



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

MÔNICA SILVA DOS SANTOS

**SISTEMA INTEGRADO DE MICROALGAS E OZÔNIO PARA O TRATAMENTO
SUSTENTÁVEL DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS**

SEROPÉDICA
2026



	UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO INSTITUTO DE TECNOLOGIA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL	 PROPPG Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
---	--	---

MÔNICA SILVA DOS SANTOS

SISTEMA INTEGRADO DE MICROALGAS E OZÔNIO PARA O TRATAMENTO
SUSTENTÁVEL DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de concentração: Meio Ambiente.

Orientador(a): Dr. Henrique Vieira de Mendonça.

SEROPÉDICA
2026

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S237s Santos, Mônica Silva dos, 1997-
Sistema Integrado de Microalgas e Ozônio para o
Tratamento Sustentável de Águas Residuárias
Agroindustriais / Mônica Silva dos Santos. -
Seropédica, 2026.
70 f.: il.

Orientador: Henrique Vieira de Mendonça.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola
e Ambiental, 2026.

1. Biorrecurso. 2. Controle de poluição. 3.
Economia circular. 4. Oxidação. 5. Engenharia Agrícola
e Ambiental. I. Mendonça, Henrique Vieira de, 1984-,
orient. II Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e
Ambiental III. Título.

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de
Pessoal de Nível Superior – Brasil [CAPES] – Código de Financiamento 001.**

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL

MÔNICA SILVA DOS SANTOS

SISTEMA INTEGRADO DE MICROALGAS E OZÔNIO PARA O TRATAMENTO
SUSTENTÁVEL DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS AGROINDUSTRIAIS

Dissertação submetida como requisito parcial para
obtenção do grau de Mestre no programa de Pós-
Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental,
Área de concentração em Meio Ambiente.

Dissertação aprovada em 26 de fevereiro de 2026.

BANCA EXAMINADORA:



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
SISTEMA INTEGRADO DE PATRIMÔNIO, ADMINISTRAÇÃO E
CONTRATOS

FOLHA DE ASSINATURAS

ATA Nº 96ª ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DA DISCENTE MÔNICA/2026 - PPGEAAMB
(12.28.01.00.00.00.00.40)
(Nº do Documento: 475)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 27/02/2026 13:32)
ELLANE PEREIRA CIPOLATTI
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEQ (12.28.01.00.00.00.00.45)
Matricula: ###258#2

(Assinado digitalmente em 27/02/2026 14:25)
HENRIQUE VIEIRA DE MENDONÇA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.00.44)
Matricula: ###331#3

(Assinado digitalmente em 27/02/2026 12:23)
RENATA DE NAZARÉ VILAS BÓAS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.236-##

(Assinado digitalmente em 27/02/2026 15:48)
MÔNICA SILVA DOS SANTOS
DISCENTE
Matricula: 2024#####8

*Aos meus pais e às minhas irmãs, base de
tudo, fonte de força e amor, sem os quais esta
jornada não teria sido possível.*

AGRADECIMENTOS

À minha querida família, expresso minha profunda gratidão por todo o apoio e incentivo que generosamente me proporcionaram ao longo destes anos. Em especial, ao meu pai, André, à minha mãe, Maria, e às minhas irmãs, Gabriela e Heloísa.

À minha irmã gêmea, Gabriela, com quem divido a vida desde a nossa existência e sem a qual não sei como teria chegado até aqui, por vibrar intensamente com minhas conquistas, incentivar-me continuamente e lutar comigo pelos meus sonhos.

Àqueles que não estão mais entre nós, mas que, tenho certeza, que acompanham esta conquista de onde estiverem, dedico um agradecimento especial aos meus avôs, Albertino e Severino.

Aos meus amigos, Myrna, Vivianne, Fabíola, Jacob, Andressa, Gabriel Roris, Nathália, Patrick, Pedro e Yan Vidal, que estiveram comigo, acolheram-me e incentivaram-me, tornando meus dias mais leves e felizes ao longo dessa jornada. Aos que não foram aqui citados, saibam que também contribuíram de forma especial para esses momentos.

Ao GPMI, expresso minha gratidão pelo apoio, colaboração e aprendizado proporcionados ao longo deste trabalho. Agradeço aos meus colegas Jacob, Ângelo, Thainá, Andressa, Nathália e Maria Clara e, em especial, ao Yago, que chegou em um momento decisivo e me ofereceu todo o suporte necessário.

Ao professor Conan, pelas palavras amigas e por todos os conselhos ao longo da minha pesquisa, bem como aos seus alunos de iniciação científica, que prontamente me auxiliaram sempre que necessário.

Ao meu orientador, Henrique Vieira de Mendonça, que me orienta desde a graduação, agradeço por todo o apoio, suporte e ensinamentos, bem como por sempre acreditar no meu potencial.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental (PPGEAAmb), pela oportunidade de especialização, e à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, agradeço pela experiência única proporcionada ao longo desses anos.

A Deus, agradeço por estar sempre ao meu lado, ouvindo minhas orações e as preces daqueles que torceram por mim.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo fomento para a realização deste trabalho.

*Se sentir medo, não dê ouvidos a si mesma.
Todos nós sentimos medo em nossa primeira
luta. (C. S. Lewis).*

RESUMO

SANTOS, Mônica Silva dos. **Sistema sinérgico de microalgas e ozônio para o tratamento sustentável de águas residuárias agroindustriais**. 2026. 70p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2026.

