inoculados	Aeração
I	Batelada (7 d) + Semicontínuo* (7 d)	40 e 60 %	Microalga	Sem aeração
	Batelada (7 d) + Semicontínuo* (3 d)	40 e 60 %	Microalga	Sem aeração
II	Batelada (7 d) + Semicontínuo* (3 d)	40 e 60 %	Microalga + fungo	Com aeração

* Foram realizados três ciclos de realimentação, sendo o primeiro ciclo após a fase em batelada.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

4.2 Caracterização físico-química

A caracterização dos efluentes foi realizada por meio da avaliação da DQO, Nitrogênio Total e Fósforo Total. Ao longo dos ensaios foram coletadas amostras a fim de verificar o processo de tratamento do efluente. As amostras coletadas foram submetidas a uma centrifugação a 3500 rpm por 30 min (Centrífuga ACB Labor Dry-Bloch) a fim de separar a fase sólida da fase líquida, na qual os contaminantes foram medidos. Posteriormente, as amostras foram submetidas a uma filtração utilizando filtros de PES (polietersulfona)

hidrofílico com porosidades de 0,22 μm e 0,45 μm , principalmente para a determinação da DQO, a fim de remover eventuais sólidos que não foram removidos de maneira eficiente durante a centrifugação e que poderiam afetar a análise.

4.2.1 *Peso seco celular*

Os sólidos obtidos por centrifugação foram transferidos para cápsulas previamente aferidas e submetidos a uma secagem em estufa a 105°C por um período de 2 h ou até atingir peso constante. Após o período de secagem, as cápsulas contendo o material seco foram mantidas em dessecador durante 15 min para evitar a absorção de umidade. Em seguida, as cápsulas foram retiradas do dessecador e imediatamente pesadas para determinação do peso seco. Conhecido o volume do meio centrifugado e determinado o peso dos sólidos contidos nas cápsulas, foi possível calcular o peso seco celular (mg.L^{-1}).

$$PS \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \frac{m}{v} \cdot 10^6 \quad (1)$$

Onde,

m = massa o material seco (diferença entre a massa da cápsula com o material e a tara da cápsula), em g;

v = volume tomado da amostra na centrifugação, em mL.

4.2.2 *pH*

Durante todo o experimento, o pH foi monitorado diariamente por meio da leitura em um pHmetro de bancada (TECNAL) previamente calibrado com soluções tampão (4,0 e 7,0).

4.2.3 *Demanda Química de Oxigênio*

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi determinada de acordo método do dicromato (APHA, 2017). A primeira etapa da análise de DQO consistiu na lavagem dos tubos de ensaio com uma solução aquosa 20% de H_2SO_4 , fundamental para eliminar a interferência de impurezas de análises anteriores nos tubos. Em seguida, adicionou-se aos tubos 2,5 mL da amostra filtrada, 1,5 mL da solução digestora, constituindo-se de dicromato de sódio e sulfato de mercúrio, e 3,5 mL do reagente ácido sulfúrico, constituindo-se de sulfato de prata diluído em ácido sulfúrico. Logo após, os tubos com a mistura foram agitados e levados ao bloco digestor a uma temperatura de 150 °C por 2 h. Terminado o período de digestão, os tubos foram novamente agitados e após resfriadas as amostras foram submetidas a leitura no

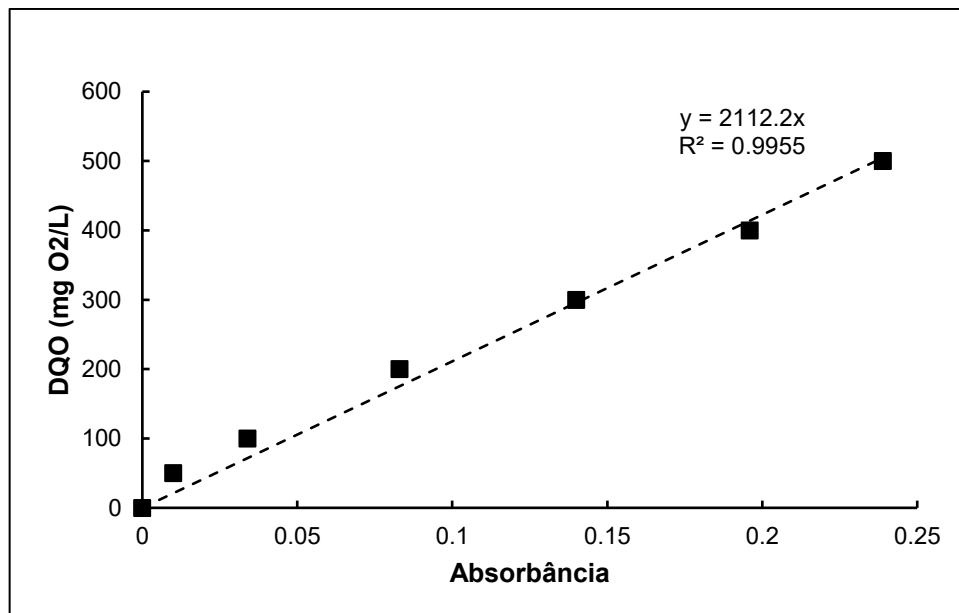
espectrofotômetro em um comprimento de onda de 600 nm, os valores obtidos são expressos em $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ de DQO (Shimadzu, UVmini 1240).

A solução digestora foi preparada adicionando inicialmente 125 mL de água destilada, 2,554 g de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), antecipadamente levado a estufa a 103°C por 2 h para secá-lo, 41,75 mL de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e 8,325 g de sulfato de mercúrio (HgSO_4) em um balão volumétrico de 250 mL. Após adicionar os reagentes, a solução foi agitada para promover a dissolução do soluto. Em seguida, o balão foi resfriado e completado com água destilada até a sua marca de aferição.

O reagente de ácido sulfúrico foi preparado adicionando 2,03 g de sulfato de prata (Ag_2SO_4) em 200 mL de ácido sulfúrico concentrado. Foram necessárias cerca de 24 h para a dissolução completa do Ag_2SO_4 .

Por fim, utilizou-se uma solução padrão de biftalato de potássio ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$) para a obtenção da curva de calibração da DQO, cuja relação teórica é de 1 mg de Biftalato de potássio para 1,171 mg O_2 (**Figura 7**). A solução foi preparada dissolvendo 425,0 mg de biftalato de potássio, previamente seco em estufa a 120°C por 2 h, em água destilada em um balão volumétrico de 1000 mL. Esta solução é estável por um período de 3 meses quando guardada sob refrigeração.

Figura 7 – Curva padrão da DQO



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Após a leitura da absorbância no espectrofotômetro e a obtenção da curva de calibração da DQO, foi obtida a equação para determinar a DQO das amostras em $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$.

$$DQO \left(\frac{mg}{L} \right) = 2112,2 \cdot ABS \cdot f_D \quad (2)$$

Onde,

ABS = Valor da absorvância da amostra lida no espectrofotômetro;

f_D = Fator de diluição da amostra.

4.2.4 Nitrogênio Total

O Nitrogênio Total (NT) foi determinado com base no Método de Kjeldahl adaptado para efluentes agroindustriais (IAL, 2005; APHA, 2017). A primeira etapa deste método consiste na digestão da matéria orgânica. Para tal, foram adicionados em tubos de Kjeldahl 5 mL da amostra, 1 g de mistura catalítica (sulfato de sódio, sulfato de cobre e dióxido de selênio na proporção de 100:1:0,8) e 10 mL de ácido sulfúrico PA. A mistura foi aquecida em bloco digestor, elevando a temperatura suavemente até atingir cerca de 300 °C. As amostras digeridas apresentaram coloração incolor ou levemente esverdeada.

A segunda etapa consistiu na destilação do nitrogênio. Para isso, após as amostras terem atingido a temperatura ambiente, foi adicionada uma pequena quantidade de água destilada e 2 gotas de fenolftaleína a 1% nos tubos em que ocorreu a digestão da matéria orgânica. Em seguida, os tubos foram acoplados ao destilador de nitrogênio (TECNAL TE-0363) e adicionou-se à amostra uma solução 40% de hidróxido de sódio (NaOH) até atingir o pH alcalino, quando foi possível observar a mudança de cor da amostra para rosa. Logo em seguida, foi iniciado o processo de destilação através do aquecimento da amostra. O destilado foi coletado em um erlenmeyer de 250 mL contendo 25 mL de ácido bórico a 4%, 2 gotas do indicador vermelho de metila a 0,25% e 2 gotas do indicador verde de bromocresol a 0,2%. A destilação foi realizada até que cerca de 100 mL de destilado fosse coletada.

A terceira e última etapa consistiu na titulação da solução presente no erlenmeyer. Essa solução foi titulada com ácido clorídrico 0,001 N (HCl) padronizado até que observado uma coloração rosada. A partir da equação 3 foi possível calcular o Nitrogênio Total em $mg L^{-1}$.

$$Nitrogênio\ Total \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{V_{HCl} \cdot f_{HCl} \cdot N_{HCl} \cdot 14000}{V} \quad (3)$$

Onde,

V_{HCl} = Volume utilizado na titulação do ácido clorídrico;

f_{HCl} = Fator de correção da solução de ácido clorídrico;

N_{HCl} = Normalidade do ácido clorídrico;

V = Volume da amostra.

Contudo, fez-se necessário a padronização do ácido clorídrico. Para isso, certa quantidade de carbonato de sódio (Na_2CO_3 PM = 106) foi levada à estufa a $100\text{ }^\circ\text{C}$ por 1 h e, em seguida, deixada esfriar em dessecador por 15 min antes de ser utilizada. Posteriormente, 0,25 g do carbonato de sódio anidro foi dissolvido em água destilada, previamente fervida para remoção do dióxido de carbono (CO_2) dissolvido, em seguida, foram adicionadas 2 gotas do indicador de pH alaranjado de metila. Por fim, essa solução foi titulada com a solução de HCl até a primeira coloração. Com a equação 4 foi possível determinar o fator de correção da solução de ácido clorídrico (f_{HCl}).

$$f_{\text{HCl}} = \frac{2 \cdot m}{0,106 \cdot V_{\text{HCl}} \cdot N_{\text{HCl}}} \quad (4)$$

Onde,

m = massa do carbonato de sódio;

V_{HCl} = volume gasto do ácido clorídrico na titulação;

N_{HCl} = Normalidade do ácido clorídrico.

4.2.5 Fósforo Total

Para determinar o Fósforo Total (FT), foi utilizado o método do ácido ascórbico (APHA, 2017). Primeiramente, foram adicionados 1 mL de água destilada, 1 mL da amostra previamente filtrada e 0,4 mL da solução desenvolvedora de cor em tubos de ensaio. Os tubos foram tampados e deixados em repouso por 30 minutos. Em seguida, as leituras da absorbância da mistura foram realizadas no espectrofotômetro a um comprimento de onda de 706 nm (Shimadzu, UVmini 1240). Com a equação 5 foi possível determinar o fósforo total expresso em mg L^{-1} .

$$\text{Fósforo Total } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = 9,9264 \cdot \text{ABS} \cdot f_D \quad (5)$$

Onde,

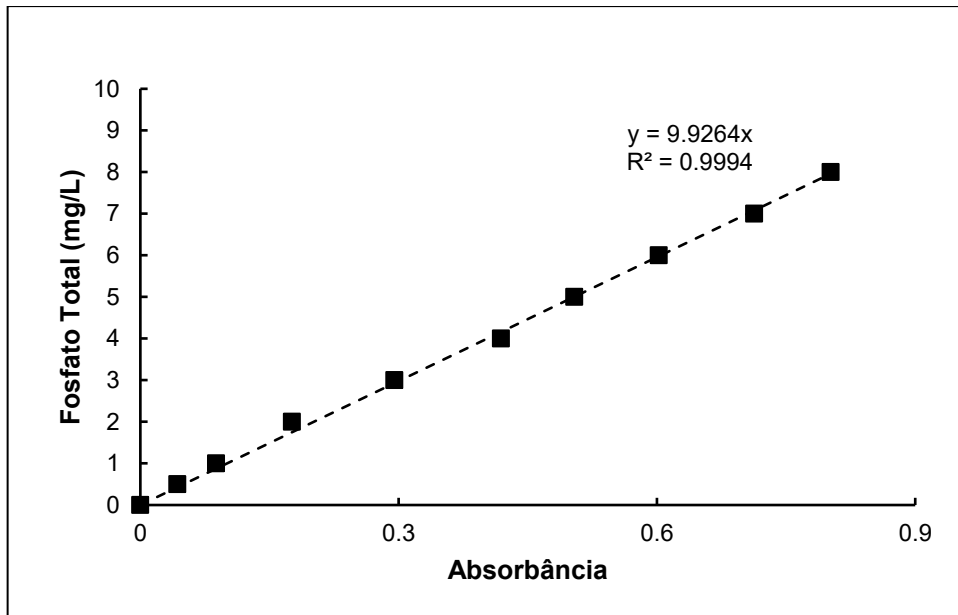
ABS = Valor da absorbância da amostra lida no espectrofotômetro;

f_D = Fator de diluição da amostra.

A solução desenvolvedora de cor consiste na mistura formada pela fração de 4 soluções (A = 0,5, B = 0,05, C = 0,15 e D = 0,3). A solução A é composta por ácido sulfúrico 5 N. A solução B consiste em tartarato de antimônio e potássio (1,3715g de $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$ para 500 mL de água). A solução C contém Molibdato de amônio (20 g de $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ para 500mL de água). A solução D é composta por ácido ascórbico (0,01M, 0,44 g para 100 mL de água). A solução resultante possui estabilidade de 4 horas.

Por fim, utilizou-se uma solução stock com concentração de 50 g.L^{-1} de P para a obtenção da curva de calibração do Fosfato Total (**Figura 8**). A solução foi preparada dissolvendo 276 mg de Fosfato dipotássico (K_2HPO_4) em água destilada em um balão volumétrico de 1000 mL.

Figura 8 – Curva padrão do FT



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a realização dos experimentos. A análise temporal será a abordagem adotada nestes resultados, conseqüentemente, será possível compreender a evolução das propriedades físico-química do efluente tratado ao longo do tempo, permitindo obter uma visão mais abrangente dos resultados. A discussão dos resultados se concentrará em identificar as tendências e os padrões observados, destacando as principais descobertas e suas respectivas implicações.

5.1 Caracterização do soro do leite

O soro do leite consiste em um resíduo gerado pela indústria de laticínio durante o processamento do leite. Este subproduto é caracterizado por apresentar quantidade significativas de compostos orgânicos, dessa forma, quando não aproveitado ou tratado adequadamente, pode se tornar um resíduo com potencial impacto ambiental significativo (ZANDONA, BLAŽIĆ e JAMBRAK, 2021). A **Tabela 4** apresenta os resultados da caracterização do soro do leite utilizado nos experimentos deste estudo.

Tabela 4 – Detalhamento das etapas experimentais

Parâmetros	Unidade	Valor obtido
DQO	mg O ₂ .L ⁻¹	55.725,78 ± 387,79
Nitrogênio Total	mg N.L ⁻¹	1415,81± 21,92
Fósforo Total	mg P.L ⁻¹	1411,61 ± 44,96
pH	-	3,28

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Conforme esperado, o soro de leite evidenciou uma concentração elevada de DQO, em consonância com os achados descritos na literatura. A caracterização do soro de leite pode variar de acordo com o tipo de processamento do leite, diferentes processos de fabricação resultam em composições distintas. Ademais, a espécie animal e sua alimentação influenciam nas características do soro.

5.2 Avaliação dos sistemas de tratamento na remoção da carga poluidora

As análises revelam um comparativo entre duas fases do sistema de tratamento, sendo que na primeira fase contempla exclusivamente a utilização da microalga *Tetrademus obliquus* enquanto na segunda, ocorre a complementação com a inoculação do fungo *Cunninghamella echinulata* e a implementação do processo de aeração de fluxo contínuo.

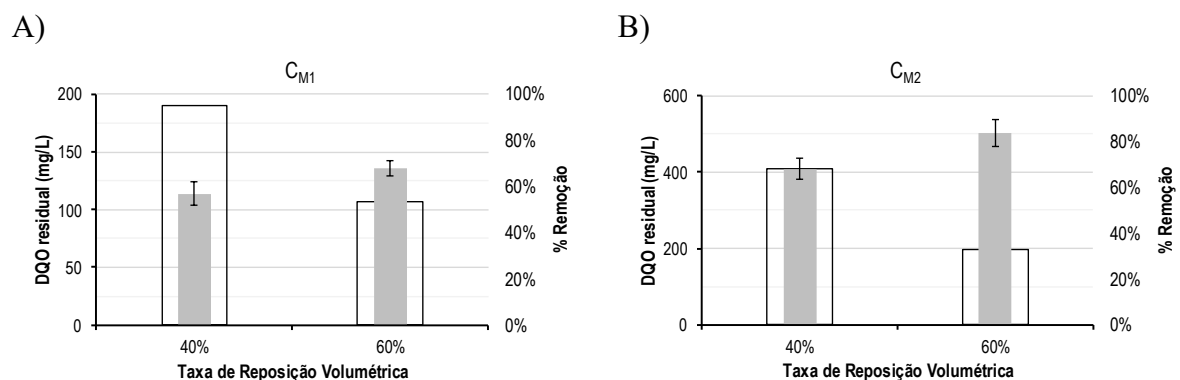
Essa investigação buscou não apenas compreender os mecanismos subjacentes a essas transformações, mas também avaliar a eficácia da microalga *T. obliquus* como agentes de tratamento do soro do leite, considerando tempo de realimentação (TR) de 7 e 3 dias, mediante uma taxa de reposição volumétrica (TRV) de 40 e 60% em tempo de realimentação.