O tratamento de águas residuárias agroindustriais representa um desafio crescente devido à elevada carga orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes presentes nesses efluentes. Deste modo, este estudo teve como objetivo, investigar a eficiência de um sistema integrado composto pelo cultivo de microalgas em fotobiorreatores seguido por ozonização, aplicado a águas residuárias sintéticas de laticínios e a efluentes da indústria de biopesticidas e biofertilizantes. O experimento foi conduzido em duas etapas sequenciais. Inicialmente, as águas residuárias agroindustriais (laticínios e biopesticidas/biofertilizantes) foram submetidas a tratamento biológico em fotobiorreatores com microalgas, visando a remoção de poluentes e a produção de biomassa. Posteriormente, o sobrenadante obtido foi tratado por ozonização, utilizando diferentes condições operacionais de geração de ozônio. Ao longo do processo, foram monitorados parâmetros físico-químicos, crescimento da biomassa, extração lipídica e perfil de ácidos graxos, além da avaliação de desempenho do sistema por meio de análises laboratoriais e balanço de massa. O cultivo de microalgas promoveu significativa redução de matéria orgânica e nutrientes, com remoções superiores a 90% para nitrogênio, fósforo e compostos fenólicos, além de gerar biomassa com teores lipídicos entre 7,26% (laticínios) e 9,36% (biopesticidas/biofertilizantes). Na etapa subsequente, a aplicação de ozônio, promoveu remoções adicionais, alcançando reduções superiores a 90% em cor, turbidez, demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio. A integração entre microalgas e oxidação química demonstrou efeito sinérgico, culminando em um tratamento final com elevada claridade e baixos níveis de poluentes. Os resultados indicam que a combinação entre processos biológicos e oxidativos constitui uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes agroindustriais, favorecendo a mitigação ambiental e a geração de bioprodutos.

Palavras-chave: biorrecurso; controle de poluição; economia circular; oxidação.

ABSTRACT

SANTOS, Mônica Silva dos. **Synergistic microalgae and ozone system for the sustainable treatment of agroindustrial wastewater**. 2026. 70p. Dissertation (Master's in Agricultural and Environmental Engineering) – Institute of Technology, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2026.

The treatment of agro-industrial wastewater poses a growing challenge due to the high levels of organic matter, nutrients, and recalcitrant compounds present in these effluents. Thus, this study aimed to investigate the efficiency of an integrated system consisting of microalgae cultivation in photobioreactors followed by ozonation, applied to synthetic dairy wastewater and effluents from the biopesticide and biofertilizer industry. The experiment was conducted in two sequential stages. Initially, the agro-industrial wastewater (dairy and biopesticides/biofertilizers) underwent biological treatment in photobioreactors with microalgae, aiming to remove pollutants and produce biomass. Subsequently, the supernatant obtained was treated by ozonation, using different operational conditions for ozone generation. Throughout the process, physicochemical parameters, biomass growth, lipid extraction, and fatty acid profiles were monitored, in addition to evaluating system performance through laboratory analyses and mass balance. Microalgae cultivation resulted in a significant reduction in organic matter and nutrients, with removals exceeding 90% for nitrogen, phosphorus, and phenolic compounds, in addition to generating biomass with lipid contents ranging from 7.26% (dairy products) to 9.36% (biopesticides/biofertilizers). In the subsequent stage, the application of ozone promoted additional removals, achieving reductions exceeding 90% in color, turbidity, chemical oxygen demand, and biochemical oxygen demand. The integration of microalgae and chemical oxidation demonstrated a synergistic effect, resulting in a final treatment with high clarity and low levels of pollutants. The results indicate that the combination of biological and oxidative processes constitutes a promising alternative for the treatment of agro-industrial effluents, promoting environmental mitigation and the generation of bioproducts.

Keywords: bioresource; circular economy; oxidation; pollution control.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Fluxograma do experimento.....	17
Figura 2- a) Água residuária de biopesticidas e biofertilizantes. b) Água residuária da indústria de laticínios.	18
Figura 3 - a) Fotobiorreator para o tratamento com microalgas com água residuária de laticínios (R1). b) Fotobiorreator para o tratamento com microalgas com água residuária de biopesticidas e biofertilizantes (R2).	21
Figura 4 - a) Tubos falcon da água residuária da indústria de laticínios. b) Tubos falcon da água residuária de biopesticidas e biofertilizantes.....	21
Figura 5 - a) Material liofilizado da ARL. b) Material liofilizado da ARBB.....	22
Figura 6 - Sistema operacional utilizado no ensaio 1.....	27
Figura 7 - Sistema operacional utilizado no ensaio 2.....	28
Figura 8 - Gráfico de superfície resposta referente ao reator R1 (ARL).....	31
Figura 9 - Gráfico de superfície resposta referente ao reator R2 (ARBB).....	31
Figura 10 - Balanço de massa.	36
Figura 11 - a) Gráfico do pH para a ARL. b) Gráfico da DQO para a ARL. c) Gráfico da DBO5 para a ARL. d) Gráfico do N Amoniacal da ARL. e) Gráfico do LAS da ARL. f) Gráfico do NT da ARL. g) Gráfico do PT da ARL. h) Gráfico fenol da ARL.....	37
Figura 12 - a) Gráfico do pH para a ARBB. b) Gráfico da DQO para a ARBB. c) Gráfico da DBO5 para a ARBB. d) Gráfico do NT da ARBB. e) Gráfico do PT da ARBB. f) Gráfico do N amoniacal da ARBB. g) Gráfico do LAS da ARBB. h) Gráfico do fenol da ARBB.....	40
Figura 13- a) Gráfico pH ARL. b) Gráfico temperatura ARL. c) Gráfico DQO ARL. d) Gráfico turbidez ARL. e) Gráfico NT ARL. f) Gráfico DBO ARL. g) Gráfico PT ARL. h) Gráfico N amoniacal ARL. i) Gráfico LAS ARL. j) Gráfico fenol ARL.	44
Figura 14 - a) Gráfico pH ARBB. b) Gráfico temperatura ARBB. c) Gráfico turbidez ARBB. d) Gráfico DQO ARL. e) Gráfico BOD ARBB. f) Gráfico PT ARBB. g) Gráfico fenol ARBB. h) Gráfico LAS ARBB. i) Gráfico N amoniacal ARBB. j) Gráfico N total ARBB.....	47
Figura 15 - a) Gráfico cor ARL. b) Gráfico turbidez ARL. c) Gráfico pH ARL. d) Gráfico DQO ARL. e) Gráfico DBO ARL. f) Gráfico N total ARL. g) Gráfico N amoniacal ARL. h) Gráfico fenol ARL. i) Gráfico LAS ARL. j) Gráfico PT ARL.....	51
Figura 16 - a) Gráfico cor ARBB. b) Gráfico turbidez ARBB. c) Gráfico pH para a ARBB. d) Gráfico DBO ARBB. e) Gráfico DQO ARBB. f) Gráfico PT da ARBB. g) Gráfico NT da ARBB. h) Gráfico N amoniacal da ARBB. i) Gráfico LAS ARBB. j) Gráfico fenol ARBB.....	53
Figura 17 - Gráfico de análise de PCA do fotobiorreator da ARL.....	58
Figura 18 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 1 da ARL.....	59
Figura 19 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 2 da ARL.....	59

Figura 20 - Gráfico de análise de PCA do fotobiorreator da ARBB.....	60
Figura 21 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 1 da ARBB.....	61
Figura 22 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 2 da ARBB.....	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentrações de nutrientes do leite em pó.....	19
Tabela 2 - Concentrações de nutrientes do fertilizante FORTH.	19
Tabela 3 - Propriedades do biodiesel extraído do mix de microalgas cultivadas nas águas residuárias ARL e ARBB.	33
Tabela 4 - Composição dos FAMES (Éster Metílico de Ácido Graxo) do R1 e R2.	34
Tabela 5 - Cinética de remoção de poluentes das fases dos tratamentos.	56

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
3.1. Águas residuárias agroindustriais	18
3.1.1. Caracterização da água residuária	20
3.2. Cultivo de microalgas (inóculo)	20
3.3. Tratamento com microalgas (Fase 1)	20
3.3.1. Crescimento da biomassa	22
3.3.2. Extração de lipídios.....	24
3.3.3. Determinação dos ácidos graxos	24
3.3.4. Balanço de massa.....	26
3.4. Ozonização (Fase 2).....	26
3.4.1. Ensaio 1: vazão de 200 mgO₃ h⁻¹, sem concentrador de O₂ acoplado ao sistema .	26
3.4.2. Ensaio 2: vazão de 5000 mgO₃ h⁻¹, concentrador de O₂ acoplado ao sistema.....	27
3.5. Métodos analíticos	28
3.6. Análise estatística dos dados	29
3.7. Cinética de remoção de poluentes.....	29
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
4.1. Tratamento com microalgas (Fase 1)	30
4.1.1. Fatores ambientais e crescimento das microalgas.....	30
4.1.2. Concentração lipídica, ácidos graxos e índice de qualidade do biodiesel	32
4.1.3. Balanço de massa.....	36
4.1.4. Biorremediação das águas residuárias.....	37
4.2. Ozonização (Fase 2).....	43
4.2.1. Ensaio 1: vazão de 200 mgO₃ h⁻¹, sem concentrador de O₂ acoplado ao sistema .	44
4.2.2. Ensaio 2: vazão de 500 mgO₃ h⁻¹, concentrador de O₂ acoplado ao sistema.....	50
4.3. Cinética de remoção de poluentes.....	56
4.4. Análise de componentes principais (PCA).....	57
5. CONCLUSÕES	62
REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o setor de tratamento de águas residuárias tem incorporado novas tecnologias voltadas ao aproveitamento de recursos e à geração de valor para diferentes setores da sociedade. Paralelamente ao crescimento e à intensificação das atividades industriais, torna-se inevitável a ampliação das preocupações relacionadas aos impactos ambientais associados a esses processos.

As águas residuárias geradas pela indústria de laticínios (ARL) possuem altas cargas orgânicas e particuladas (Vieira et al., 2019). Os efluentes são provenientes dos resíduos de leite, subprodutos das operações de processamento e água utilizada na limpeza dos equipamentos (Zkeri et al., 2021). Os resíduos gerados apresentam concentrações de matéria orgânica que variam de 800 a 7.000 mg L⁻¹ em termos de demanda química de oxigênio (DQO) (Almeida et al., 2020). O gerenciamento incorreto dessas águas residuárias pode causar grave poluição dos recursos hídricos e do solo, além de provocar efeitos adversos à saúde (Kusmayadi et al., 2023).

As águas residuárias provenientes da produção de biopesticidas e biofertilizante (ARBB) apresentam elevadas cargas de compostos nitrogenados e fosfatados, matéria orgânica e sólidos em todas as suas formas (Warmadewanthi; Ikhlasi; Damayanti, 2023). Além de provocar depleção de O₂ em cursos de água, esta tipologia de água residuária, pela liberação excessiva de fósforo nos corpos d'água intensifica o fenômeno da eutrofização, comprometendo duplamente a qualidade da água (Bagastyo et al., 2017).

Os resíduos gerados pelo setor industrial são, geralmente, tratados por meio de processos físico-químicos e biológicos. Os processos físico-químicos demandam considerável consumo de energia e acarretam elevados investimentos nos custos operacionais (Custodio et al., 2022). Contudo, o processo biológico destaca-se por sua economia, especialmente quando não necessita de elevadas taxas de aeração. Além disso, apresenta uma eficiência comparável à dos processos químicos, sendo de fácil aplicação e operação.

O método biológico que utiliza bactérias, é uma técnica consolidada no tratamento de águas residuárias agroindustriais biodegradáveis, por outro lado a aplicação de reatores com microalgas vem despontando como promissora (De Mendonça et al., 2022). Nos últimos anos, o tratamento de efluentes com microalgas tem se desenvolvido rapidamente (Qin et al., 2024), devido a sua aptidão em remover nitrogênio e fósforo dessas águas. Esse método decorre não apenas na remoção eficiente de nutrientes, mas também na redução dos custos de cultivo das microalgas e na produção de grandes quantidades de biomassa, que podem ser posteriormente aproveitadas (Ma et al., 2023).

A aplicação do reator de ozônio, um processo oxidativo químico utilizado no tratamento de águas residuárias, ocorre por meio da passagem de ar entre dois eletrodos submetidos a uma diferença de potencial significativa. Esse processo gera uma descarga eletroquímica que converte o oxigênio atmosférico (O_2) em ozônio (O_3) (De Souza et al., 2020). O ozônio tem a propriedade de degradar frações orgânicas de difícil decomposição, além de atuar na desinfecção de águas residuárias que contenham vírus e bactérias, além de remover de forma eficiente cor, sabor, odor e turbidez (Clem; Mendonça, 2022).

Este estudo teve como objetivo investigar a eficiência de um sistema integrado de tratamento de águas residuárias provenientes da indústria de laticínios e de bioprocessos voltado à produção de biopesticidas e biofertilizantes, combinando o cultivo de microalgas em fotobiorreatores com uma etapa subsequente de ozonização. Além disso, busca-se avaliar o potencial das microalgas para aprimorar a remoção de contaminantes, bem como caracterizar a biomassa gerada com foco na geração de bioprodutos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O crescimento populacional aliado a expansão das indústrias tem se tornado principal colaborador das mudanças climáticas, sendo tal situação o reflexo do aumento da emissão de gases de efeito estufa (Son et al., 2019).