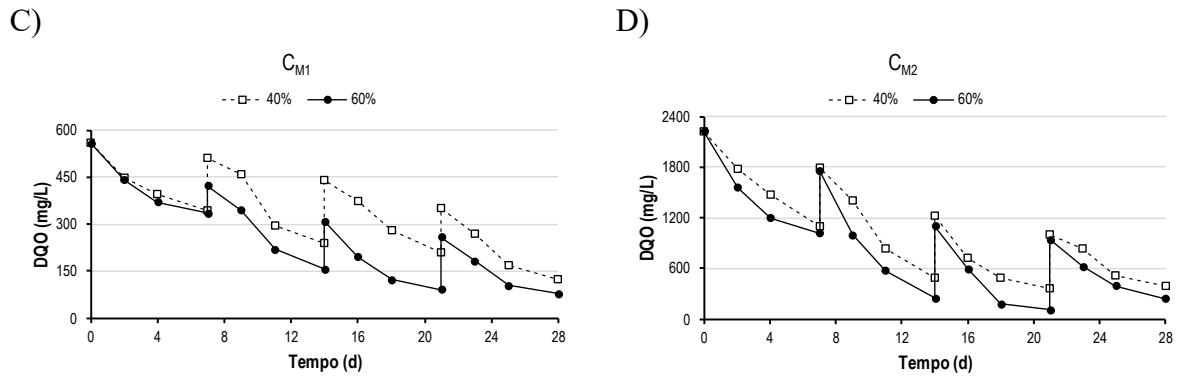
A aplicação de estratégias otimizadas utilizando a microalga *T. obliquus* em reatores abertos apresenta um potencial significativo para o tratamento sustentável do soro do leite, contribuindo para a redução de poluentes e promovendo práticas mais ambientalmente responsáveis na indústria láctea.

5.2.1 Análises da remoção da DQO

Ao avaliar as principais condições no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M1} , é possível destacar uma tendência significativa ao desdobrar duas etapas na qual a primeira utilizou-se apenas a microalga, e na segunda a inoculação do fungo e o processo de aeração contínua. É importante destacar que o sistema é aberto, o que significa que está vulnerável à contaminação. Desse modo, a **Figura 9** corresponde aos dados relacionados ao primeiro condicionamento.

Figura 9 – Remoção de DQO no tratamento de soro do leite em função da TRV. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2} , respectivamente.





Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

No soro de leite C_{M1} , é possível observar uma diferença estatisticamente significativa no percentual de remoção de DQO entre as TRV de 40% e 60%. Quando correlacionado com sua cinética, obteve-se um percentual médio de remoção de 56,9% e 68,2%, respectivamente (**Figura 9A e C**). Apesar de obter esses resultados, é importante ressaltar que o processo de realimentação foi conduzido a cada 7 dias. Ao ser comparado com os resultados de Santos (2022), onde foi adotado um período de realimentação a cada 3 dias, observa-se que o aumento no intervalo entre as realimentações não resultou em melhorias na DQO residual.

A DQO residual média foi estabelecida em 190,10 mg.L⁻¹ para uma TRV de 40% e 107,37 mg.L⁻¹ em 60%. Por outro lado, ao observar os dados do tratamento do soro de leite C_{M2} , destaca-se uma melhora nas condições de remoção de DQO, sendo o seu ápice na TRV de 60% em torno de 83,6% de remoção média, enquanto na de 40% houve uma ligeira melhora com quase 70% de DQO removida em função da sua cinética (**Figura 9B e D**).

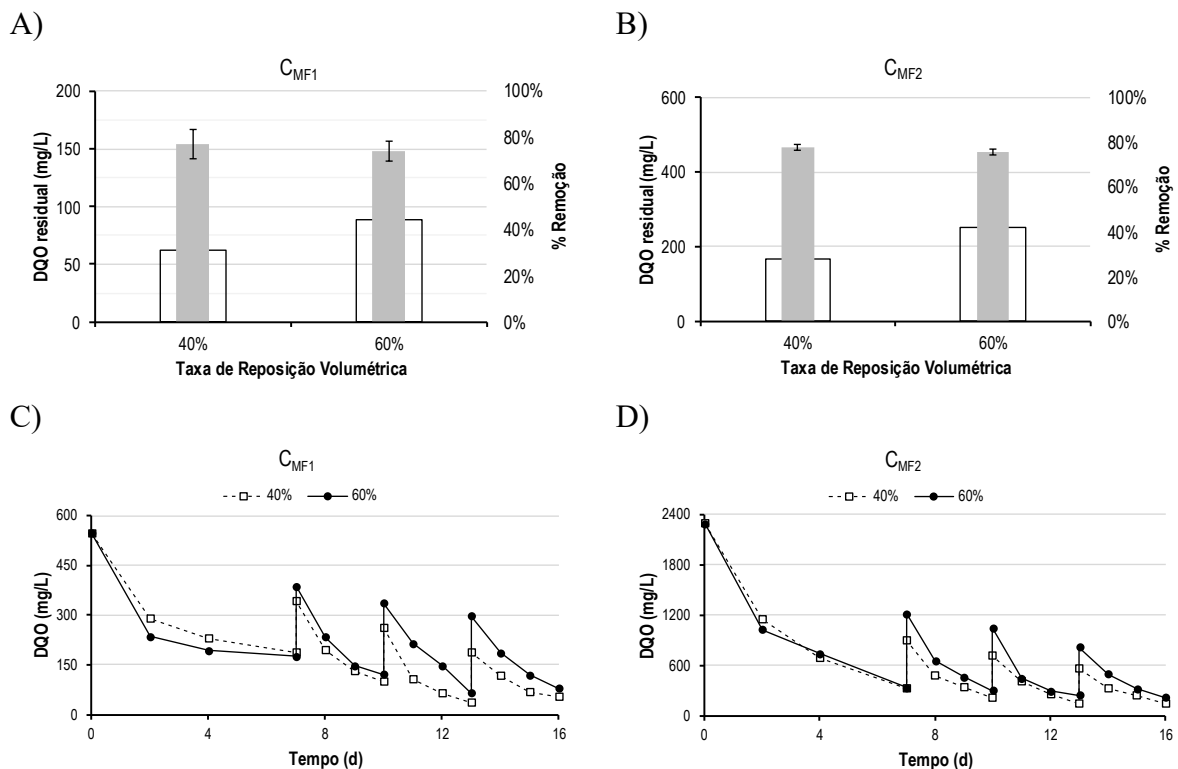
A concentração residual de DQO no soro do leite C_{M1} variou entre 107 e 190 mg.L⁻¹, ultrapassando os limites estabelecidos pela norma europeia (EU, 1991) na TRV de 60%, a qual preconiza um máximo de 125 mg.L⁻¹ para descarte em corpo hídrico. Ademais, verifica-se que a remoção mínima de 75%, conforme preconizado pela Legislação da União Europeia de 1991, não foi atingida durante o tratamento.

Por outro lado, ao analisar o soro do leite C_{M2} , observou-se valores ligeiramente superiores, evidenciando uma remoção de DQO de quase 70% na TRV de 40% e 83,6% na TRV de 60%. Contudo, mesmo com esse desempenho superior, os níveis de DQO residual permaneceram acima dos padrões estabelecidos pela União Europeia em ambas as condições de realimentação, registrando-se 409,24 mg.L⁻¹ e 198,02 mg.L⁻¹, respectivamente.

Essa disparidade nos resultados destaca a necessidade de uma abordagem mais eficaz no tratamento do soro do leite para atender aos requisitos ambientais, especialmente no que diz respeito à redução significativa da DQO residual, alinhada com as diretrizes regulatórias

estabelecidas. Assim, como ilustrado na **Figura 9**, os resultados fundamentais relacionados à remoção de DQO no tratamento do soro de leite foram identificados ao considerar a TRV em diferentes condições durante a segunda fase de análise (**Figura 10**). Nessa etapa, além da presença da microalga *T. obliquus*, foi introduzida a inoculação fungular do *C. echinulata*, complementada pelo processo de aeração de fluxo contínuo.

Figura 10 – Remoção de DQO no tratamento de soro do leite em função da TRV. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Nota-se que para os ambos os condicionamentos de análise, houve resultados muito próximos com elevados valores de percentuais de remoção de DQO. Esses dados foram mais evidentes na TRV de 40% tanto para o soro de leite em C_{MF1} quanto em C_{MF2} , obtendo-se 77,0% e 77,8% respectivamente (**Figura 10A e B**).

A concentração residual de DQO no soro de leite C_{MF1} apresentou variação no intervalo de 61,86 e 88,17 mg.L^{-1} , mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela norma europeia, que estipula uma concentração máxima de 125 mg.L^{-1} (EU, 1991), tanto na TRV de 40% quanto na de 60%. Apesar da variação da concentração residual de DQO no soro de leite C_{MF2} estar entre 165,07 e 250,33 mg.L^{-1} , valores que excedem os estabelecidos pela norma supracitada, é

possível observar uma ligeira melhora, alcançando 77,8% na eficiência de remoção para o TRV de 40%. Os parâmetros cinéticos decorrentes para as respectivas concentrações de soro de leite corroboram os valores obtidos nessa análise ao longo de 16 dias, na qual é possível observar essa tendência nas **Figuras 10C e D**.

É importante destacar que a redução dos poluentes está diretamente relacionada ao aumento da biomassa, evidenciando a sinergia entre os microrganismos inoculados. Embora inicialmente apenas a microalga seja inoculada e posteriormente o fungo seja introduzido, o sistema, por sua natureza aberta, inevitavelmente sofre contaminação com outros microrganismos. Essa diversidade microbiana, no entanto, pode contribuir para a robustez e adaptabilidade do sistema.

O estudo de Santos (2022) enfatizou a importância da atenção à TRV em um sistema de tratamento de soro do leite empregando a microalga *T. obliquus*. Este cuidado visa assegurar um inóculo suficiente ao longo do ciclo de troca volumétrica de três dias, elemento crucial para otimizar a remoção eficiente de contaminantes, particularmente a DQO. A comparação dos resultados obtidos neste estudo com aqueles de Santos (2022) revela, contrariamente às expectativas iniciais, que a realimentação a cada 7 dias não proporcionou uma melhoria significativa na eficiência da remoção de contaminantes, principalmente quando levado em conta o soro do leite C_{M1} e C_{M2} . Diante disso, a seleção da periodicidade na realimentação emergiu como um fator determinante na adaptação do sistema, indicando a necessidade de reavaliação da estratégia adotada. Os dados sugerem que a prática de realimentação em intervalos menores apresenta vantagens na manutenção de um ambiente propício para o desenvolvimento das microalgas.

Demais pesquisas tem ressaltado o uso das microalgas na remoção da DQO em águas residuais, particularmente quando combinadas com aeração. Afifah, Suryawan e Sarwono (2020) verificaram que a adição de aeração melhorou significativamente a remoção de DQO, com taxas de remoção de $73,88\% \pm 2,05$ (aeração de 12 horas) e $75,2\% \pm 3,97$ (aeração de 24 horas). Da mesma forma, Otondo *et al.* (2018) relataram taxas de remoção de DQO de 37,5 mg.L⁻¹, 87,5 mg.L⁻¹ e 118,75 mg.L⁻¹ por dia, com taxas mais altas alcançadas em concentrações mais altas de DQO.

Mendonça *et al.* (2018) realizaram o tratamento em operação sob batelada, registrando faixas de eficiência de remoção de 65 a 70% de DQO, 98 a 99% de Amônio (NH⁴⁺) e 69 a 77,5% de Fosfato (PO₄⁻³) após 12 dias. Os valores correspondentes para fluxo contínuo foram de 57 a 61% de DQO, 94 a 96% de NH⁴⁺ e 65 a 70% de PO₄⁻³ com tempo médio de retenção

hidráulica de 12 dias. Maiores taxas de fixação de CO₂ (327-547 mg.L⁻¹d⁻¹) e maior produtividade volumétrica de biomassa (213-358 mg.L⁻¹d⁻¹) foram obtidas no modo batelada.

O estudo de Muthuraman, Murugappan e Soundharajan (2021) também obteve remoção efetiva de DQO, na qual o pré-tratamento da aeração reduziu os teores de amônia e cobre nas águas residuais, o que permitiu uma impressionante taxa de crescimento. As produtividades médias de biomassa e lipídios obtidas foram de 81,5 mg.dL⁻¹ e 19,5 mg.dL⁻¹, respectivamente, apoiando ainda mais o potencial de microalgas e aeração nessa aplicação.

Uma série de estudos tem explorado o potencial das microalgas na remoção de poluentes orgânicos de várias fontes de efluentes. Hu *et al.* (2019) descobriram que um consórcio de microalgas, incluindo *C. protothecoides*, *S. obliquus* e *C. vulgaris*, foi eficaz na remoção da DQO e nutrientes das águas residuais do processamento de carne. Da mesma forma, Gao *et al.* (2018) relataram que o co-cultivo de microalgas, *C. vulgaris* e *Scenedesmus obliquus*, com lodo ativado foi a tecnologia de tratamento mais eficaz para águas residuais de suínos, alcançando 79,74% de remoção de DQO, 74,28% de Nitrogênio Total e 85,37% de Fósforo Total. Cheng *et al.* (2020) demonstraram que microalgas de autofloculação, *Tribonema sp.* e *Synechocystis sp.*, com pré-tratamento com *Plus Intense Pulsed Light* (T-IPL), melhoraram a remoção de nutrientes de águas residuais de suínos, incluindo DQO. Por fim, Lee *et al.* (2019) destacaram que as microalgas, particularmente em combinação com outras tecnologias de tratamento, são promissoras para a remoção eficiente de DQO de várias fontes de águas residuais.

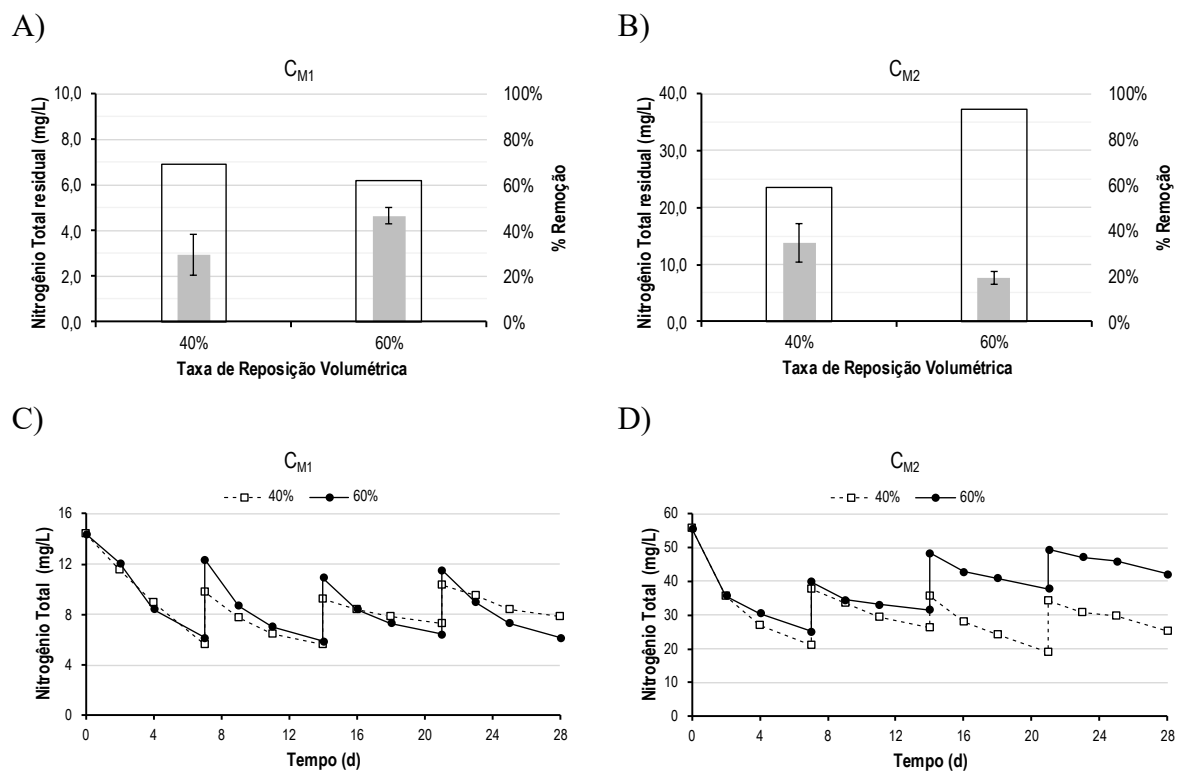
Dessa maneira, constata-se que o consórcio experimental demonstrou eficácia na redução da DQO e configura-se como uma opção viável para o tratamento de efluentes com índices importantes na segunda fase das análises. A relação simbiótica entre fungos e microalgas é um fator-chave na degradação de matéria orgânica complexa, como o soro de leite, e na subsequente assimilação de nutrientes por microalgas (ARORA *et al.*, 2019).

Essa relação é reforçada pela capacidade das microalgas de produzir metabólitos de alto valor, como lipídios, por meio do co-cultivo com bactérias (GONZÁLEZ-GONZÁLEZ e DE-BASHAN, 2021). No entanto, a presença de fungos em culturas de microalgas também pode ser um desafio, influenciando a produção e a qualidade da biomassa (LAEZZA, SALBITANI e CARFAGNA, 2022). Para resolver isso, o uso de fitohormônios foi proposto para promover a biossíntese de metabólitos e melhorar a tolerância ao estresse em microalgas (ZHAO *et al.*, 2019).

5.2.2 Remoção de Nitrogênio Total

A eficiente remoção de nitrogênio do soro do leite desempenha um papel crucial na atenuação de impactos ambientais adversos. A presença elevada de nitrogênio pode induzir problemas de poluição hídrica significativos. A gestão controlada da remoção desse elemento é fundamental para a preservação da qualidade da água, prevenindo potenciais efeitos prejudiciais sobre ecossistemas aquáticos e, por conseguinte, fomentando a sustentabilidade ambiental (TABASSUM, 2019). Nesse contexto, a **Figura 11** apresenta de maneira concisa os resultados primordiais da fase inicial dos experimentos concernentes à remoção de nitrogênio durante o tratamento do soro do leite, destacando a influência da realimentação do sistema.