Os processos hidrológicos, como a disponibilidade de água doce estão entre os campos mais afetados pela crise global climática. Com apenas 3% da água doce, esse recurso tem sido utilizado não somente ao abastecimento potável, mas como pontos de descarte de resíduos industriais oriundos de atividades produtivas. Isso torna a água poluída, sendo fundamental buscar meios para sua conservação, diminuindo riscos ambientais e econômicos (Vieira et al., 2019).

A demasiada liberação de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, existentes nestas águas residuárias são capazes de causar eutrofização, devido ao crescimento excessivo de algas. As altas concentrações de nitrogênio, impactam o meio ambiente e ostentam riscos à saúde humana. Entre os poluentes nitrogenados, o nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) é um dos principais, sendo a amônia (NH_3) especialmente tóxica para alguns organismos aquáticos (Son et al., 2019).

A indústria de laticínios desempenha um papel significativo tanto na economia brasileira quanto na global (Tabelini et al., 2023). Em 2023, cerca de 35,4 bilhões de litro de leite foram produzidos no Brasil, destacando-se as regiões Sudeste, Sul e Nordeste, tendo como o maior produtor, Minas Gerais (IBGE, 2023). Contudo, esse crescimento também trouxe desafios

ambientais, dado que a indústria se destaca como uma das maiores consumidoras de água, o que resultou em um consequente aumento na formação de resíduos oriundos dessas atividades, (Kumar Awasthi et al., 2022; Ma et al., 2023).

Este setor é caracterizado por um elevado consumo de água, exercendo uma influência considerável no meio ambiente, com variação de 8,0 a 35,0 litros por quilograma de leite. Além disso, destaca-se pela significativa produção de efluentes, que varia de 0,2 a 10 litros de água residuária por litro de leite processado, evidenciando a quantidade de efluentes gerados por litro de leite processado (Custodio et al., 2022).

Conforme indicado por Sonawane; Murthy (2023), a produção mundial de leite cresceu cerca de 50% nas últimas décadas, resultando na geração diária de volumes consideráveis de águas residuárias. Isso evidencia que esses efluentes podem representar um sério problema ambiental se não forem tratados ou descartados adequadamente. Nesse cenário, o aumento das atividades agroindustriais, como a procura por leite e derivados, não apenas expande a geração de efluentes, mas também incentiva indústrias relacionadas, como a produção de fertilizantes.

O aumento na demanda por fertilizantes, associado ao crescimento populacional, contribui em um elevado descarte de águas residuárias, que contêm principalmente DQO (200-600 mg/L), nitrogênio amoniacal (cerca de 200 mg/L) e pequenas quantidades de nitrito e nitrato (Zhang et al., 2022).

As águas residuárias originárias da produção de fertilizantes e biofertilizantes denotam altos níveis de compostos nitrogenados de difícil degradação, sendo o nitrogênio amoniacal o principal contaminante. A remoção desses compostos pode ser realizada por meio de processos físico-químicos, como a remoção de amônia, ou por processos biológicos (Son et al., 2019).

O acelerado avanço da industrialização e o consequente aumento na geração de águas residuárias, procedeu diversos métodos de tratamento aplicados para mitigar os riscos ambientais. Entre eles, os processos físico-químicos, como flotação, oxidação e floculação, e os biológicos, incluindo lagoas de oxidação, lagoas de aeração, lodo ativado e filtros biológicos (Sharma et al., 2022).

Os métodos biológicos utilizam culturas microbianas para remover contaminantes de águas residuárias, proporcionando benefícios como alta eficiência na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), matéria orgânica, metais pesados, nutrientes, cor e sólidos suspensos (Sharma et al., 2022). Entre esses métodos, destaca-se o uso de microalgas, uma promissora forma de tratamento de efluentes, potencial fonte de energia e compostos de alto valor agregado (Schagerl et al., 2022).

A fitorremediação com microalgas tem ganhado evidência como alternativa aos métodos

tradicionais de tratamento biológico de águas residuárias. Oferecem vantagens como baixa demanda energética, custo, alta eficiência na remoção de poluentes, reciclagem de nutrientes e menor geração de lodo. Além do que, a biomassa resultante pode ser utilizada para produção de bioenergia e outros produtos de alto valor (Sharma et al., 2022). Microalgas cultivadas em águas residuárias também são uma alternativa promissora aos biocombustíveis de primeira e segunda geração, tornando a biorremediação com microalgas uma solução segura e economicamente viável para o tratamento de efluentes (Schagerl et al., 2022; Mondal et al., 2022).

Os estudos no campo do tratamento de águas residuárias por meio de processos de oxidação avançada (AOPs) têm experimentado um aumento significativo. Esses processos utilizam radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$) altamente oxidantes para degradar poluentes orgânicos. Diversos AOPs foram registrados, incluindo a oxidação ultrassônica, oxidação eletroquímica, oxidação de Fenton e ozonização, nos quais os compostos orgânicos refratários com macromoléculas podem ser convertidos em moléculas menores, de baixa toxicidade ou não tóxicas. No escopo desses métodos, a ozonização destaca-se por suas vantagens em termos de simplicidade, poderosa capacidade oxidativa e amigabilidade ambiental (Gao et al., 2022).