Figura 11 – Remoção de nitrogênio no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2} , respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A oscilação na concentração residual de Nitrogênio Total foi constatada entre 6,17 e 6,92 mg.L^{-1} nas TRV de 40% e 60% na análise relacionada ao soro do leite C_{M1} , conforme ilustrado nas **Figuras 11A e C**. Por outro lado, destaca-se um incremento no teor de nitrogênio residual nas condições paramétricas a C_{M2} , variando entre 23 e 37 mg.L^{-1} em função das respectivas TRV. Adicionalmente, as taxas máximas de remoção foram aproximadamente

46,5% e 34,6% para o soro do leite a C_{M1} e C_{M2} , respectivamente, como evidenciado nas **Figuras 11A e B**, corroboradas pela análise cinética ao longo de 28 dias (**Figuras 11C e D**).

A eficácia na remoção de poluentes no tratamento de efluentes provenientes de indústrias de laticínios varia de acordo com o método utilizado. Os resultados obtidos sugerem que a prática de realimentação a cada sete dias não resulta em melhorias substanciais na remoção de poluentes. Além disso, observou-se um aumento na concentração de nitrogênio a partir da segunda realimentação, indicando possíveis limitações nos processos de tratamento empregados. Essas limitações podem ser atribuídas à capacidade inadequada do sistema para lidar com a carga de nitrogênio presente no efluente, condições ambientais desfavoráveis ou mesmo à deterioração ou inatividade dos microrganismos, principalmente a microalga, responsáveis pela remoção do nitrogênio. Este conjunto de observações evidencia a necessidade crítica de avaliação e ajuste da estratégia de realimentação e dos métodos de tratamento, com o objetivo de otimizar a eficiência global do sistema de tratamento de efluentes de laticínios.

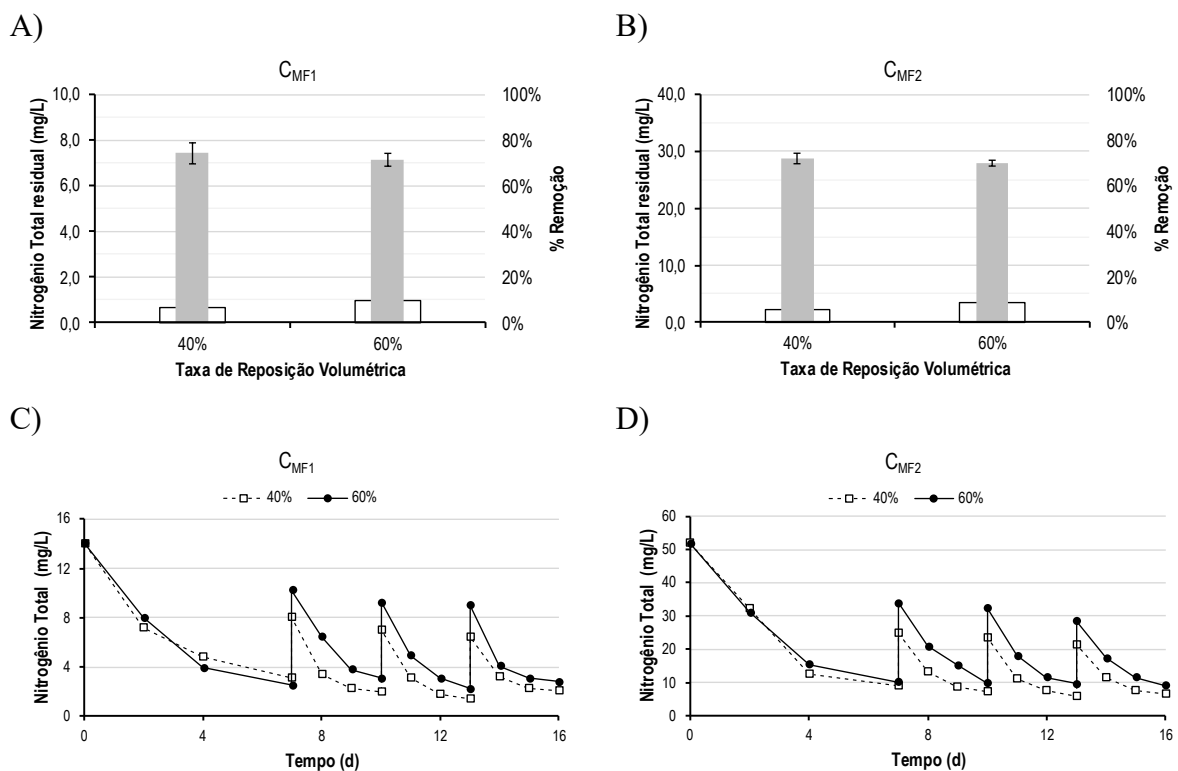
Nesse contexto, os resultados obtidos por Santos (2022) mostraram-se promissores ao utilizar uma frequência de realimentação a cada três dias apenas utilizando a microalga. Essa abordagem demonstrou ser mais eficaz quando comparada aos sete dias inicialmente propostos no presente estudo.

Kotoulas *et al.* (2019) descobriram que a zeólita natural pode remover cargas orgânicas significativas e amônio do soro de leite do segundo queijo, com altas taxas de remoção nas 2 h iniciais. Da mesma forma, Carter *et al.* (2021) alcançaram um alto fluxo de 54 kg.m² por hora com membranas de microfiltração cerâmica, resultando em 85% do Nitrogênio Total passando através da membrana para o permeado. Hamdani, Mountadar e Assobhei (2018) demonstraram a remoção simultânea de nitrato e matéria orgânica do efluente lácteo, com redução total de nitrato em 72 h. Provolo *et al.* (2017) desenvolveram uma técnica para remoção de nitrogênio de resíduos orgânicos digeridos, alcançando altas eficiências de remoção de amônia em experimentos de 10 dias. Esses estudos sugerem conjuntamente que as taxas de remoção de nitrogênio no soro de leite podem ser significativas em poucos dias, com potencial para otimização adicional.

Em decorrência da inoculação fúngica e da aeração conjuntamente com a microalga, implementadas na segunda fase dos experimentos, evidenciaram-se resultados superiores em comparação com a fase inaugural, considerando um período total de 16 dias de análises realizadas a cada três dias de avaliação. Nesse contexto, a condução dos experimentos ressaltou uma elevada efetividade na remoção de nitrogênio, acompanhada por uma reduzida concentração de nitrogênio residual (mg.L⁻¹), conforme ilustrado na **Figura 12**. O nitrogênio e

o fósforo são cruciais para a formação de biomassa em comunidades microbianas, e sua remoção eficiente é essencial para atender aos requisitos legais (ZHANG, LI e HO, 2021). A comunidade microbiana presente durante o cultivo de microalgas em águas residuais pode impactar significativamente a produção de biomassa e a remoção de nutrientes (PADDOCK, FERNÁNDEZ-BAYO e VANDERGHEYNST, 2020).

Figura 12 – Remoção de nitrogênio no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Observa-se a inexistência de disparidades estatísticas no que concerne ao percentual de remoção de nitrogênio nos tratamentos com soro de leite C_{MF1} e C_{MF2} , conforme evidenciado nas **Figuras 12A** e **B**, revelando valores oscilantes de 74,3% e 71,5% para o soro do leite C_{MF1} e 71,9% e 69,9% C_{MF2} para as TRV de 40% e 60%, respectivamente. No tocante aos parâmetros estabelecidos para o lançamento em corpos hídricos, verifica-se a conformidade com os padrões europeus em ambos os tratamentos, com variações de 0,65 a 0,97 mg.L^{-1} no tratamento do soro do leite C_{MF2} e de 2,32 a 3,38 mg.L^{-1} para o tratamento de C_{MF2} . Observa-se que, para o soro do leite C_{MF2} , foi constatado uma quantidade superior de nitrogênio em comparação com os parâmetros do soro do leite C_{MF1} . Nesse contexto, alternativas como a introdução de aeração no tempo de reposição ou o co-cultivo emergem como estratégias promissoras para aprimorar a

eficiência do processo. Além disso, é relevante destacar a melhoria da eficiência obtida mesmo diante da redução do intervalo entre as realimentações de 7 para 3 dias.

Além disso, os dados estão em consonância com o percentual mínimo estipulado pela Legislação da União Europeia (1991), que preconiza uma remoção de poluentes entre 70% e 80%. Dessa maneira, delineiam-se condições antecipadamente esperadas para desdobrar eficiência no processo de otimização. As **Figuras 12C e D** destacam e corroboram a cinética reacional ao longo do período supracitado nas condições de realimentação de 40% e 60%. A remoção eficiente de nitrogênio do soro de leite é crucial para a mitigação do impacto ambiental, e o uso de *T. obliquus* em um sistema semicontínuos aberto tem se mostrado promissor nesse sentido (LING *et al.*, 2019). Esta microalga mostrou-se eficaz na remoção de nitrogênio dos poluentes residuais das aves, com o benefício adicional de produzir compostos bioativos (VLADIĆ *et al.*, 2023).

Autores como Choi (2016b) e Wang *et al.* (2013) fornecem exemplos específicos disso, com Choi (2016b) relatando uma taxa de remoção total de nitrogênio de 85,47% em efluentes de laticínios usando *C. vulgaris*, e Wang *et al.* (2013) alcançando uma taxa de remoção de 95,9% em águas residuais digeridas de suínos com *Oedogonium sp.* Ademais, Wang *et al.* (2013) evidenciaram indicativos dos percentuais máximos de DBO, DQO, sólidos em suspensão, Nitrogênio Total e Fósforo Total removidos foram de 85,61%, 80,62%, 29,10%, 85,47% e 65,96%, respectivamente, no efluente de leite a 10 dias. Um máximo de 1,23 g.L⁻¹ de biomassa seca foi obtido em 7 dias.

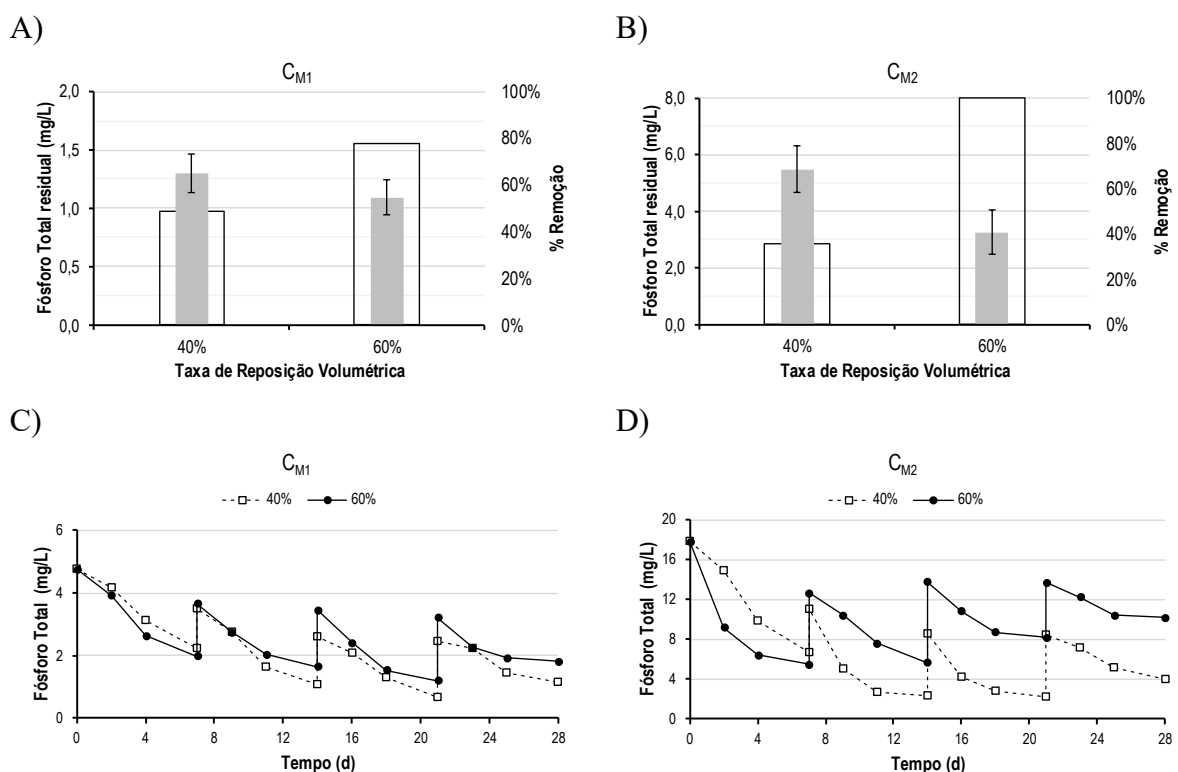
Numerosos investigadores relataram que concentrações remanescentes de DQO variando entre 246-931 mg.L⁻¹, DBO entre 80-180 mg.L⁻¹, Nitrogênio Total (NT) entre 10-34 mg.L⁻¹, e Fósforo Total (PT) entre 5-18 mg.L⁻¹ foram observadas a partir das concentrações iniciais de DQO, DBO, NT e PT, que eram de 1.800-3.700 mg.L⁻¹, 1.100-2.900 mg.L⁻¹, 68-109 mg.L⁻¹ e 14-27 mg.L⁻¹, respectivamente (KUSHWAHA, SRIVASTAVA e MALL, 2011; KUMAR, GUPTA e PAKSHIRAJAN, 2015; AHMED *et al.*, 2022).

Da mesma forma, *T. obliquus* tem sido utilizado com sucesso na remoção biológica de óxido nítrico, com potencial para aplicação no tratamento de gases de combustão (MA *et al.*, 2020). No tratamento de águas residuais do processamento do soro de leite, o uso de microalgas, incluindo *T. obliquus*, tem se mostrado eficaz na remoção de nutrientes, com potencial para descarga em águas superficiais (MARAZZI *et al.*, 2020). Registros como esses destacam o potencial de *T. obliquus* na remoção eficiente de nitrogênio do soro de leite e a necessidade de novas pesquisas para otimizar seu uso neste contexto.

5.2.3 Remoção de Fósforo Total

No tocante ao Fósforo Total, a concentração residual demonstrou oscilações situadas entre 0,98 e 1,55 mg.L⁻¹ para C_{M1} e 2,86 a 8,00 mg.L⁻¹ para, conforme evidenciado nas **Figuras 13A e C**. Foi observada uma taxa máxima de remoção de fósforo em torno de 65,2% e 68,5%, ambos para a TRV de 40% de C_{M1} e C_{M2}, respectivamente (**Figuras 13B e D**). Similarmente ao Nitrogênio Total, a concentração de fósforo no soro de leite C_{M2} excede os parâmetros desejáveis, requerendo considerações acerca da eficácia de sua remoção, seja mediante modificações no próprio processo (como aeração forçada, extensão do tempo de reposição, ou co-cultivo com microrganismos) ou através de uma intervenção terciária suplementar. Adicionalmente, o tratamento realizado com o soro a C_{M1} alcançou conformidade com os limites estabelecidos pela legislação europeia, situados entre 0,98 e 1,55 mg.L⁻¹ de fósforo para descarte em corpos hídricos (EU, 1991), conforme evidenciado na **Figura 13A e C**.

Figura 13 – Remoção de fósforo no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{M1} e C_{M2}, respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

O estudo conduzido por Santos (2022) revelou uma diminuição significativa na concentração de microalgas em taxas mais elevadas. Este fenômeno sugere que a remoção de

uma quantidade substancial de massa microalgas, combinada com um período de apenas três dias para a troca volumétrica, pode ser insuficiente para a completa restituição da flora microalgal original. Esta constatação assume relevância ao considerar seu impacto substancial no processo de remoção de fósforo no sistema, indicando uma interdependência notável entre a dinâmica da comunidade microalgal e a eficiência global do sistema em questão.

Ji *et al.* (2020) e Mao *et al.* (2021) destacam a capacidade das microalgas de remover fósforo, com Ji *et al.* (2020) identificando especificamente o gênero de microalgas *Pantanalinema* como um dos principais organismos acumuladores de fósforo. Wu *et al.* (2021) exploraram ainda mais o impacto da concentração de fósforo e das condições claras/escuras na absorção e distribuição de fósforo em microalgas, fornecendo insights valiosos para otimizar o processo.

A remoção de fósforo pelas microalgas do soro de leite é um aspecto crucial do tratamento de águas residuais, pois pode impactar significativamente o ecossistema (PIRES, CARDOSO e BATISTA, 2022). O potencial das microalgas para absorver, preservar ou degradar o fósforo nas águas residuais é um fator chave neste processo (MAO *et al.*, 2021). Estudos demonstraram que as microalgas podem remover eficazmente o fosfato das águas residuais dos laticínios, com elevada eficiência de remoção alcançada através do cultivo sequencial (DANESHVAR *et al.*, 2019).

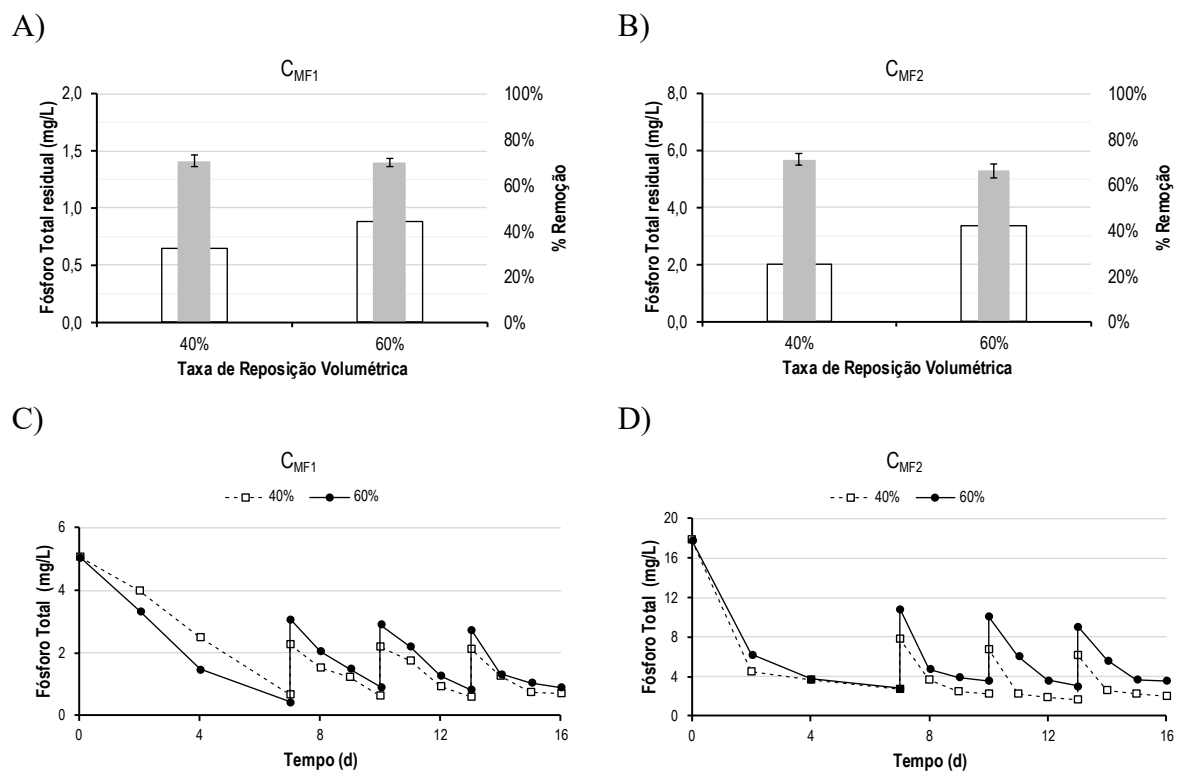
Estudos tem explorado a remoção de fósforo de efluentes, como o soro de leite, utilizando diferentes métodos com microalgas. Paulenco *et al.* (2023) investigaram o tratamento de águas residuais da indústria de laticínios utilizando a microalga *Nannochloris sp.* por meio do cultivo mixotrófico. O soro de leite foi empregado como fonte de carbono neste experimento. Demonstrou-se a eficácia do processo na remoção de fósforo. Após sete dias de cultivo, foi evidenciada uma redução expressiva de até 82% no teor de fósforo no meio de cultivo.

Drenkova-Tuhtan *et al.* (2017) desenvolveram partículas magnéticas nanocompostas para remoção e recuperação de fósforo de efluentes secundários do soro do leite, alcançando mais de 90% de eficiência total de recuperação. Nir, Sengpiel e Wessling (2018) propuseram uma nova abordagem para remoção e recuperação simultânea de fósforo de efluentes diluídos utilizando membranas resistentes a ácidos, que mostrou potencial de custo-benefício. Nesta perspectiva, a **Figura 14** destaca os principais dados da segunda etapa dos experimentos referentes a remoção e teor residual de fósforo nas concentrações de soro de leite C_{MF1} e C_{MF2} .

Ao analisar os resultados dos parâmetros derivados da segunda fase experimental, foi possível observar uma melhora na redução da concentração residual de Fósforo Total em comparação com a etapa precedente, situando-se entre 0,65 e 0,88 mg.L⁻¹ para C_{MF1} e entre 1,99

e $3,37 \text{ mg.L}^{-1}$ para C_{MF2} (Figura 14A e C). Verificou-se uma taxa máxima de remoção de 70,5% e 71,0% para o soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente, ambas eficiências constatadas para uma TRV de 40% (Figura 14B e D). É importante destacar que ambos os processos conduzidos com os soros do leite C_{MF1} e C_{MF2} lograram atingir os padrões regulatórios estabelecidos pela União Europeia, que variam de 3,1 a $6,2 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo para a descarga em corpos hídricos, conforme definido pela legislação vigente (EU, 1991).

Figura 14 – Remoção de fósforo no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica. Em A) e B) percentual de remoção (barras cinzas) e DQO residual (barras brancas), em C) e D) acompanhamento cinético, no tratamento do soro do leite C_{MF1} e C_{MF2} , respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Choi (2016b) constatou que a *C. vulgaris* poderia remover até 65,96% do Fósforo Total no efluente de laticínios. Da mesma forma, Paulenco *et al.* (2023) relatou uma redução de até 82% no teor de fósforo usando *Nannochloris sp.* Autores como Rahman e Mukhtar (2008) e Rani *et al.* (2015) também destacaram a eficácia do tratamento microbiano e das microalgas imobilizadas na redução de fósforo e outras substâncias no efluente de laticínios.

O estudo de Mujtaba *et al.* (2018) apoiou ainda mais esses achados, mostrando que uma co-cultura de lodos ativados e *C. vulgaris* imobilizado alcançou alta remoção de nutrientes e DQO. O trabalho de Hu *et al.* (2019) expandiu isso aclimatando um consórcio de microalgas,

incluindo *C. vulgaris*, para remover eficientemente poluentes orgânicos e nutrientes de águas residuais de processamento de carne.

Autores como Mujtaba, Rizwan e Lee (2017) constataram que o co-cultivo de *C. vulgaris* e *Pseudomonas putida* potencializou a remoção de nutrientes e DQO. Da mesma forma, Guo *et al.* (2017) demonstraram a eficiência de uma co-cultura de *Ganoderma lucidum* e *C. vulgaris* na redução de DQO, Nitrogênio Total e Fósforo Total em águas residuais de suinocultura. Este estudo tem apresentado uma relação simbiótica entre fungos e microalgas tem se mostrado eficaz na remoção de DQO e nutrientes de águas residuais, sobretudo no tempo de realimentação.

5.2.4 Peso seco celular

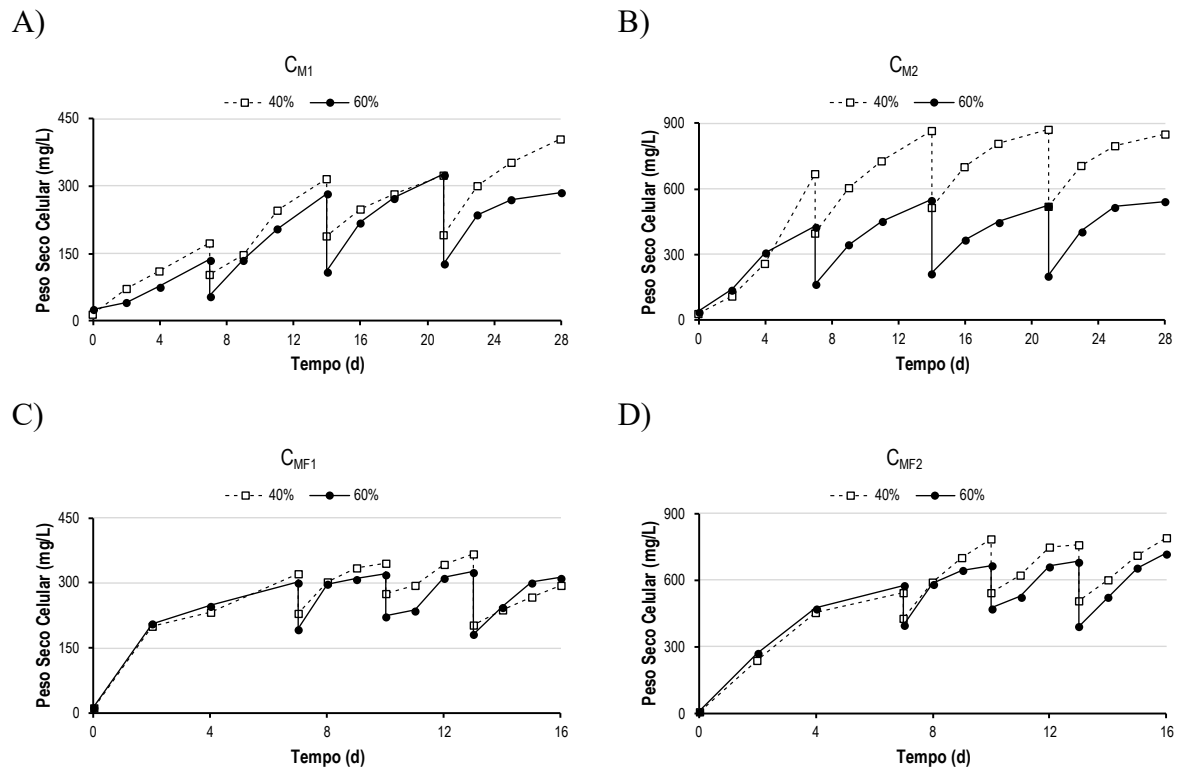
Pela Figura 15A e B, percebe-se que a concentração de biomassa microbiana alcançou valores entre 286-850 mg.L⁻¹, com maiores concentrações obtidas nos soros do leite C_{M2}, sob uma realimentação de 40%, considerando os dados obtidos da primeira etapa do procedimento. Por outro lado, é evidente na Figura 15C e D uma diferença na variação do peso celular em torno de 194 – 680 mg.L⁻¹ mediante características intrínsecas da segunda etapa experimental.

O crescimento de microalgas é de fato proporcional à remoção de contaminantes, particularmente carbono orgânico, nitrogênio e fósforo (FALLAHI *et al.*, 2021; YAAKOB *et al.*, 2021; FAN *et al.*, 2021). O estudo de Esteves *et al.* (2022) fornece uma aplicação prática desses achados, mostrando o crescimento bem-sucedido de *C. vulgaris* em efluente de aquicultura e sua eficiente remoção de nitrogênio e fósforo. Pandey, Srivastava e Kumar (2020) destaca o rendimento máximo de biomassa algal e a produtividade lipídica foram observados como 2,44 g.L⁻¹ e 77,41 mg.L⁻¹ no primeiro dia de realimentação, respectivamente.

Pesquisas sobre o uso de microalgas no tratamento de águas residuais de laticínios têm mostrado resultados promissores. Daneshvar *et al.* (2019) descobriram que dois ciclos de cultivo de microalgas em águas residuais de leite resultaram em um peso seco de 0,36-0,65 g.L⁻¹. Kumar *et al.* (2019) relatou que o uso de uma cepa específica de microalgas em águas residuais de laticínios levou a um aumento significativo na produtividade da biomassa de algas, com um teor de lipídios de 33,40%. Hemalatha *et al.* (2019) integraram o tratamento de microalgas com a produção de bioetanol, alcançando uma remoção de 90% de carbono orgânico e uma concentração máxima de biomassa de 1,4 g.L⁻¹. Outrossim, a pesquisa de Ding *et al.* (2015) demonstrou a viabilidade de cultivar microalgas em águas residuais de fazendas leiteiras, com uma diluição de 5 vezes, produzindo um peso seco de 0,86 g.L⁻¹ e remoção efetiva de nutrientes. Desse modo, é possível observar a noção de que o crescimento de microalgas está

de fato ligado à remoção de contaminantes, particularmente carbono orgânico, nitrogênio e fósforo.

Figura 15 – Peso seco celular no tratamento de soro do leite em função da taxa de reposição volumétrica para C_{M1} em a), C_{M2} em b), C_{MF1} em c) e C_{FM2} em d).



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A importância do peso celular após a realimentação em um processo de remoção de poluentes utilizando microalgas é ressaltada por diversos estudos. Pacheco *et al.* (2019) e Saranya e Shanthakumar (2020) destacam o papel das microalgas na biorremediação de efluentes, com Pacheco *et al.* (2019) enfatizando o impacto da adição de CO_2 no crescimento de microalgas e os autores explorando o efeito das condições de cultura no rendimento de biomassa.

O estudo de Spain, Plöhn e Funk (2021) sublinharam ainda a importância das microalgas na remoção de metais pesados, particularmente através do processo de bioissorção facilitado pela parede celular. Ademais, Almomani *et al.* (2019) acrescentaram a isto discutindo o potencial das microalgas na remoção de CO_2 e na absorção de nutrientes oriundos de efluentes, enfatizando a necessidade de condições ideais para maximizar o seu desempenho. É, portanto, notório destacar que essas pesquisas enfatizam a importância do peso celular na eficiência dos processos de remoção de poluentes baseados em microalgas.

5.2.5 Avaliação do pH

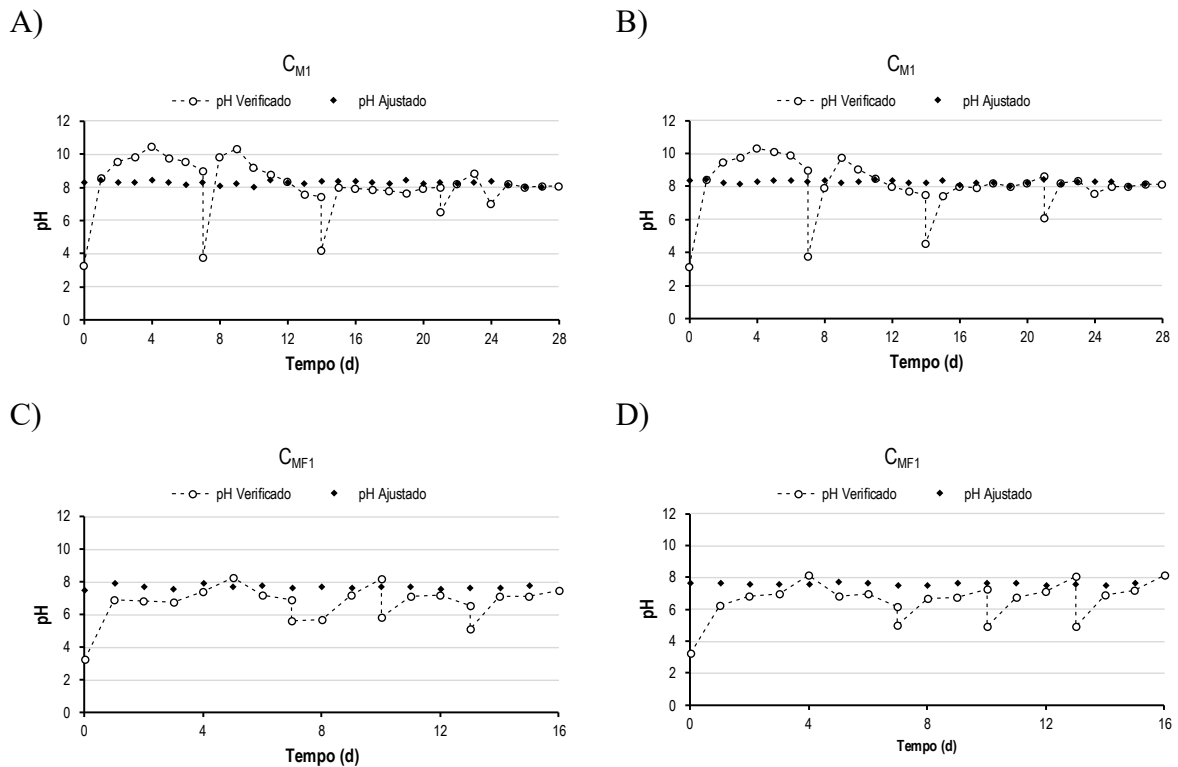
Observando a representação gráfica de pH (**Figura 16**), é evidente a imperatividade de regular o pH ao longo das duas fases experimentais do procedimento. A regulação do pH durante a etapa de tratamento do soro revela-se fundamental em virtude de sua influência na atividade dos microrganismos e no desempenho global do processo. Ademais, as microalgas preferem valores de pH entre 7,5-10 durante o processo de tratamento do soro (MARAZZI *et al.* 2020).

Yu *et al.* (2022) descobriram que o controle de pH influenciou significativamente a remoção de nutrientes e o crescimento de microalgas, com a maior remoção e crescimento ocorrendo em um pH de 7-8. Isso foi apoiado por Khalaji *et al.* (2021), que observaram que diferentes níveis de pH afetaram a remoção de nutrientes e o crescimento de microalgas em águas residuais de leite. Os trabalhos de Biswas *et al.* (2021) e Costa, Cruz e Da Rosa (2021) destacaram o potencial das microalgas no tratamento de efluentes lácteos, com Biswas *et al.* (2021) observando especificamente a redução drástica no teor de nutrientes e DQO.

Treu *et al.*, (2019) constataram que taxas estáveis de produção de metano foram alcançadas quando os níveis de pH foram mantidos acima de 7,0 durante a digestão anaeróbia do soro de queijo. Da mesma forma, Marazzi *et al.* (2020) observaram uma sinergia entre microalgas e bactérias no tratamento de efluentes do processamento do soro de leite, sendo o crescimento das microalgas e a remoção de nutrientes influenciados pelo pH.

O estudo realizado por Yu *et al.* (2022) enfatizou ainda a importância do controle do pH no cultivo de microalgas, pois afetou significativamente a remoção de nutrientes e o crescimento de microalgas. Rincón-Pérez *et al.* (2021) também destacaram o papel do pH na produção de metano, com maiores teores de metano e taxas de produção observadas em pH alcalino durante a co-digestão anaeróbia da biomassa microalgal e do soro de queijo. Esses parâmetros reforçam coletivamente a necessidade de controle do pH no processo de tratamento do soro para otimizar a atividade microbiana e a eficiência do processo.

Figura 16 – pH durante o tratamento de soro do leite C_{M1} e C_{MF1} em função da taxa de reposição volumétrica. A) 40 %, B) 60% referentes à etapa 1 experimental, e C) 40%, D) 60% à etapa 2 experimental.