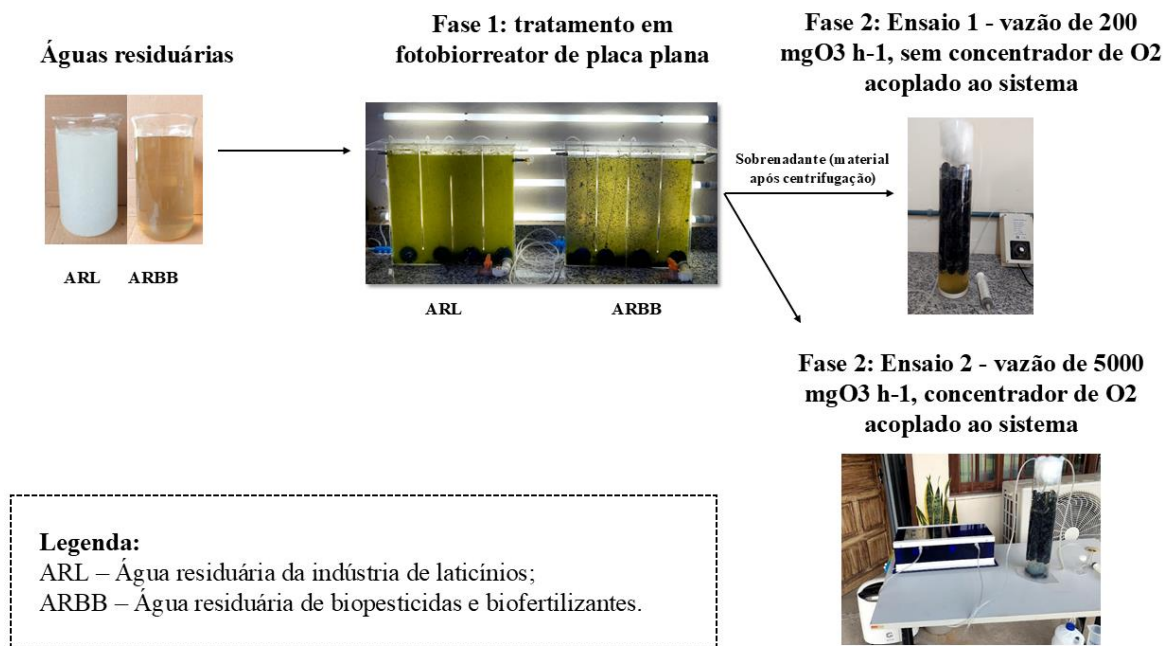
3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em duas etapas, na fase 1, a água residuária passou por tratamento em fotobiorreator inoculado com microalgas. Na fase 2, aplicou-se o tratamento por meio de um reator de ozônio, no qual foram adotados dois diferentes geradores, sob diferentes vazões e concentrações de O_3 .

Serviram como substratos de cultivo duas tipologias de águas residuárias agroindustriais: a água residuária de laticínios (ARL) e a água residuária da produção de biopesticidas e biofertilizantes (ARBB).

A Figura 1 ilustra, por meio de um fluxograma, a organização das etapas experimentais, contribuindo para uma melhor compreensão da execução do estudo em suas diferentes fases.

Figura 1- Fluxograma do experimento.

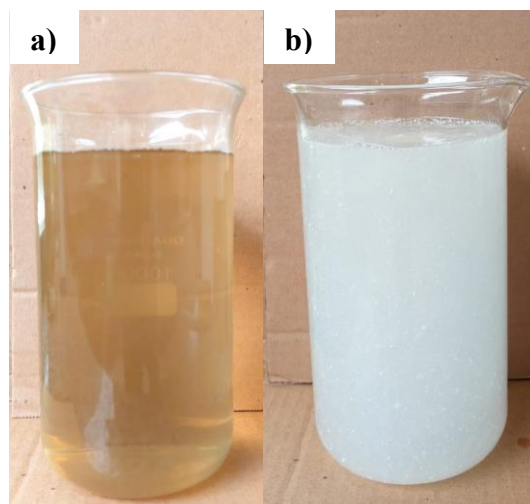


Fonte: Autores.

3.1. Águas residuárias agroindustriais

A água residuária de biopesticidas e biofertilizantes (ARBB) representado na figura 2.a, foi fornecida por uma empresa situada dentro das Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (coordenadas: 21° 46' 39" S; 43° 41' 12" W).

Figura 2- a) Água residuária de biopesticidas e biofertilizantes. b) Água residuária da indústria de laticínios.



Fonte: Autores.

O efluente da indústria de laticínios, representado na figura 2.b, foi preparado de forma sintética no Laboratório de Bioenergia e Tecnologias Ambientais (LAbTec) situado dentro das Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (coordenadas: 21° 46' 39" S; 43° 41' 12" W),

seguindo as recomendações de De Mendonça et al. (2022) e Santos; Mattos; Mendonça (2025), visando simular de forma realista a água residuária proposta. A formulação consistiu na diluição de 4 g de leite em pó diluídos em água morna, acrescida de 0,25 mL de fertilizante (FORTH) e duas gotas de detergente, para produzir 1 L de efluente. As informações relativas à composição do leite em pó e do fertilizante encontram-se apresentadas nas Tabelas 1 e 2, respectivamente. Após o preparo, a amostra foi mantida à temperatura ambiente por 24 horas.

Tabela 1- Concentrações de nutrientes do leite em pó.

Informação nutricional Porção de 25 g (2 colheres de sopa) ***		
Quantidade por porção		%VD (*)
Valor energético	126 kcal = 529 kJ	6%
Carboidratos	10 g	3%
Açúcares	9,6 g	**
Proteínas	6,2 g	8%
Gorduras totais	6,7 g	12%
Gorduras saturadas	3,8 g	17%
Gorduras trans	0 g	**
Fibra alimentar	0 g	0%
Sódio	91 mg	4%
Cálcio	380 mg	38%
Ferro	5,3 mg	38%
Zinco	2,1 mg	30%
Vitamina A	180 µg RE	30%
Vitamina D	1,9 µg	38%
Vitamina E	3,8 mg α - TE	38%
Vitamina C	17 mg	38%

* % Valores diários de referência com base em uma dieta de 2000 kcal ou 8400 kJ. Seus valores diários podem ser maiores ou menores dependendo de suas necessidades energéticas.

** VD não estabelecido. *** Quantidade suficiente para preparo de 200 mL.

Tabela 2 - Concentrações de nutrientes do fertilizante FORTH.