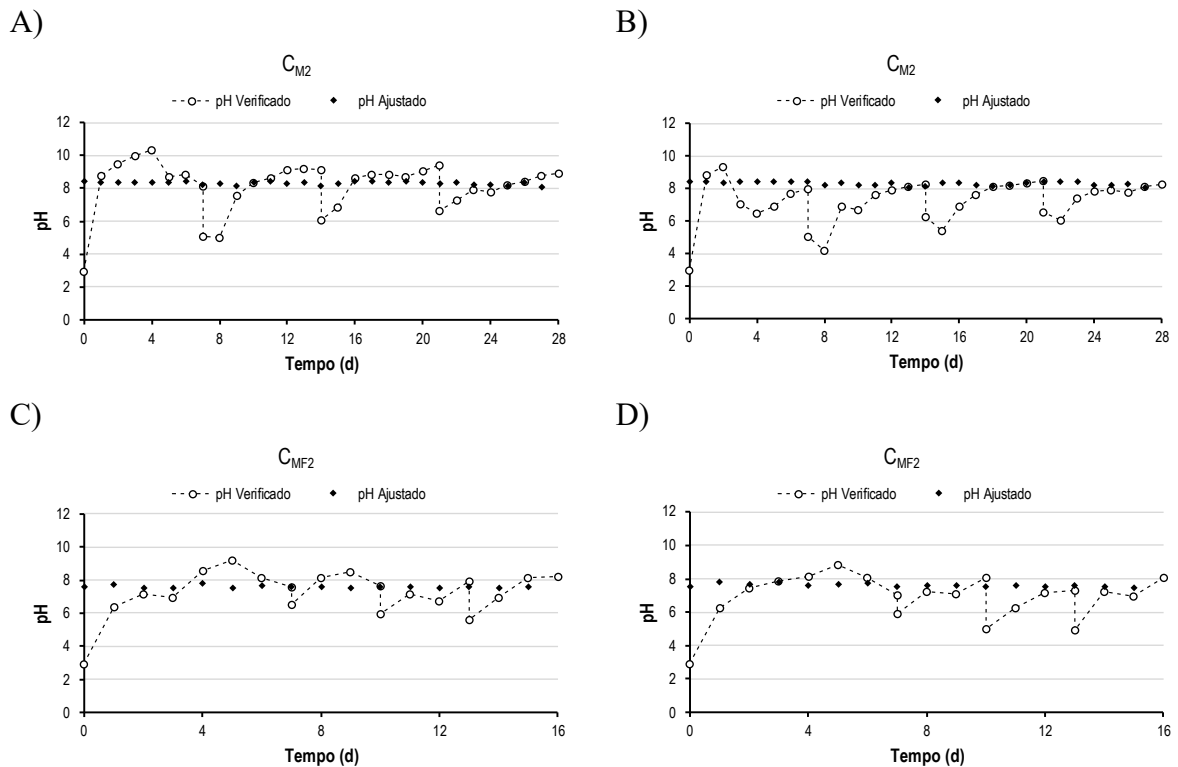
Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Nota-se que para o tratamento de soro do leite a C_{M1} e C_{MF1} sob realimentações de 40 e 60%, o pH corrigido variou entre 8,06 e 8,19. Todavia, a fase inicial de decomposição da matéria orgânica, impulsionada por bactérias e fungos, é acidogênica, levando a uma queda no pH que pode comprometer a viabilidade celular (MAGYAR *et al.*, 2021). Essa queda no pH também pode afetar o desenvolvimento de organismos acidogênicos e metanogênicos, impactando na eficiência da degradação de substâncias orgânicas (ARUNA, SIVARAMAN e ASHA, 2020).

No entanto, a biomassa de microalgas pode atuar como substrato para a fermentação, influenciando a concentração de nutrientes nas águas residuais (MAGYAR *et al.*, 2021). O nível de pH tem um impacto significativo no desempenho de reatores anaeróbios, com pH baixo reduzindo a eficiência de remoção de DQO (ARUNA, SIVARAMAN e ASHA, 2020). Na degradação de micropoluentes orgânicos, a acidogênese é um passo fundamental, com organismos acidogênicos desempenhando um papel importante (CARNEIRO *et al.*, 2020).

De maneira análoga, a **Figura 17** destaca o pH corrigido mediante as condições de análise do tratamento do soro de leite a C_{M2} e C_{MF2} . Desse modo, a **Figura 17A e B** vislumbra um ajuste de pH em torno de 8,09 – 8,12 enquanto na **Figura 17C e D** estabiliza-se em 7,84.

Figura 17 – pH durante o tratamento de soro do leite C_{M2} e C_{MF2} em função da taxa de reposição volumétrica. A) 40 %, B) 60% referentes à etapa 1 experimental, e C) 40%, D) 60% à etapa 2 experimental.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Ao comparar os resultados, observou-se que no processo conduzido em reator aberto, utilizando C_{M2} de soro do leite com uma Taxa de Renovação Volumétrica (TRV) de 40%, há uma tendência de elevação do pH. Este fenômeno sugere uma possível influência da estabilização da concentração de microalgas em relação à presença de outros microrganismos, resultando na formação de ácidos. O pH do meio de cultura foi ajustado para otimizar as condições de crescimento, variando conforme a presença exclusiva de microalga ou a co-cultivo com fungo. Na presença apenas de microalga, a faixa de pH ideal foi estabelecida entre 8 e 8,5, considerada propícia para o desenvolvimento dessa espécie. Por outro lado, na co-inoculação de microalga e fungo, a faixa ótima de pH foi identificada entre 7,5 e 8.

Esses ajustes visam proporcionar ambientes propícios para o crescimento e interação das espécies inoculadas. Pesquisas sobre a produção de íons H^+ a partir do soro de leite mostraram que um aumento lento na temperatura e na taxa de carga orgânica pode aumentar significativamente a produtividade de hidrogênio (LOVATO *et al.*, 2021). Isso é consistente com a constatação de que uma diminuição no tempo de retenção hidráulica também pode aumentar a produção de hidrogênio, com um aumento correspondente no pH (MARQUES *et al.*, 2019). No entanto, a estabilidade do processo pode ser um desafio, como visto no instável

processo de digestão anaeróbia em condições termofílicas (TREU *et al.*, 2019). O uso da fermentação lactato de cultura mista de soro de queijo também tem sido explorado, com os melhores resultados alcançados quando o tempo de retenção hidráulica foi ajustado para 2 dias (LUONGO *et al.*, 2019).

Além do mais, é evidente destacar que um maior tempo de realimentação ocasionou um valor de pH corrigido rumo a uma leve basicidade no médio, principalmente considerando a avaliação dos dados da primeira etapa (**Figura 17A e B**). Este comportamento pH-dinâmico alinhado com a concentração diferenciada de organismos no sistema corrobora com achados prévios na literatura (SANTOS, 2022).

Nessa perspectiva, no tocante ao pH, constata-se que a microalga manifesta uma elevação do pH, ao passo que o fungo promove sua diminuição. Dessa forma, a simbiose entre esses organismos demonstra-se eficaz na mitigação de flutuações abruptas no pH, como é observado na **Figura 17C e D**. A pesquisa de Mendez *et al.* (2023) enfatizou a necessidade de compreensão dos parâmetros operacionais em biorreatores, ponto relevante para a elevação de pH observada no processo de reator aberto. Bettera *et al.* (2023) discutiram a presença e abundância de bactérias ácido-lácticas no leite cru, o que poderia potencialmente influenciar o pH no reator.

6 CONCLUSÃO

Diante dos dados apresentados, é incontestável que a simbiose entre fungo e microalga se revela como uma estratégia promissora para a eficiente remoção de componentes recalcitrantes no soro do leite, notadamente fosfatos, nitrogênio e DQO. O estudo abordou minuciosamente as dinâmicas inter-relacionadas entre esses organismos, evidenciando os efeitos resultantes nas propriedades físico-químicas do meio. Diante disso, a aplicação de estratégias para otimização do processo de tratamento de soro do leite em reator aberto por microalgas em sistema semicontínuo revelou resultados promissores no que diz respeito à degradação de fósforo, nitrogênio e DQO nos efluentes C_{M1} , C_{M2} , C_{MF1} e C_{MF2} .

A análise da DQO reforça a resiliência do processo na redução da carga orgânica, enfatizando sua efetividade como medida de tratamento. Os resultados sugerem a implementação de estratégias otimizadas, com destaque para o uso de microalgas em reatores abertos, como abordagem de alto potencial para o tratamento sustentável do soro.

A degradação de fosfatos foi especialmente notável na segunda etapa de análise ao desdobrar a inoculação do fungo e o processo de aeração, destacando a capacidade do sistema em reduzir a carga de fósforo no soro do leite. Da mesma forma, os resultados indicam uma eficiente remoção de nitrogênio, contribuindo para a mitigação de impactos ambientais associados ao descarte inadequado de resíduos lácteos. Além disso, a análise da DQO evidencia a efetividade do processo na redução da carga orgânica, indicando um tratamento robusto do soro do leite. do leite.

É crucial ressaltar que, mesmo com a inoculação inicial de microalga *Tetrademus obliquus*, a presença subsequente do fungo *Cunninghamella echinulata* inevitavelmente suscita a contaminação por outros microrganismos, conferindo nuances práticas à interpretação dos resultados. A segunda fase do sistema, com a introdução do fungo e aeração, destacou resultados promissores, especialmente na degradação de fosfatos, nitrogênio e DQO em carga orgânica de C_{FM1} e C_{FM2} . A eficácia do sistema na redução da carga de fósforo no soro do leite foi mais pronunciada na segunda fase, indicando que a introdução do fungo e o emprego concomitante de aeração potencializam os resultados.

A análise da variação de pH revelou um equilíbrio sustentado pela simbiose, atenuando flutuações ácido-base no sistema. A co-inoculação de microalga e fungo demonstrou uma faixa ideal de pH entre 7,5 e 8, contrastando com a faixa ótima de 8 a 8,5 quando a inoculação era exclusivamente de microalga. O incremento da biomassa mostrou uma correlação positiva com

a eficiência na redução de poluentes, indicando uma relação intrínseca entre o crescimento dos organismos simbióticos e a eficácia do processo de remoção.

Diante desse contexto, a avaliação de parâmetros específicos desempenha um papel fundamental, pois é essencial considerar fatores como a remoção de poluentes, a qualidade do efluente tratado e a conformidade com a legislação ambiental. Assim, este estudo não apenas proporciona uma visão detalhada do desempenho do sistema, mas também contribui para o fornecimento de informações que colaboram para a otimização contínua do processo de tratamento proposto. Em suma, os desdobramentos desta pesquisa oferecem uma visão aprofundada das implicações práticas e potencialidades decorrentes da aplicação dessas estratégias otimizadas. No entanto, ressalta-se a necessidade imperativa de controle rigoroso do pH nas fases iniciais, visando favorecer o desenvolvimento das microalgas e mitigar a interferência de bactérias e fungos ambientais, elementos cruciais para preservar a eficácia do processo de tratamento.

REFERÊNCIAS

- ABDELFATTAH, A.; ALI, S. S.; RAMADAN, H.; EL-ASWAR, E. I.; ELTAWAB, R.; HO, S.-H.; ELSAMAHY, T. LI, S.; EL-SHEEKH, M. M.; SCHAGERL, M.; KORNAROS, M. e SUN, J. Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. **Environmental Science and Ecotechnology**. Vol. 13, n. 100205. 2023.
- ABREU, A. P.; MORAIS, R. C.; TEIXEIRA, J. A. e NUNES, J. A comparison between microalgal autotrophic growth and metabolite accumulation with heterotrophic, mixotrophic and photoheterotrophic cultivation modes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 159, n. 112247. 2022.
- ACIÉN, F. G.; GÓMEZ-SERRANO, C. e FERNÁNDEZ-SEVILLA, J. M. Recovery of Nutrients From Wastewaters Using Microalgae. **Frontiers in Sustainable Food Systems**. Vol. 2, n. 59. 2018.
- ACIÉN, F. G.; MOLINA, E.; REIS, A; TORZILLO, G.; ZITTELLI, G. C.; SEPÚLVEDA, C. e MASOJÍDEK, J. Photobioreactors for the production of microalgae. In: *In: GONZALEZ-FERNANDEZ, C. e MUÑOZ, R. Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts*. Woodhead Publishing. P. 1-44. 2017.
- AFIFAH, A. S.; SURYAWAN, I. W. K. e SARWONO, A. Microalgae production using photo-bioreactor with intermittent aeration for municipal wastewater substrate and nutrient removal. **Communications in Science and Technology**. Vol. 5, p. 107-111. 2020.
- AHMAD, I.; ABDULLAH, N.; KOJI, I.; YUZIR, A. e MUHAMMAD, S. E. Evolution of Photobioreactors: a review based on microalgal perspective. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. Vol. 1142, n. 012004. 2021.
- AHMAD, T.; AADIL, R. M.; AHMED, H.; RAHMAN, U.; SOARES, B. C. V.; SOUZA, S. L. Q.; PIMENTEL, T. C. HUGO SCUDINO, H.; GUIMARÃES, J. T.; ESMERINO, E. A.; FREITAS, M. Q.; ALMADA, R. B.; VENDRAMEL, S. M. R.; SILVA, M. C. e CRUZ, A. G. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**. Vol 88, p. 361-372. 2019.
- AHMED, S. F.; MOFIJUR, M.; PARISA, T. A.; ISLAM, N.; KUSUMO, F.; INAYAT, A.; LE, V. G.; BADRUDDIN, I. A.; KHAN, T. M. Y. e ONG, H. C. Progress and challenges of contaminate removal from wastewater using microalgae biomass. **Chemosphere**. Vol. 286, n. 131656. 2022.
- AIDA, T. K.; NONAKA, T.; FUKUDA, S.; KUJIRAOKA, H.; KUMAGAI, Y.; MARUTA, R.; OTA, M.; SUZUKI, I.; WATANABE, M. M.; INOMATA, H. e RICHARD LEE SMITH, R. L. Nutrient recovery from municipal sludge for microalgae cultivation with two-step hydrothermal liquefaction. **Algal Research**. Vol. 18, p. 61-68. 2016.
- AKGUL, F. e AKGUL, R. Combined effect of nitrogen and phosphorus on growth and biochemical composition of *Tetrademus obliquus* (Turpin) M.J. Wynne. **International Journal of Secondary Metabolite**. Vol. 9, p. 525-537. 2022.
- ALI, S.; PETER, A. P.; CHEW, K. W.; MUNAWAROH, H. S. H.; SHOW, P. L. Resource recovery from industrial effluents through the cultivation of microalgae: A review. **Bioresource Technology**. Vol. 337, n. 125461. 2021.

- ALIYU, A.; LEE, J. G. M. e HARVEY A. P. Microalgae for biofuels via thermochemical conversion processes: A review of cultivation, harvesting and drying processes, and the associated opportunities for integrated production. *Bioresource Technology Reports*. Vol. 14, n. 100676. 2021.
- AL-JABRI, H.; DAS, P.; KHAN, S.; THAHER, M. e ABDULQUADIR, M. Treatment of Wastewaters by Microalgae and the Potential Applications of the Produced Biomass - A Review. *Water*. Vol. 13, n. 27. 2020.
- ALMOMANI, F.; AL KETIFE, A.; SIMON JUDD, S.; SHURAIR, M.; BHOSALE, R. R.; ZNAD, H e TAWALBEH, M. Impact of CO₂ concentration and ambient conditions on microalgal growth and nutrient removal from wastewater by a photobioreactor. *Science of the Total Environment*. Vol. 662, p. 662-671. 2019.
- ÁLVAREZ-CAO, M. E.; BECERRA, M. e GONZÁLEZ-SISO, M. I. Biovalorization of cheese whey and molasses wastes to galactosidases by recombinant yeasts. *Biovalorisation of Wastes to Renewable Chemicals and Biofuels*. P. 149–161. 2020.
- ANITHA, M.; KAMARUDIN, S. K. e KOFLI, N. T. The potential of glycerol as a valueadded commodity. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 295, p. 119-130. 2016.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 23rd ed.; American Public Health Association: Washington, DC, USA, 2017.
- ARORA, N.; PATEL, A.; MEHTANI, J.; PRUTHI, P. A.; PRUTHI, V. e POLURI, K. M. Co-culturing of oleaginous microalgae and yeast: paradigm shift towards enhanced lipid productivity. *Environmental Science and Pollution Research*. Vol. 26, p. 16952-16973. 2019.
- ARUNA, C.; SIVARAMAN, N. e ASHA, B. The role of pH in the degradation of organic substances of institutional wastewater in a compartmentalized anaerobic migrating blanket reactor. *Desalination and Water Treatment*. Vol. 196, p. 439-446. 2020.
- BAIEE, M. A. e SALMAN, J. M. Effect of phosphorus concentration and light intensity on protein content of microalga *Chlorella vulgaris*. *Mesopotamia Environmental Journal*. Vol. 2, p. 75-86. 2016.
- BANI, A.; FERNANDEZ, F. G. A.; D'IMPORZANO, G.; PARATI, K. e ADANI, F. Influence of photobioreactor set-up on the survival of microalgae inoculum. *Bioresource Technology*. Vol. 320, Parte B, n. 124408. 2021.
- BARBA, F. J. An Integrated Approach for the Valorization of Cheese Whey. *Foods*. Vol. 10, n. 564. 2021.
- BAROUDI, M.; KABBOUT, R.; BAKKOUR, H.; DABBOUSSI, F.; TAHA, S. e HALWANI, J. Characterization, Physicochemical and Biological Treatment of Sweet Whey (Major Pollutant in Dairy Effluent). *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*. Vol. 9, p. 11-15. 2012.
- BARUKČIĆ, I.; JAKOPOVIĆ, K.L.; HERCEG, Z.; KARLOVIĆ, S. E BOŽANIĆ, R. Influence of high intensity ultrasound on microbial reduction, physico-chemical characteristics and fermentation of sweet whey. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*. Vol. 27, p. 94-101. 2015.
- BENNER, P.; MEIER, L.; PFEFER, A.; KRÜGER, K.; VARGAS, J. E. O. E WEUSTER-BOTZ, D. Lab-scale photobioreactor systems: principles, applications, and scalability. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. Vol. 45, p. 791-813. 2022.