Tabela informacional		
Níveis de garantia:		g/L
Nitrogênio (N) (sol. água)	3%	37,80
Fósforo (P ₂ O ₅) (sol. água)	5%	63,00
Potássio (K ₂ O) (sol. água)	4%	50,40
Boro (B) (sol. água)	0,20%	2,520
Cálcio (Ca) (sol. água)	1%	12,60
Cobre (Cu) (sol. água)	0,08%	1,008
Ferro (Fe) (sol. água)	0,10%	1,260
Magnésio (Mg) (sol. água)	1%	12,60
Manganês (Mn) (sol. água)	0,20%	2,520
Molibdênio (Mo) (sol. água)	0,05%	0,063

Zinco (Zn) (sol. água)	0,40%	5,040
------------------------	-------	-------

3.1.1. Caracterização da água residuária

As análises físico-químicas foram realizados por meio de kits comerciais da marca Alfakit, abrangendo os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fenol, fósforo total e LAS, com leituras dos resultados em espectrofotômetro. O pH e a temperatura foram determinados utilizando sonda multiparâmetros. A turbidez foi mensurada por turbidímetro, enquanto a cor foi determinada por espectrofotometria.

A água residuária de laticínios (ARL) foi caracterizada com o objetivo de comparar os parâmetros físico-químicos antes e após a aplicação do tratamento proposto neste estudo. A caracterização da ARL indicou valores médios de DQO de 1325 (± 0) mg L⁻¹, DBO₅ de 928 (± 0) mg L⁻¹, nitrogênio total (Nt) de 763 (± 0) mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) de 304 (± 1) mg L⁻¹, fósforo total (Pt) de 25 (± 0) mg L⁻¹, fenol de 0,25 (± 0) mg L⁻¹, LAS de 0,4 (± 0) mg L⁻¹, pH de 6,0 ($\pm 0,2$), temperatura de 23,4 (± 2) °C, cor aparente (Cor) de 500 (± 0) PtCo e turbidez de 493 (± 13) FTU.

A caracterização da ARBB indicou valores médios de DQO de 3125 (± 0) mg L⁻¹, DBO₅ de 1875 (± 0) mg L⁻¹, nitrogênio total (Nt) de 1800 (± 0) mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) de 418 (± 1) mg L⁻¹, fósforo total (Pt) de 91 (± 0) mg L⁻¹, fenol de 0,5 (± 0) mg L⁻¹, Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS) de 0,025 (± 0) mg L⁻¹, pH de 7,0 (± 0), temperatura de 24 (± 0) °C, cor aparente (Cor) de 277 (± 3) PtCo e turbidez de 17 (± 0) FTU.

3.2. Cultivo de microalgas (inóculo)

Para a produção do inóculo, foi utilizado um mix de microalgas, proveniente do banco de cultivo do LabTec/UFRRJ. O cultivo permaneceu sob iluminação contínua com lâmpadas LED de 40 W, mantendo um fotoperíodo de 24 horas e uma irradiância de 84 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (± 1). A homogeneidade do meio foi mantida por agitação constante, utilizando compressor de ar com injeção contínua de ar a 2 L min⁻¹.

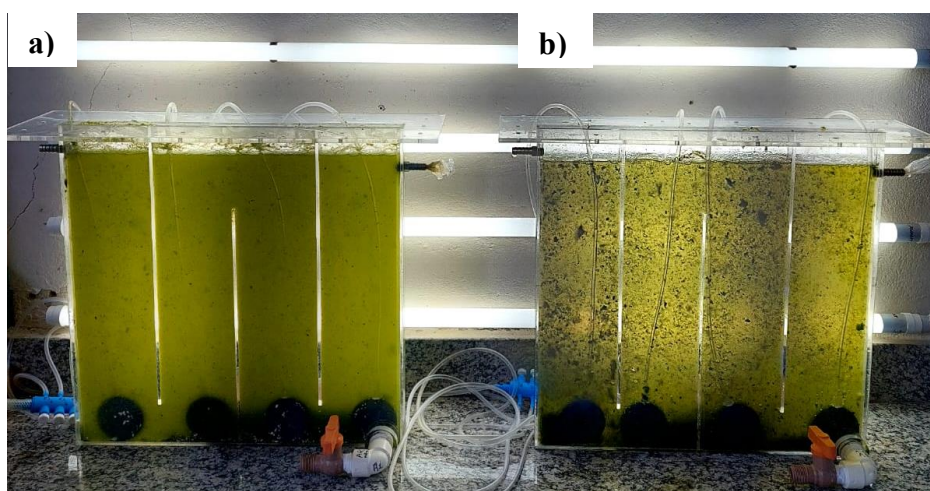
As cepas de microalgas foram cultivadas em dois reatores de material PET, com volume total de 2 L e volume de trabalho de 1,6 L. Cada reator recebeu 267 mL de inóculo e 1,3 L de água residuária. No reator A (RA) foi adicionado a ARL, e no reator B (RB), água residuária da indústria de biopesticidas e biofertilizantes.

3.3. Tratamento com microalgas (Fase 1)

O tratamento biológico com microalgas foi conduzido utilizando dois fotobiorreatores de

placa plana (FBRPP) e os inóculos produzidos para este experimento, sendo o fotobiorreator 1 (R1) para a ARL e o fotobiorreator 2 (R2) para a ARBB (Figura 3). Cada FBRPP tem capacidade total de 3 L e espessura de 2 mm. Foi adicionado 2,1 L de água residuária e 700 mL de inóculo em cada reator. A iluminação ocorreu por quatro lâmpadas de LED de 40 W cada, em um fotoperíodo de 24 horas e uma irradiância de $84 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (± 1). A homogeneidade do meio foi mantida por agitação constante, utilizando compressor de ar com injeção contínua de ar a 2 L min^{-1} .

Figura 3 - a) Fotobiorreator para o tratamento com microalgas com água residuária de laticínios (R1). **b)** Fotobiorreator para o tratamento com microalgas com água residuária de biopesticidas e biofertilizantes (R2).

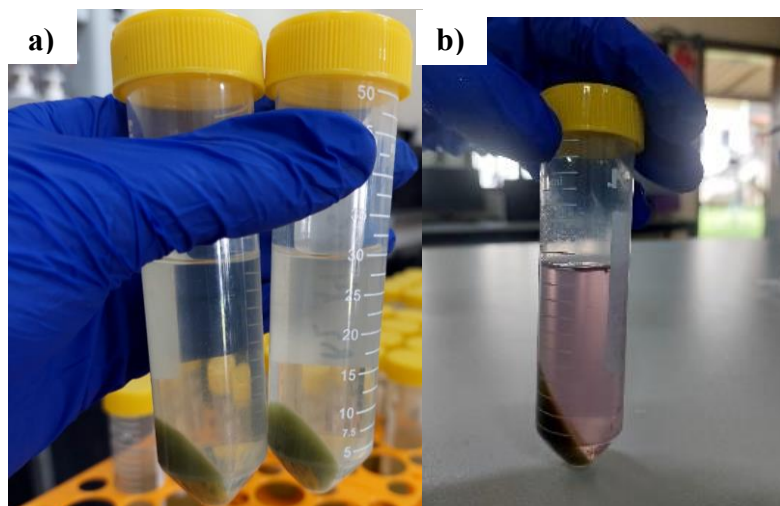


Fonte: Autor.

Foi realizado em 5 bateladas para o da ARL e ARBB. Para cada batelada, ocorreram coletas diárias de 60 mL de amostra de cada reator. As amostras foram congeladas para posteriores ensaios analíticos.

Ao final de cada ciclo dos FBRPPs, a biomassa foi separada do sobrenadante por meio de centrifugação, utilizando-se uma centrífuga digital (Anco, modelo CD 22000), operado a 8000 rpm por 8 minutos. Após esse procedimento, o concentrado corresponde à biomassa permaneceu depositado no fundo dos tubos falcon, enquanto o sobrenadante ocupou a fração superior. A Figura 4 ilustra a separação obtida para cada uma das águas residuárias avaliadas. Posteriormente, o sobrenadante foi submetido ao tratamento por ozonização.

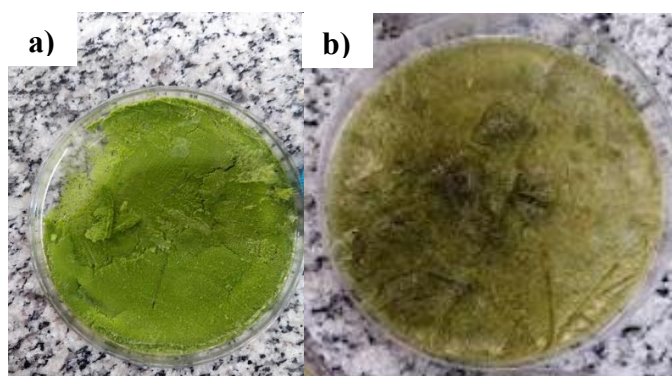
Figura 4 - a) Tubos falcon da água residuária da indústria de laticínios. **b)** Tubos falcon da água residuária de biopesticidas e biofertilizantes.



Fonte: Autor.

A biomassa separada foi distribuída em placas de Petri e mantida em congelamento por 24 horas, sendo posteriormente submetida ao processo de liofilização em liofilizador de bancada (modelo L101, Liobras, Brasil), para serem utilizadas no processo de extração lipídica. Esse procedimento foi realizado de forma independente para cada tipo de água residuária avaliada. A liofilização consiste em um método de desidratação, onde ocorre o congelamento do material, sublimação primária, caracterizada pela remoção do gelo em vácuo e sublimação secundária, destinada à eliminação da umidade residual, promovendo a estabilização do material. Esse método permite a preservação da estrutura e das características químicas da biomassa. A Figura 5 apresenta a biomassa liofilizada obtida ao final do processo.

Figura 5 - a) Material liofilizado da ARL. b) Material liofilizado da ARBB.



Fonte: Autor.

3.3.1. Crescimento da biomassa

O crescimento da biomassa durante o tratamento com os FBRRs foi monitorado por meio da densidade óptica (DO), pH, temperatura e irradiância. Efetuou-se também as quantificações

dos sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) para biomassa em crescimento (Matos, 2004; Santana et al., 2025).

A DO foi realizada diariamente, duas vezes ao dia, uma pela manhã às 8 horas e outra pela tarde, às 17 horas. Após homogeneizadas as amostras foram analisadas em triplicatas no espectrofotômetro DR 3900 Hach (Alemanha), sob o comprimento de onda de 540 nm.

A taxa específica de crescimento máxima ($\mu_{\max}$), em d^{-1} , foi determinada a partir da inclinação da reta tangente ao trecho de maior declividade da curva logarítmica da densidade óptica (DO). O tempo de duplicação (Dt) em d^{-1} , por sua vez, foi calculado conforme a Equação 1.

$$Dt = \frac{\ln(2)}{\mu_{\max}} \quad \text{Equação 1}$$

As verificações do pH e temperatura foram efetuadas com uma sonda multiparâmetros da marca Multifunction, modelo 9909-SP, China, o monitoramento da irradiância ocorreu utilizando um luxímetro digital LD 400 (Instrutherm, Brasil), ambas as análises ocorreram duas vezes ao dia, uma pela manhã às 8 horas e outra no turno da tarde às 17 horas.

Para as estimativas dos sólidos totais (ST), foram realizadas coletas diárias de 30 mL em cada FBRPP por dia. O procedimento se iniciou com a secagem dos cadinhos na mufla por 30 minutos à 550 °C, após finalização na mufla, foram encaminhados para o dessecador por mais 30 minutos para resfriamento e isolamento da umidade e aí pesados em balança analítica. A seguir, foram depositados nos cadinhos as amostras coletadas e o material foi encaminhado para a estufa à 105 °C por 24 horas, depois deste período, foram levados novamente para o dessecador e resfriados por mais 30 minutos para a nova pesagem do material. Seguidamente, a biomassa seca foi colocada em forno mufla à 550 °C por 30 minutos, logo em seguida ao procedimento os cadinhos foram colocados no dessecador por 30 minutos para resfriamento e posterior pesagem em balança analítica, estimando-se assim os sólidos fixos (SF). Obteve-se o resultado sobre os sólidos voláteis por meio da diferença entre ST e SF. Todo o procedimento e as equações 2, 3 e 4 utilizados foram fundamentadas por Mattos (2004).

$$ST = (M_s - M_R) \times 1000/V_{am} \quad \text{Equação 2}$$

$$SF = (M_c - M_R) \times 1000/V_{am} \quad \text{Equação 3}$$

$$SV = ST - SF \quad \text{Equação 4}$$

Em que: ST – sólidos totais ($mg\ L^{-1}$); M_s – massa da amostra seca à 105 °C + M_R (mg); M_R – massa do recipiente (mg); V_{am} – volume da amostra (mL); SF – sólidos fixos ($mg\ L^{-1}$); e, M_c – massa cinza + massa do cadinho (mg).