- BENTAHAR, J. e DESCHÊNES, J. Media optimization design towards maximizing biomass production of *Tetrademus obliquus* under mixotrophic conditions. **Bioresource Technology Reports**. Vol. 17, n. 100885. 2022.
- BENTAHAR, J.; DOYEN, A.; BEAULIEU, L. e DESCHÊNES, J. Acid whey permeate: An alternative growth medium for microalgae *Tetrademus obliquus* and production β -galactosidase. **Algal Research**. Vol. 41, n. 101559. 2019.
- BETTERA, L.; LEVANTE, A.; BANCALARI, E.; BOTTARI, B. e GATTI, M. Lactic acid bacteria in cow raw milk for cheese production: Which and how many?. **Frontiers in Microbiology**. Vol. 13, n. 1092224. 2023.
- BISWAS, T.; BHUSHAN, S.; PRAJAPATI, S. K. e CHAUDHURI, S. R. An eco-friendly strategy for dairy wastewater remediation with high lipid microalgae-bacterial biomass production. **Journal of Environmental Management**. Vol. 286, n. 112196. 2021.
- BOSCO, F.; CARLETTO, R. A. e MARMO, L. An integrated cheese whey valorization process. **Chemical Engineering Transactions**. Vol. 64, p. 379-384. 2018.
- BRANDELLI, A.; DAROIT, D. J. e CORRÊA, A. P. F. Whey as a source of peptides with remarkable biological activities. **Food Research International**. Vol.73, p.149-61. 2015.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº. 76 de 26 de novembro 2018. **Aprova o Regulamento Técnico de Produção, Identidade e Qualidade do Leite Cru Refrigerado, Leite Pasteurizado e o Leite pasteurizado tipo A**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. 2018a.
- BRASIL. Ministério da agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 77 de 26 de novembro de 2018. **Ficam Estabelecidos os Critérios e Procedimentos Para Produção Acondicionamento, Conservação, Transporte, Seleção e Recepção do Leite Cru em Estabelecimentos Registrados no Serviço de Inspeção Oficial**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. 2018b.
- BULKAN, G.; FERREIRA, J. A. e TAHERZADEH, M. J. Removal of organic micro-pollutants using filamentous fungi. **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Elsevier, p. 363-395. 2020.
- CAPRIO, F.; TOCCA, G. P.; STOLLER, M.; PAGNANELLI, F. e ALTIMARI, P. Control of bacterial contamination in microalgae cultures integrated with wastewater treatment by applying feast and famine conditions. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 10, n. 108262. 2022.
- CARNEIRO, R. B.; GONZALEZ-GIL, L.; LONDOÑO, Y. A.; ZAIAT, M.; CARBALLA, M. e LEMA, J. M. Acidogenesis is a key step in the anaerobic biotransformation of organic micropollutants. **Journal of Hazardous Materials**. Vol. 389, n. 121888. 2020.
- CARTER, B.; DIMARZO, L.; PRANATA, J.; BARBANO, D. M. e DRAKE, M. Determination of the efficiency of removal of whey protein from sweet whey with ceramic microfiltration membranes. **Journal of Dairy Science**. Vol. 104, p. 7534-7543. 2021.
- CASTILLO, T.; RAMOS, D.; GARCÍA-BELTRÁN, T.; BITRO-BAZAN, M. e GALINDO, E. Mixotrophic cultivation of microalgae: An alternative to produce high-value metabolites. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 176, n. 108183. 2021.

- CHEN, C.-Y.; ZHAO, X.-Q.; YEN, H.-W.; HO, S.-H.; CHENG, C.-L.; LEE, D.-J.; BAI, F.-W e CHANG, J.-S. Microalgae-based carbohydrates for biofuel production. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 78, p. 1–10. 2013.
- CHENG, P.; CHEN, D.; LIU, W.; COBB, K.; ZHOU, N.; LIU, Y.; LIU, H.; WANG, Q.; CHEN, P.; ZHOU, e RUAN, R. Auto-flocculation microalgae species *Tribonema sp.* and *Synechocystis sp.* with T-IPL pretreatment to improve swine wastewater nutrient removal. **Science of the Total Environment**. Vol. 725, n. 138263. 2020.
- CHOI, H.-J. Parametric study of brewery wastewater effluent treatment using *Chlorella vulgaris* microalgae. **Environmental Engineering Research**. Vol. 21, p. 401-408. 2016a.
- CHOI, H.-J. Dairy wastewater treatment using microalgae for potential biodiesel application. **Environmental Engineering Research**. Vol. 21, p. 393-400. 2016b.
- CHRONOPOULOU, L.; BOSCO, C. D.; CAPRIO, F.; PROSINI, L.; GENTILI, A.; PAGNANELLI, F. e PALOCCI, C. Extraction of Carotenoids and Fat-Soluble Vitamins from *Tetrademus Obliquus* Microalgae: An Optimized Approach by Using Supercritical CO₂. **Molecules**. Vol. 24, n. 2581. 2019.
- CHU, R.; LI, S.; ZHU, L.; YIN, Z.; HU, D.; LIU, C. e MO, F. A review on co-cultivation of microalgae with filamentous fungi: Efficient harvesting, wastewater treatment and biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 139, n. 110689. 2021.
- CHWIALKOWSKA, J.; DUBER, A.; ZAGRODNIK, R.; WALKIEWICZ, F.; ŁĘŻYK, M. e OLESKOWICKZ-POPIEL, P. Caproic acid production from acid whey via open culture fermentation: evaluation of the role of electron donors and downstream processing. **Bioresource Technology**. Vol. 279, p.74-83. 2019.
- COSTA, J. A. V.; CRUZ, C. G. e DA ROSA, A. P. C. Insights into the technology utilized to cultivate microalgae in dairy effluents. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**. Vol. 35, n. 102106. 2021.
- COSTA, J. A. V.; FREITAS, B. C. B.; SANTOS, T. D.; MITCHELL, B. G. e MORAIS, M. G. Open pond systems for microalgal culture. *In*: PANDEY, A.; CHANG, J.-S.; SOCCOL, C. R.; LEE, D.-J. e CHISTI, Y. **Biofuels from Algae**. Elsevier. 2. ed., p. 199-223. 2019.
- DALECKA, B.; JUHNA, T. e RAJARAO, G. K. Constructive use of filamentous fungi to remove pharmaceutical substances from wastewater. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 33, n. 100992. 2020.
- DANESHVAR, E.; ZARRINMEHR, M. J.; KOUTRA, E.; KORNAROS, M.; FARHADIAN, O. e BHATNAGAR, A. Sequential cultivation of microalgae in raw and recycled dairy wastewater: Microalgal growth, wastewater treatment and biochemical composition. **Bioresource Technology**. Vol. 273, p. 556-564. 2019.
- DĘBOWSKI, M.; KORZENIEWSKA, E.; KAZIMIEROWICZ, J. e ZIELIŃSKI, M. Efficiency of sweet whey fermentation with psychrophilic methanogens. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 28, p. 49314-49323. 2021.
- DING, J.; ZHAO, F.; CAO, Y.; XING, L.; LIU, W.; MEI, S. e LI, S. Cultivation of Microalgae in Dairy Farm Wastewater without Sterilization. **International Journal of Phytoremediation**. Vol. 17, p. 222-227. 2015.

- DINIZ, G. S.; SILVA, A. F.; ARAÚJO, O. Q. F. e CHALOUB, R. M. The potential of microalgal biomass production for biotechnological purposes using wastewater resources. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 821-832. 2017.
- DRENKOVA-TUHTAN, A.; SCHNEIDER, M.; FRANZREBM, M.; MEYER, C.; GELLERMANN, C.; SEXTL, G.; MANDEL, K. e STEINMETZ, H. Pilot-scale removal and recovery of dissolved phosphate from secondary wastewater effluents with reusable ZnFeZr adsorbent @ Fe₃O₄/SiO₂ particles with magnetic harvesting. **Water Research**. Vol. 109, p. 77-87. 2017.
- DUSENGEMUNGU, L.; KASALI, G.; GWANAMA, C. e OUMA, K. O. Recent Advances in Biosorption of Copper and Cobalt by Filamentous Fungi. **Frontiers in Microbiology**. Vol. 11, n. 582016. 2020.
- ELIA, S.; STYLIANOU, M. e AGAPIOU, A. Combined EC/EO processes for treating goat cheese whey wastewater. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**. Vol. 32, n. 100963. 2023.
- ELLEUCH, L.; SALEM-BERRABAH, O. B.; CHERNI, Y.; SGHAIER-HAMMAMI, B.; KASMI, M.; BOTTA, C.; OUERGHI, I.; FRANCIOSA, I.; COCOLIN, L.; TRABELSI, T. e CHATTI, A. A new practical approach for the biological treatment of a mixture of cheese whey and white wastewaters using Kefir grains. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 27, p. 33127–33139. 2020.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **O Mercado Consumidor de Leite e Derivados**. Juiz de Fora – MG, 2019.
- ESCALANTE, H.; CASTRO, L.; AMAYA, M. P.; JAIMES, L. e JAIMES-ESTÉVEZ, J. Anaerobic digestion of cheese whey: Energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. **Waste Management**. Vol. 71, p. 711-718. 2018.
- ESCAPA, C.; COIMBRA, R. N.; PANIAGUA, S.; GARCÍA, A. I. e OTERO, M. Comparison of the culture and harvesting of *Chorella vulgaris* and *Tetradismus obliquus* for the removal of pharmaceuticals from water. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 1179 -1193. 2017.
- ESTEVEZ, A. F.; SOARES, S. M.; SALGADO, E. M.; BOAVENTURA, R. A. R. e PIRES, J. C. M. Microalgal Growth in Aquaculture Effluent: Coupling Biomass Valorisation with Nutrients Removal. **Applied Sciences**. Vol. 12, n. 24. 2022.
- EU – European Union. Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). 1991.
- FALLAHI, A.; REZVANI, F.; ASGHARNEJAD, H.; NAZLOO, E. K.; HAJINAJAF, N e HIGGINS, B. Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review. **Chemosphere**. Vol. 272, n. 129878. 2021.
- FAN, S.; JI, B.; HASAN, H. A.; FAN, J.; GUO, S.; WANG, J. e YUAN, J. Microalgal–bacterial granular sludge process for non-aerated aquaculture wastewater treatment. **Bioprocess and Biosystems engineering**. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. Vol. 44, p. 1733-1739, 2021.
- FAO - Food and Agriculture Organization. Dairy Market Review: Emerging trends and outlook 2022. Roma, 2022.

- FAO - Food and Agriculture Organization. Environmental performance of large ruminant supply chains: Guidelines for assessment. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. Roma, 2016.
- FAO - Food and Agriculture Organization. Food Outlook – Biannual Report on Global Food Markets. Food Outlook. Roma, 2023.
- FERNÁNDEZ, F. G. A.; SEVILLA, J. M. F. e GRIMA, E. M. Costs analysis of microalgae production. *In*: PANDEY, A.; CHANG, J.-S. SOCCOL, C. R.; LEE, D.-J. e CHISTI, Y. **Biofuels from Algae**. Elsevier. 2. ed., p. 551-566. 2019.
- FERREIRA, J. A.; VARJANI, S. e TAHERZADEH, M. J. A critical review on the ubiquitous role of filamentous fungi in pollution mitigation. **Current Pollution Reports**. Vol. 6, n. 4, p. 295-309. 2020.
- FERREIRA, M. V. S.; CAPPATO, L. P.; SILVA, R.; ROCHA, R. S.; NETO, R. P. C.; TAVARES, M. I. B.; ESMERINO, E. A.; FREITAS, M. Q.; BISSAGIO, R. C.; RANADHEERA, S.; RAICES, R. S. L.; SILVA, M. C. e CRUZ, A. G. Processing raspberry-flavored whey drink using ohmic heating: physical, thermal and microstructural considerations. **Food Research International**. Vol. 123, p. 20-26. 2019.
- FITO, J. e ALEMU, K. Microalgae–bacteria consortium treatment technology for municipal wastewater management. **Nanotechnology for Environmental Engineering**. Vol. 4, n. 4. 2019.
- FONTOURA, J.T.; ROLIM, G.S.; FARENZENA, M. e GUTTERRES, M. Influence of light intensity and tannery wastewater concentration on biomass production and nutrient removal by microalgae *Scenedesmus sp.* **Process Safety and Environmental Protection**. Vol. 111, p.355-362. 2017.
- FURLAN, B. J.; SILVA, P. A. S.; LIRA, G. S.; SEVERO, I. A.; GONÇALVES, R. S. R.; MARTINS, L. S.; VARGAS, J. V. C. e MARIANO, A. B. Imobilização de *Tetrademus obliquus* em matriz de alginato para biorremediação de efluentes. *In*: SEVERO, I. A.; NASCIMENTO, T. C. e FAGUNDES, M. B. **Microalgas: potenciais aplicações e desafios**. Mérida Publishers. P. 170-184. 2021a.
- FURLAN, B. J.; ZATTA, P. H. S.; ANTEZANA, V. C. P.; MARTINS, L. S. e MARIANO, A. B. Estudo do crescimento de microalgas em meio de cultivo CHU e dejetos suínos. **Meio Ambiente, Sustentabilidade e Tecnologia**. Vol. 6, p. 205-211. 2021b.
- GAJENDRAGADKAR, C. N. e GOGATE, P. R. Intensified recovery of valuable products from whey by use of ultrasound in processing steps: a review. **Ultrasonics Sonochemistry**. Vol. 32, p. 102-118. 2016.
- GALARZA, J. I.; GIMPEL, J. A.; ROJAS, V.; ARREDONDO-VEGA, B. O. e HENRÍQUEZ, V. Over-accumulation of astaxanthin in *Haematococcus pluvialis* through chloroplast genetic engineering. **Algal Research**. Vol. 31, p. 291-297. 2018.
- GAO, S.; HU, C.; SUN, S.; XU, J.; ZHAO, Y. e ZHANG, H. Performance of piggery wastewater treatment and biogas upgrading by three microalgal cultivation technologies under different initial COD concentration. **Energy**. Vol. 165, p. 360-369. 2018.
- GARRIDO-CARDENAS, J. A.; MANZANO-AGUGLIARO, F.; ACIEN-FERNANDEZ, F. G. e MOLINA-GRIMA, E. Microalgae research worldwide. **Algal Research**. Vol. 35, p. 50-60. 2018.

- GHIMIRE, A.; KUMAR, G.; SIVAGURUNATHAN, P.; SHOBANA, S.; SARATALE, G. D.; KIM, H. W.; LUONGO, V.; ESPOSITO, G. e MUNOZ, R. Bio-hythane production from microalgae biomass: Key challenges and potential opportunities for algal bio-refineries. **Bioresource Technology**. Vol. 241, p. 525–536, 2017.
- GHOSH, S.; RUSYN, I.; DMYTRUK, O. V.; DMYTRUK, K. V.; ONYEAKA, H.; GRYZENHOUT, M. e GAFFOROV, Y. Filamentous fungi for sustainable remediation of pharmaceutical compounds, heavy metal and oil hydrocarbons. **Bioengineering and Biotechnology**. Vol. 11, n. 1106973. 2023.
- GODINI, K.; AZARIAN, G.; KIMIAEI, A.; DRAGOI, E. N. e CURTEANU, S. Modeling of a real industrial wastewater treatment plant based on aerated lagoon using a neuro-evolutive technique. **Process Safety and Environmental Protection**. Vol. 148, p. 114–124. 2020.
- GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, L. M. e DE-BASHAN, L. E. Toward the enhancement of microalgal metabolite production through microalgae–bacteria consortia. **Biology**. Vol. 10, p. 282. 2021.
- GRANDCLÉMENT, C.; SEYSSIECQ, I.; PIRAM, A.; WONG-WAH-CHUNG, P.; VANOT, G.; TILIACOS, N.; ROCHE, N e DOUMENQ, P. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: A review. **Water Research**. Vol. 111, p. 297–317. 2017.
- GUO, G.; CAO, W.; SUN, S.; ZHAO, Y. e HU, C. Nutrient removal and biogas upgrading by integrating fungal–microalgal cultivation with anaerobically digested swine wastewater treatment. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 2857-2866. 2017.
- HAMDANI, A.; MOUNTADAR, M. e ASSOBHEI, O. Simultaneous nitrate and organic matter removal from a dairy effluent by biodenitrification. **Revue des Sciences de l'Eau**. Vol. 31, p. 97-107. 2018.
- HE, Q.; YANG, H.; WU, L. e HU, C. Effect of light intensity on physiological changes, carbon allocation and neutral lipid accumulation in oleaginous microalgae. **Bioresource Technology**. Vol. 191, p. 219–228. 2015.
- HEMALATHA, M.; SRAVAN, J. S.; MIN, B. e MOHAN, S. V. Microalgae-biorefinery with cascading resource recovery design associated to dairy wastewater treatment. **Bioresource Technology**. Vol. 284, p. 424-429. 2019.
- HESNI, M. A.; HEDAYATI, A.; QADERMARZI, A.; POULADI, M.; ZANGIABADI, S. e NAQSHBANDI, N. Using *Chlorella vulgaris* and iron oxide nanoparticles in a designed bioreactor for aquaculture effluents purification. **Aquacultural Engineering**. Vol. 90, n. 102069. 2020.
- HOANG, A. T.; SIROHI, R.; PANDEY, A.; NIŽETIĆ, S.; LAM, S. S.; CHEN, W.-H.; LUQUE, R.; THOMAS, S.; ARICI, M. e PHAM, V. V. Biofuel production from microalgae: challenges and chances. **Phytochemistry Reviews**. Vol. 22, p. 1089-1126. 2023.
- HOSSAIN, N. e MAHLIA, T. M. Progress in physicochemical parameters of microalgae cultivation for biofuel production. **Critical Reviews in Biotechnology**. Vol. 39, n. 6, p. 835-859. 2019.
- HU, X.; MENESES, Y. E.; STRATTON, J. e WANG, B. Acclimation of consortium of micro-algae help removal of organic pollutants from meat processing wastewater. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 214, p. 95-102. 2019.
- IAL – Instituto Adolfo Lutz. Métodos físico-químicos para análises de alimentos. 4ª Ed. São Paulo. 2005.

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa da Pecuária Municipal – PPM. Rio de Janeiro – RJ, Vol. 50, p. 1-12. 2022.
- ILIOPOULOU, A.; ZKERI, E.; PANARA, A.; DASENAKI, M.; FOUNTOULAKIS, M. S.; THOMAIDIS, N. S. e STASINAKIS, A. S. Treatment of different dairy wastewater with *Chlorella sorokiniana*: removal of pollutants and biomass characterization. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. Vol. 97, p. 3193-3201. 2022.
- JAISWAL, K.K.; KUMAR, V.; GURURANI, P.; VLASKIN, M. S.; PARVEEN, A.; NANDA, M.; KURBATOVA, A.; GAUTAM, P. e GRIGORENKO, A. V. Bio-flocculation of oleaginous microalgae integrated with municipal wastewater treatment and its hydrothermal liquefaction for biofuel production. **Environmental Technology & Innovation**. Vol. 26, n. 102340. 2022.
- JI, B.; ZHANG, M.; WANG, L.; WANG, S. e LIU, Y. Removal mechanisms of phosphorus in non-aerated microalgal-bacterial granular sludge process. **Bioresource Technology**. Vol. 312, n. 123531. 2020.
- KARAPANAGIOTI, H. K. Water Management, Treatment and Environmental Impact. **Encyclopedia of Food and Health**. p. 453-457. 2016.
- KAŠTÁNEK, P.; KRONUSOVÁ, O.; KAŠTÁNEK, F.; BRÁNYIKOVÁ, I.; PROCHAZKOVÁ, G.; JANDOVÁ, J.; BRÁNYIK, T. e BIŠOVÁ, K. Selective bioaccumulation of rubidium by microalgae from industrial wastewater containing rubidium and lithium. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 30, p. 461- 467. 2018.
- KHALAJI, M.; HOSSEINI, S. A.; GHORBANI, R.; AGH, N.; REZAEI, H.; KORAROS, M. e KOUTRA, E. Treatment of dairy wastewater by microalgae *Chlorella vulgaris* for biofuels production. **Biomass Conversion and Biorefinery**. Vol. 13, p. 3259–3265. 2021.
- KHOO, C. G.; LAM, M. K. e LEE, K. T. Pilot-scale semi-continuous cultivation of microalgae *Chlorella vulgaris* in bubble column photobioreactor (BC-PBR): hydrodynamics and gas-liquid mass transfer study. **Algal Research**. Vol. 15, p. 65-76. 2016.
- KIANI, H.; AZIMI, Y.; LI, Y.; MOUSVI, M.; CARA, F.; MULCAHY, S.; MCDONELL, H.; BLANCO, A. e HALIM, R. Nitrogen and phosphate removal from dairy processing side-streams by monocultures or consortium of microalgae. **Journal of Biotechnology**. Vol. 361, p. 1-11. 2023.
- KONG, W.; KONG, J.; LYU, H.; MA, J.; YUAN, P.; WANG, Z.; SHEN, B. e FENG, S. Integrating municipal wastewater treatment with CO₂ fixation and fatty acid production by cultivating *Tetrademus obliquus*. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 320, n. 128916. 2021.
- KOTOULAS, A.; AGATHOU, D.; TRIANTAPHYLLIDOU, I. E.; TATOULIS, T. I.; AKRATOS, C. S.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; VAYENAS, D. V. Zeolite as a Potential Medium for Ammonium Recovery and Second Cheese Whey Treatment. **Water**. Vol. 11, p. 136. 2019.
- KRISHNA, B. R.; BHUVANESHWARI, S.; MAJEED, F.; MANOJ, M. M.; JOSE, E. e MOHAN, A. Different treatment methodologies and reactors employed for dairy effluent treatment - A review. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 46, n. 102622. 2022.
- KRUNIĆ, T. Z.; OBRADOVIC, N. S. e RAKIN, M.B. Application of whey protein and whey protein hydrolysate as protein based carrier for probiotic start culture. **Food Chemistry**. Vol. 293, p.74-82. 2019.

- KUBE, M.; FAN, L. e RODDICK, F. Alginate-immobilised algal wastewater treatment enhanced by species selection. **Algal Research**. Vol. 54, n. 102219. 2021.
- KUMAR, A. K.; SHARMA, S.; PATEL, A.; DIXIT, G. e SHAH, E. Comprehensive evaluation of microalgal based dairy effluent treatment process for clean water generation and other value added products. **International Journal of Phytoremediation**. Vol. 21, p. 519-530. 2019.
- KUMAR, V.; GURURANI, P.; PARVEEN, A.; VERMA, M.; KIM, H.; VLASKIN, M.; GRIGORENKO, V. e RINDIN, K. G. Dairy Industry wastewater and stormwater energy valorization: effect of wastewater nutrients on microalgae-yeast biomass. **Biomass Conversion and Biorefinery**. 2022.
- KUMAR, N.; HEENA; DIXT, A.; MEHRA, D.; DANILOSKI, D. e PETKOSKA, A. T. Utilization of Whey: Sustainable Trends and Future Developments. **Whey Valorization**. Springer, p. 47–62 Singapore. 2023.
- KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C. e MALL, I. D. An Overview of Various Technologies for the Treatment of Dairy Wastewaters. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**. Vol. 51, p. 442-452. 2011.
- LAENZA, C.; SALBITANI, G. e CARFAGNA, S. Fungal Contamination in Microalgal Cultivation: Biological and Biotechnological Aspects of Fungi-Microalgae Interaction. **Journal of Fungi**. Vol. 8, p. 1099. 2022.
- LAVRINOVIČS, A.; MURBY, F.; ŽĪVERTE, E.; MEŽULE, L. e JUHNA, T. Increasing Phosphorus Uptake Efficiency by Phosphorus-Starved Microalgae for Municipal Wastewater Post-Treatment. **Microorganisms**. Vol. 9, n. 1598. 2021.
- LEE, S.-A.; LEE, N.; OH, H.-M. e AHN, C.-Y. Enhanced and Balanced Microalgal Wastewater Treatment (COD, N, and P) by Interval Inoculation of Activated Sludge. **Environmental Microbiology and Biotechnology**. Vol. 29, p. 1434-1443. 2019.
- LEHMUSKERO, A.; CHAUTON, M. S. e BOSTRÖM, T. Light and photosynthetic microalgae: a review of cellular- and molecular-scale optical processes. **Progress in Oceanography**. Vol. 168, p. 43-56. 2018.
- LENG, L.; LI, W.; CHEN, J.; LENG, S.; CHEN, J.; WEI, L.; PENG, H.; LI, J.; ZHOU, W. e HUANG, H. Co-culture of fungi-microalgae consortium for wastewater treatment: A review. **Bioresource Technology**. Vol. 330, n. 125008. 2021.
- LI, K.; LIU, Q.; FANG, F.; LUO, R.; LU, Q.; ZHOU, W.; HOU, S.; CHENG, P.; LIU, J.; ADDY, M.; CHEN, P.; CHEN, D. e RUAN, R. Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: a review. **Bioresource Technology**. Vol. 291, n. 121934. 2019.
- LI, T.; LI, J.; SHENG, X.; LI, B.; WANG, W.; XUE, Y.; ZHANG, J.; LI, W.; WANG, X.; WANG, F. e XUE, J. Exogenous addition of putrescine enhanced lipid accumulation in *Tetrademus obliquus* for increased biodiesel productivity. **Renewable Energy**. Vol. 206, p. 263-273. 2023b.
- LI, T.; YANG, F.; XU, J.; WU, H.; MO, J.; DAI, L. e XIANG, W. Evaluating differences in growth, photosynthetic efficiency, and transcriptome of *Asterarcys* sp. SCS-1881 under autotrophic, mixotrophic, and heterotrophic culturing conditions. **Algal Research**. Vol. 45, n. 101753. 2020.

- LI, Y.; MIROS, S.; KIANI, H.; ECKHARDT, H.-G.; BLANCO, A.; MULCAHY, S.; MCDONELL, H.; TIWARI, B. K. e HALIM, R. Mechanism of lactose assimilation in microalgae for the bioremediation of dairy processing side-streams and co-production of valuable food products. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 35, p. 1649-1661. 2023a.
- LIN, W.; CHEN, L.; TAN, Z.; DENG, Z. e LIU, H. Application of filamentous fungi in microalgae-based wastewater remediation for biomass harvesting and utilization: From mechanisms to practical application. **Algal Research**. Vol. 62, n. 102614. 2022.
- LING, Y.; SUN, L.-P.; WANG, S.-Y.; LIN, C. S.; SUN, Z. e ZHOU, Z.-G. Cultivation of oleaginous microalga *Scenedesmus obliquus* coupled with wastewater treatment for enhanced biomass and lipid production. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 148, p. 162-169. 2019.
- LIYANAARACHCHI, V. C.; PREMARATNE, M.; ARIYADASA, T. U.; NIMARSHANA, P. H. V. e MALIK, A. Two-stage cultivation of microalgae for production of high-value compounds and biofuels: A review. **Algal Research**. Vol. 57, n. 102353. 2021.
- LOVATO, G.; AUGUSTO, I. M. G.; FERRAZ JÚNIOR, A. D. N.; ALBANEZ, R.; RATUSZNEI, S. M.; ETCHEBEHERE, C.; ZAIAT, M. e RODRIGUES, J. A. D. Reactor start-up strategy as key for high and stable hydrogen production from cheese whey thermophilic dark fermentation. **International Journal of Hydrogen Energy**. Vol. 46, p. 27364-27379. 2021.
- LUONGO, V.; POLICASTRO, G.; GHIMIRE, A.; PIROZZI, F. e FABBRICINO, M. Repeated-Batch Fermentation of Cheese Whey for Semi-Continuous Lactic Acid Production Using Mixed Cultures at Uncontrolled pH. **Sustainability**. Vol. 11, p. 3330. 2019.
- LUTZU, G. A.; CIURLI, A.; CHIELLINI, C.; DI CAPRIO, F.; CONCAS, A., e DUNFORD, N. T. Latest developments in wastewater treatment and biopolymer production by microalgae. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 9, n. 104926. 2020.
- MA, S.; YU, Y.; CUI, H.; LI, J. e FENG, Y. Utilization of domestic wastewater as a water source of *Tetradesmus obliquus* PF3 for the biological removal of nitric oxide. **Environmental Pollution**. Vol. 262, n. 114243. 2020.
- MAGYAR, T.; VOGEL, F. W.; TÓTH, F.; NAGY, A.; TAMÁS, J. e NAGY, P. T. Characterization of the biodegradation of synthetic and organic wastewater in an anaerobic tank reactor using microalgae. **International Review of Applied Sciences and Engineering**. Vol. 12, p. 166-175. 2021.
- MAIA, C.; SOUA, C. A.; SOUSA, H.; VALE, F. e SIMÕES, M. Parabens removal from wastewaters by microalgae – Ecotoxicity, metabolism and pathways. **Chemical Engineering Journal**. Vol 453, Parte 1, n. 139631. 2023.
- MAINARDIS, M.; CABBAL, V., ZANNIER, G.; VISINTINI, D. e GOI, D. Characterization and BMP Tests of Liquid Substrates for High-rate Anaerobic Digestion. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly**. Vol. 31, p. 508-518. 2018.
- MAO, Y.; XIONG, R.; GAO, X.; JIANG, L.; PENG, Y. e XUE, Y. Analysis of the Status and Improvement of Microalgal Phosphorus Removal from Municipal Wastewater. **Processes**. Vol. 9, p. 1486. 2021.
- MARAZZI, F.; BELLUCCI, M.; FANTASIA, T.; FICARA, E. e MEZZANOTTE, V. Interactions between Microalgae and Bacteria in the Treatment of Wastewater from Milk Whey Processing. **Water**. Vol. 12, p. 297. 2020.

- MARQUES, T. D.; MACÊDO, W. V.; PEITER, F. S.; BONFIM, A. A. T. L.; SAKAMOTO, I. K.; CAFFARO, R. A.; DAMIANOVIC, M. H. Z.; VARESCHE, M. B. A.; SALOMON, K. R. e AMORIM, E. L. C. Influence of hydraulic retention time on hydrogen production by treating cheese whey wastewater in anaerobic fluidized bed bioreactor-an approach for developing countries. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. Vol. 36, p. 1109–1117. 2019.
- MARTINS, A. A.; MARQUES, F.; CAMEIRA, M.; SANTOS, E.; BADENES, S.; COSTA, L.; VIEIRA, V. V.; CAETANO, N. S. e MATA, T. M. Water footprint of microalgae cultivation in photobioreactor. **Energy Procedia**. Vol. 153, p. 426-431. 2018.
- MATOS, A. P. The Impact of Microalgae in Food Science and Technology. **Journal of the American Oil Chemists' Society**. Vol. 94, p. 1333-1350. 2017.
- MENDEZ, D. F. G.; SANABRIA, J.; WIST, J. e HOLMES, E. Effect of Operational Parameters on the Cultivation of the Gut Microbiome in Continuous Bioreactors Inoculated with Feces: A Systematic Review. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**. Vol. 76, p. 6213-6225. 2023.
- MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H.; MARQUES, I. P. R. e REIS, A. J. D. Microalgae-mediated bioremediation and valorization of cattle wastewater previously digested in a hybrid anaerobic reactor using a photobioreactor: Comparison between batch and continuous operation. **Science of the Total Environment**. Vol. 633, p. 1-11. 2018.
- MIAO, Y.; PENG, Y.; ZHANG, L.; LI, B.; LI, X.; WU, L. e WANG, S. Partial nitrification-anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: Effect of influent C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 334, p. 664–672. 2018.
- MOHAN, S. V.; ROHIT, M. V.; CHIRANJEEVI, P.; CHANDRA, R. e NAVANEETH, B. Heterotrophic microalgae cultivation to synergize biodiesel production with waste remediation: progress and perspectives. **Bioresource Technology**. Vol. 184, p. 169-178. 2015.
- MONTEIRO, M. R.; KUGELMEIER, C. L.; PINHEIRO, R. S.; BATALHA, M. O. e CÉSAR, A. S. Glycerol from biodiesel production: Technological paths for sustainability. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**. Vol. 88, p.109-122. 2018.
- MUJTABA, G. e LEE, K. Treatment of real wastewater using co-culture of immobilized *Chlorella vulgaris* and suspended activated sludge. **Water Research**. Vol. 120, p. 174-184. 2017.
- MUJTABA, G.; RIZWAN, M. e LEE, K. Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. Vol. 49, p. 145-151. 2017.
- MUJTABA, G.; RIZWAN, M.; KIM, G. e LEE, K. Removal of nutrients and COD through co-culturing activated sludge and immobilized *Chlorella vulgaris*. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 343, p. 155-162. 2018.
- MUNCK, C.; THIERRY, E.; GRÄBLE, S.; CHEN, S. H. e TING, A. S. Y. Biofilm formation of filamentous fungi *Corioloropsis sp.* on simple muslin cloth to enhance removal of triphenylmethane dyes. **Journal of Environmental Management**. Vol. 214, p. 261-266. 2018.
- MUTHURAMAN, R. M.; MURUGAPPAN, A. e SOUNDHARAJAN, B. Highly effective removal of presence of toxic metal concentrations in the wastewater using microalgae and pre-treatment processing. **Applied Nanoscience**. Vol. 13, p. 475-481. 2023.

- NIR, O.; SENGPHEL, R. e WESSLING, M. Closing the cycle: Phosphorus removal and recovery from diluted effluents using acid resistive membranes. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 346, p. 640-648. 2018.
- NUNES, L. e SANTOS, M. G. Caracterização físico-química de soros obtidos de diferentes tipos de queijos. **Horizonte Científico**. Vol. 9, n. 2. 2015.
- NWOBA, E. G.; PARLEVLIET, D. A.; LAIRD, D. W.; ALAMEH, K. e MOHEIMANI, N. R. Pilot-scale self-cooling microalgal closed photobioreactor for biomass production and electricity generation. **Algal Research**. Vol. 45, n. 101731. 2020.
- NZAYISENGA, J. C.; ERIKSSON, K. e SELLSTEDT, A. Mixotrophic and heterotrophic production of lipids and carbohydrates by a locally isolated microalga using wastewater as a growth medium. **Bioresource Technology**. Vol. 257, p. 260–265. 2018.
- OLIVEIRA, C. Y. B., OLIVEIRA, C. D. L., PRASAD, R., ONG, H. C., ARAUJO, E. S., SHABNAM, N., & GÁLVEZ, A. O. A multidisciplinary review of *Tetradismus obliquus*: a microalga suitable for large-scale biomass production and emerging environmental applications. **Reviews in Aquaculture**. Vol. 13, p. 1594-1618. 2021.
- OTONDO, A.; KOKABIAN, B.; STUART-DAHL, S. e GUDE, V. G. Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae, *Chlorella vulgaris*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. Vol. 6, p. 3213-3222. 2018.
- PACHECO, M. M.; HOELTZ, M.; BJERK, T. R.; SOUZA, M. P.; SILVA, L. F. F.; GRESSLER, P. D.; MORAES, M. S. A.; LOBO, E. A. e SCHNEIDER, R. C. S. Evaluation of microalgae growth in a mixed-type photobioreactor system for the phycoremediation of wastewater. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. Vol. 94, p. 3102-3110. 2019.
- PADDOCK, M. B.; FERNÁNDEZ-BAYO, J. D. e VANDERGHEYNST, J. S. The effect of the microalgae-bacteria microbiome on wastewater treatment and biomass production. **Applied Microbiology and Biotechnology**. Vol. 104, p. 893-905. 2020.
- PALADINO, O. e NEVIANI, M. Scale-up of photo-bioreactors for microalgae cultivation by π -theorem. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 153, n. 107398. 2020.
- PANDEY, A.; SRIVASTAVA, S. e KUMAR, S. Development and cost-benefit analysis of a novel process for biofuel production from microalgae using pre-treated high-strength fresh cheese whey wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**. Vol. 27, p. 23963-23980. 2020.
- PATEL, A. K.; SINGHANIA, R. R.; ALBARICO, F. P. J. B.; PANDEY, A.; CHEN, C. e DONG, C. Organic wastes bioremediation and its changing prospects. **Science of The Total Environment**. Vol. 824, n. 153889. 2022.
- PAULENCO, A.; VINTILA, A. C. N.; VLAICU, A.; CILTEA-UDRESCU, M. e GALAN, A.-M. *Nannochloris sp.* Microalgae Strain for Treatment of Dairy Wastewaters. **Microorganisms**. Vol. 11, p. 1469. 2023.
- PECHSIRI, J. P.; THOMAS, J. E.; BAHRAOUI, N.; FERNANDEZ, F. G. A.; CHAOUKI, J.; CHIDAMI, S.; TINOCO, R. R.; MARTIN, J. P.; GOMEZ, C.; COMBE, M. e GRÖNDAHL, F. Comparative life cycle assessment of conventional and novel microalgae production systems and environmental impact mitigation in urban-industrial symbiosis. **Science of the Total Environment**. Vol. 854, n. 158445. 2023.

- PÉREZ-LÓPEZ, P.; VREE, J. H.; FEIJOO, G.; BOSMA, R.; BARBOSA, M. J.; MOREIRA, M. T.; WIJFFELS, R. H.; VAN BOXTEL, A. J. B. e KLEINEGRIS, D. M. M. Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons. **Applied Energy**. Vol. 205, p. 1151-1164. 2017.
- PIRES, A. F.; MARNOTES, N. G.; RUBIO, O. D.; GARCIA, A. C. e PEREIRA, C. D. Dairy By-Products: A Review on the Valorization of Whey and Second Cheese Whey. **Foods**. Vol. 10, n. 1067. 2021.
- PIRES, T. A.; CARDOSO, V. L. e BATISTA, F. R. X. Feasibility of *Chlorella vulgaris* to waste products removal from cheese whey. **International Journal of Environmental Science and Technology**. Vol. 19, p. 4713-4722. 2022.
- PRANDINI, J. M.; DA SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M. P.; PIROLI, M.; MICHELON, W. e SOARES H. M. Enhancement of nutrient removal from swine wastewater digestate coupled to biogas purification by microalgae *Scenedesmus spp.* **Bioresource Technology**. Vol. 202, p. 67-75. 2016.
- PROVOLO, G.; PERAZZOLO, F.; MATTACHINI, G.; FINZI, A.; NALDI, E. e RIVA, E. Nitrogen removal from digested slurries using a simplified ammonia stripping technique. **Waste Management**. Vol. 69, p. 154-161. 2017.
- QUAN, X.; HU, R.; CHANG, H.; TANG, X.; HUANG, X.; CHENG, C.; ZHONG, N. e YANG, L. Enhancing microalgae growth and landfill leachate treatment through ozonization. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 248, n. 119182. 2019.
- RAHMAN, S. e MUKHTAR, S. Efficacy of a Microbial Treatment to Reduce Phosphorus and other Substances from an Anaerobic Dairy Lagoon Effluent. **Applied Engineering in Agriculture**. Vol. 24, p. 809-819. 2008.
- RAMOS, R. e PIZARRO, R. Growth and bioremediation capacity of *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cultivated in wastewater generated in the fish farming of the yellowtail amberjack *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae). **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, Vol. 53, n. 1, p. 75-86. 2018.
- RANI, A. S.; RAO, H. R. V. N. G.; KUMAR, A. B. e SHRUTHI, M. Eco-Friendly Approach for Treating Dairy Effluent and Lipid Estimation Using Microalgae. **British Biotechnology Journal**. Vol. 7, p. 33-39. 2015.
- RINCÓN-PÉREZ, J.; CELIS, L. B.; MORALES, M.; ALATRISTE-MONDRAGÓN, F.; TAPIA-RODRÍGUEZ, A. e RAZO-FLORES, E. Improvement of methane production at alkaline and neutral pH from anaerobic co-digestion of microalgal biomass and cheese whey. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 169, n. 107972. 2021.
- RIPPKA, R.; DERUELLES, J.; WAERBURY, J. B.; HERDMAN, M. e STAINER, R. V. Genetic assignment, strain histories and properties of pure culture of cyanobacteria. **Journal of General Microbiology**. Vol. 111, p. 1-61. 1979.
- RUGNINI, L.; ELLWOOD, E. T. W.; COSTA, G.; FALSETTI, A.; CONGESTRI, R. e BRUNO, L. Scaling-up of wastewater bioremediation by *Tetradismus obliquus*, sequential bio-treatments of nutrients and metals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Vol. 172, p. 59-64. 2019.
- RYAN, M. P. e WALSH, G. The biotechnological potential of whey. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. Vol. 15, p. 479-498. 2016.

- SALAMA, S.; KURADE, M. B.; ABOU-SHANAB, R. A. I.; EL-DALATONY, M. M.; YANG, I.-S.; MIN, B. e JEON, B.-H. Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. Vol. 79, p. 1189-1211. 2017.
- SALAZAR, J.; SANTANA-SANCHEZ, A.; NÄKKILÄ, J.; SIRIN, S. e ALLAHVERDIYEVA, Y. Complete N and P removal from hydroponic greenhouse wastewater by *Tetradesmus obliquus*: A strategy for algal bioremediation and cultivation in Nordic countries. **Algal Research**. Vol. 70, n. 102988. 2023.
- SALVATORE, M. M.; CARRATURO, F.; SALBITANI, G.; ROSATI, L.; RISI, A.; ANDOLFI, A.; SALVATORE, F.; GUIDA, M. e CARFAGNA, S. Biological and metabolic effects of the association between the microalga *Galdieria sulphuraria* and the fungus *Penicillium citrinum*. **Scientific Reports**. Vol. 13, n. 1789. 2023.
- SANKARAN, S.; KHANAL, S. K.; JASTI, N.; JIN, B.; POMETTO, A. L. e VAN LEEUWEN, J. H. Use of Filamentous Fungi for Wastewater Treatment and Production of High Value Fungal Byproducts: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. Vol. 40, p. 400-449. 2010.
- SANTOS, J. Estudo do processo semicontínuo de tratamento do soro do leite utilizando microalgas em sistema aberto. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas. Maceió, AL. 2022.
- SARANYA, D. e SHANTHAKUMAR, S. Effect of culture conditions on biomass yield of acclimatized microalgae in ozone pre-treated tannery effluent: A simultaneous exploration of bioremediation and lipid accumulation potential. **Journal of Environmental Management**. Vol. 273, n. 111129. 2020.
- SATPATI, G. G.; DIKSHIT, P. K.; MAL, N.; PAL, R.; SHERPA, K. C.; RAJAK, R. C.; RATHER, S.-U.; RAGHUNATHAN, S. e DAVOODBASHA, M. A state of the art review on the co-cultivation of microalgae-fungi in wastewater for biofuel production. **Science of the Total Environment**. Vol. 870, n. 161828. 2023.
- SEO, Y. H.; LEE, I.; JEON, S. H. e HAN, J. I. Efficient conversion from cheese whey to lipid using *Cryptococcus curvatus*. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 90, p. 149-153. 2014.
- SHAHID, A.; KHAN, F.; AHMAD, N.; FAROOQ, M. E MEHMOOD, M. A. Microalgal Carbohydrates and Proteins: Synthesis, Extraction, Applications, and Challenges. *In*: ALAM, A.; XU, J.-L. e WANG, Z. **Microalgae Biotechnology for Food, Health and High Value Products**. 1. ed., p. 433–468. Springer Singapore. 2020.
- SHEN, Y.; YANG, T.; ZHU, W. e ZHAO, Y. Wastewater treatment and biofuel production through attached culture of *Chlorella vulgaris* in a porous substratum biofilm reactor. **Journal of Applied Phycology**. Vol. 29, p. 833- 841. 2017.
- SHI, W.; HEALY, M. G.; ASHEKUZZAMAN, S. M.; DALY, K.; LEAHY, J. J. e FENTON, O. Dairy processing sludge and co-products: A review of present and future re-use pathways in agriculture. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 314, n. 128035. 2021.
- SHUANGXI, L. e LIANDONG, Z. Performance of Simulated Livestock Wastewater Resource Recovery by Co-Cultivation of Oleaginous Microalgae and Fungi. **Research of Environmental Sciences**. Vol. 36, p. 715-723. 2023.

- SILVA, C. E. F.; OLIVEIRA, R. B.; CARVALHO, C. M.; CARVALHO, F. O.; TONHOLO, J. Microalgae and Wastewaters: From ecotoxicological interactions to produce a carbohydrate-rich biomass towards biofuel application. In: GUPTA, S. K. e FAIZAL, B. **Application of Microalgae in Wastewater Treatment**. Springer Cham. Vol. 2, p. 495-529. 2019b.
- SILVA, E. K.; GUIMARÃES, J. T.; COSTA, A. L. R.; CRUZ, A. G.; MEIRELES, M. A. A. Non-thermal processing of inulin-enriched sourdop whey beverage using supercritical carbon dioxide technology. **The Journal of Supercritical Fluids**. Vol. 154, m. 104635. 2019a.
- SILVEIRA, M. R.; COUTINHO, N. M.; ROCHA, R. S.; MORAES, J.; ESMERINO, R. A.; PIMENTEL, T. C.; FREITAS, M. Q.; SILVA, M. C.; RAICES, R. S. L.; RANADHEERA, S.; BORGES, F. O.; FONTELES, T. V.; NETO, R. P. C.; TAVARES, M. I. B.; FERNANDES, F. A. N.; RODRIGUES, S. e CRUZ, A. G. Guava flavored whey-beverage processed by cold plasma: physical characteristics, thermal behavior and microstructure. **Food Research International**. Vol. 119, p. 564-570. 2019.
- SOUMATI, B.; ATMANI, M.; BENABDERRAHMANE, A. e BENJELLOUN, M. Whey Valorization – Innovative Strategies for Sustainable Development and Value-Added Product Creation. **Journal of Ecological Engineering**. Vol. 24, p. 86-104. 2023.
- SOUZA, P. F. F.; ZAMANI, A. e TAHERZADEH, M. J. Edible Protein Production by Filamentous Fungi using Starch Plant Wastewater. **Waste and Biomass Valorization**. Vol. 10, p. 2487-2496. 2019.
- SPAIN, O.; PLÖHN, M. e FUNK, C. The cell wall of green microalgae and its role in heavy metal removal. *Physiologia Plantarum*. Vol. 173, p. 526-535. 2021.
- SUTHERLAND, D. L. e RALPH, P. J. Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. **Water Research**. Vol. 164, n. 114921. 2019.
- TABASSUM, S. A. A combined treatment method of novel Mass Bio System and ion exchange for the removal of ammonia nitrogen from micro-polluted water bodies. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 378, n. 122217. 2019.
- TATOULIS, T. I.; TEKERLEKOPOULOU, A. G.; AKRATOS, C. S.; PAVLOU, S. e VAYENAS, D. V. Aerobic biological treatment of second cheese whey in suspended and attached growth reactors. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. Vol. 90, p. 2040-2049. 2015.
- THANOS, D.; MARAGKAKI, A.; VENIERI, D.; FOUNTOULAKIS, M.; E MANIOS, T. Enhanced Biogas Production in Pilot Digesters Treating a Mixture of Olive Mill Wastewater and Agro-industrial or Agro-livestock By-Products in Greece. **Waste and Biomass Valorization**. Vol. 12, p. 135-143. 2020.
- TREU, L.; TSAPEKOS, P.; PEPRAH, M.; CAMPANARO, S.; GIACOMINI, A.; CORICH, V.; KOUGIAS, P. G. e ANGELIDAKI, I. Microbial profiling during anaerobic digestion of cheese whey in reactors operated at different conditions. **Bioresource Technology**. Vol. 275, p. 375-385. 2019.
- UDAIYAPPAN, A. F. M.; HASAN, H. A.; TAKRIFF, M.S. e ABDULLAH, S. R. S. A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**. Vol. 20, p. 8-21. 2017.

- VIEGAS, C. e GONÇALVES, M. Chapter 6 – Treatment of agro-industrial wastes using microalgae. Sustainable Industrial Processes Based on Microalgae. Elsevier. 2024.
- VLADIĆ, J.; JAZIĆ, J. M.; FERREIRA, A.; MALETIĆ, S.; CVETKOVIĆ, D.; AGBABA, J.; VIDOVIĆ, S. e GOUVEIA, L. Application of Green Technology to Extract Clean and Safe Bioactive Compounds from *Tetrademus obliquus* Biomass Grown in Poultry Wastewater. **Molecules**. Vol. 28, p. 2397. 2023.
- WANG, H.; HU, Z.; XIAO, B.; CHENG, Q. e LI, F. Ammonium nitrogen removal in batch cultures treating digested piggery wastewater with microalgae *Oedogonium sp.* **Water Science and Technology**. Vol. 68, p. 269-275, 2013.
- WANG, S.-K.; YANG, K.-X.; ZHU, Y.-R.; ZHU, X.-Y.; NIE, D.-F.; JIAO, N. e ANGELIDAKI, I. One-step co-cultivation and flocculation of microalgae with filamentous fungi to valorize starch wastewater into high-value biomass. **Bioresource Technology**. Vol. 361, n. 127625. 2022a. WANG, J.; TIAN, Q.; CUI, L.; CHENG, J.; ZHOU, H.; ZHANG, Y.; PENG, A. e SHEN, L. Synergism and mutualistic interactions between microalgae and fungi in fungi-microalgae symbiotic system. **Bioresource Technology**. Vol. 361, n. 127728. 2022b.
- WANG, J.; YANG, H. e WANG, F. Mixotrophic cultivation of microalgae for biodiesel production: status and prospects. **Applied Biochemistry and Biotechnology**. Vol. 172, p. 3307-3329. 2014.
- WANG, T.; TAN, S.; MULTILANGI, W.; PLANS, M.; RODRIGUEZ-SAONA, L. Application of infrared portable sensor technology for predicting perceived astringency of acidic whey protein beverage. **Journal of Dairy Science**. Vol. 99, n. 12, p. 9461-9470. 2016.
- WÖSTEN, H. A. B. Filamentous fungi for the production of enzymes, chemicals and materials. **Current Opinion in Biotechnology**. Vol. 59, p. 65-70. 2019.
- WU, H. e MIAO, X. Biodiesel quality and biochemical changes of microalgae *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* in response to nitrate levels. **Bioresource Technology**. Vol. 170, p. 421-427. 2014.
- WU, Q.; GUO, L.; LI, X. e WANG, Y. Effect of phosphorus concentration and light/dark condition on phosphorus uptake and distribution with microalgae. **Bioresource Technology**. Vol. 340, n. 125745. 2021.
- XIAOGANG, H.; JALALAH, M.; JINGYUAN, W.; ZHENG, Y.; LI, X. e SALAMA, S. Microalgal growth coupled with wastewater treatment in open and closed systems for advanced biofuel generation. **Biomass Conversion and Biorefinery**. Vol. 12, p.1939-1958. 2020.
- YAAKOB, M. A.; MOHAMED, R. M. S. R.; AL-GHEETHI, A.; GOKARE, R. A. e AMBATI, R. R. Influence of Nitrogen and Phosphorus on Microalgal Growth, Biomass, Lipid, and Fatty Acid Production: An Overview. **Cells**. Vol. 10, p. 393. 2021.
- YADAV, G.; SHANMUGAM, S.; SIVARAMAKRISHNAN, R.; KUMAR, D.; MATHIMANI, T.; BRINDHADEVI, K.; PUGAZHENDHI, A. e RAJENDRAN, K. Mechanism and challenges behind algae as a wastewater treatment choice for bioenergy production and beyond. **Fuel**. Vol. 285, n. 119093. 2021.
- YADAV, J. S. S.; BEZAWADA, J.; ELHARCHE, S.; YAN, S.; TYAGI, R. D. e SURAMPALLI, R. Y. Simultaneous single-cell protein production and COD removal with characterization of residual

- protein and intermediate metabolites during whey fermentation by *K. marxianus*. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. Vol. 37, p. 1017–1029. 2013.
- YANG, L.; LI, H., e WANG, Q. A novel one-step method for oil-rich biomass production and harvesting by co-cultivating microalgae with filamentous fungi in molasses wastewater. **Bioresource Technology**. Vol. 275, p. 35–43. 2019.
- YANG, M.; DONG, X.; ZHU, Y.; SONG, J.; WEI, J.; WU, Z. e ZHAO, Y. Effect of different mixed light-emitting diode light wavelengths on CO₂ absorption from biogas and nutrient removal from biogas slurry by microalgae and fungi induced using strigolactone and endophytic bacteria. **Water Environment Research**. Vol. 94. 2022.
- YILDIRIM, A.; İLHAN-AYIŞIĞI, E.; DÜZEL, A.; MAYFIELD, S. P. e SARGIN, S. Optimization of culture conditions for the production and activity of recombinant xylanase from microalgal platform. **Biochemical Engineering Journal**. Vol. 197, n. 108967. 2023.
- YU, H.; KIM, J.; RHEE, C.; SHIN, J.; SHIN, S. G. e LEE, C. Effects of different pH control strategies on microalgae cultivation and nutrient removal from anaerobic digestion effluent. **Microorganisms**. Vol. 10, p. 357. 2022.
- ZANDONA, E.; BLAŽIĆ, M. e JAMBRAK, A. R. Whey Utilization: Sustainable Uses and Environmental Approach. **Food Technology and Biotechnology**. Vol. 59, n. 2. 2021.
- ZHANG, C.; LI, S. e HO, S. Converting nitrogen and phosphorus wastewater into bioenergy using microalgae-bacteria consortia: A critical review. **Bioresource Technology**. Vol. 342, n. 126056. 2021.
- ZHANG, G.; LI, Y.; SONG, T.; BAO, M.; LI, Y. e LI, X. Improvement in emulsifying properties of whey protein-Rhamnolipid conjugates through short-time heat treatment. **Colloids and Surface B: Biointerfaces**. Vol.181, p.688-95. 2019.
- ZHANG, N.; BAI, Z.; LUO, J.; LEDGARD, S.; WU, Z. e MA, L. Nutrient losses and greenhouse gas emissions from dairy production in China: Lessons learned from historical changes and regional differences. **Science of the Total Environment**. Vol. 598, p. 1095-1105. 2017.
- ZHAO, K.; WU, Y. W.; YOUNG, S. e CHEN, X. J. Biological Treatment of Dairy Wastewater: A Mini Review. **Journal of Environmental Informatics Letters**. Vol. 4, p. 22-31. 2020.
- ZHAO, Y.; WANG, H.; HAN, B. e YU, X. Coupling of abiotic stresses and phytohormones for the production of lipids and high-value by-products by microalgae: A review. **Bioresource Technology**. Vol. 274, p. 549-556. 2019.
- ZHENG, Q. XU, X.; MARTIN, G.L.O. e KETINSH, S.E. Critical review of strategies from CO₂ delivery to large-scale microalgae cultures. **Chinese Journal of Chemical Engineering**. Vol. 26, p. 2219-2228. 2018.
- ZOLFAGHARI, S.; HASHEMI, S. S.; KARIMI, K. e SADEGHI, M. Valorization of cheese whey to eco-friendly food packaging and biomethane via a biorefinery. **Journal of Cleaner Production**. Vol. 366, n. 132870. 2022.
- ZORN, S. M. F. E.; REIS, C. E. R.; SILVA, M. B.; BO, H. e CASTRO, H. F. Consortium growth of filamentous fungi and microalgae: Evaluation of different cultivation strategies to optimize cell harvesting and lipid accumulation. **Energies**. Vol. 13, n. 3648. 2020.