3.3.2. Extração de lipídios

O método proposto por Randall e Twisselmann foi empregado no processo de extração de lipídios da biomassa, utilizando-se o equipamento VELP Scientifica, modelo ELS SER 148/3 (Itália). Previamente ao processo de extração, a biomassa foi congelada por 24 h e, em seguida, submetida à liofilização por 48 h. Após a liofilização, o material foi triturado em triturador apropriado.

A biomassa triturada foi pesada e transferida para os cartuchos de extração. Para evitar perdas de material, estopas foram utilizadas na parte superior dos cartuchos, assegurando a retenção da biomassa no interior do recipiente. O Becker utilizado na transferência foi novamente pesado, permitindo a determinação da massa real de biomassa efetivamente submetida à extração. Após essas etapas, a extração foi conduzida conforme a metodologia recomendada pelo fabricante do equipamento ELS SER 148/3.

Foram medidos 70 mL de solvente com o auxílio de uma proveta e transferidos para os copos de extração, os quais foram inseridos no equipamento. Em seguida, os cartuchos contendo a biomassa foram posicionados de modo a permanecerem imersos no solvente por aproximadamente 30 min. Após o período de imersão, os cartuchos foram suspensos para a etapa de lavagem e recuperação do solvente, iniciando-se o processo de rotoevaporação por 15 a 20 min, durante o qual ocorreu a separação do solvente da amostra.

Ao final do processo, os copos de extração contendo o óleo foram retirados do equipamento, acondicionados em dessecador por 30 min e, posteriormente, pesados. A porcentagem de lipídios foi então determinada conforme a Equação 5.

$$\text{Lipídios}(\%) = \frac{m_{\text{lipídios}}}{m_{\text{amostra}}} \times 100 \quad \text{Equação 5}$$

Em que, $m_{\text{lipídios}}$ representa a diferença entre o peso final e inicial do balão e amostra é o valor da biomassa pesada ($\geq 0,2$ g).

3.3.3. Determinação dos ácidos graxos

A determinação dos ácidos graxos foram quantificados por eletroforese capilar (EC) segundo a metodologia de Moreira; Geraldo; Oliveira (2025), realizado pelo grupo de pesquisa de Química Analítica e Quimiometria (GQAQ) da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora - MG, Brasil. As análises foram realizadas em um sistema de eletroforese capilar Agilent 7100 (Califórnia, EUA), equipado com detector de matriz de diodos (DAD) operando a 224,0 nm. A temperatura do cartucho foi mantida a 27°C. A injeção das amostras ocorreu de forma hidrodinâmica, aplicando-se 12 mbar por 4,0 s, enquanto a separação eletroforética foi

conduzida sob tensão de +19 kV. Utilizou-se um capilar de sílica fundida com revestimento externo de poliimida (NST, São Paulo, Brasil), com 48,5 cm de comprimento total, 40 cm de comprimento efetivo, 75 µm de diâmetro interno e 360 µm de diâmetro externo. O eletrólito de fundo (BGE) consistiu em uma solução contendo 15 mmol L⁻¹ de tampão fosfato (NaH₂PO₄/Na₂HPO₄, pH 6,8), 4 mmol L⁻¹ de dodecilbenzeno sulfonato de sódio (SDBS), 8,3 mmol L⁻¹ e Brij® 35, 45% (v/v) de acetonitrila e 2,1% (v/v) de 1-octanol (Moreira; Geraldo; Oliveira (2025)).

O teor de ácidos graxos (AG) foi determinado por meio de curvas de calibração externas, construídas pelo método dos mínimos quadrados ordinários (OLS). Os dados analíticos foram obtidos a partir da análise randomizada de triplicatas autênticas das soluções de mistura padrão, utilizando o método CZE-UV. Avaliação da linearidade considerou, como pressupostos estatísticos, a independência do coeficiente de correlação (r), a homoscedasticidade e a ausência de falta de ajuste para cada ácido graxo. Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) foram determinados com base na relação sinal-ruído, sendo expressos em termos de concentração (mmol L⁻¹) (Moreira; Geraldo; Oliveira (2025)).

Os perfis de ácidos graxos foram usados a fim de se estimar os seguintes parâmetros: número de cetano (NC), índice de saponificação (SV, mg de KOH g⁻¹), índice de iodo (IV), fator de saturação de cadeia longa (LCSF) ponto de entupimento a frio (CFPP, °C); ponto de névoa (Cloud Point - CP, °C), estabilidade oxidativa (OS, h), poder calorífico superior (HHV), viscosidade cinemática (ν, mm² s⁻¹) e densidade (ρ, g cm⁻³).

Abaixo apresenta-se as Equações 6 a 15, utilizadas para mensurar a qualidade do biodiesel produzido:

$$VS = (560 \times Ni) / MM \quad \text{Equação 6}$$

$$VI = (254 \times Ni \times Di) / MM \quad \text{Equação 7}$$

$$NC = \left(46,3 + \frac{5458}{vs} \right) - (0,225 \times VI) \quad \text{Equação 8}$$

$$GS = \sum Mufla + (2 \times Pufa) \quad \text{Equação 9}$$

$$LCSF = (0,1 \times C16:0) + (0,5 \times C18:0) + (1 \times C20:0) + (2 \times C24:0) \quad \text{Equação 10}$$

$$CFPP = (3,417 \times LCSF) - 16,477 \quad \text{Equação 11}$$

$$OS = (-0,0384 \times GS) + 7,770 \quad \text{Equação 12}$$

$$HHV = 46,19 - \left(\frac{1794}{Mi} \right) - 0,21 \times N \quad \text{Equação 13}$$

$$\vartheta = -12,503 + 2,496 \times \ln(Mi) - 0,78 \times N \quad \text{Equação 14}$$

$$\rho = 0,8463 + \frac{4,9}{Mi} + 0,0118 \times N \quad \text{Equação 15}$$

Em que: VS – Valor de saponificação; VI – Valor de iodo; NC – Número de cetano; GS – Grau de saturação; LCSF – Fator de saturação de cadeia longa; CFPP – Ponto de entupimento de filtro a frio; OS – Estabilidade oxidativa; HHV – Poder calorífico superior; η – Viscosidade cinemática; ρ – Densidade; MM – Peso molecular do i-ésimo ácido graxo; Ni – Porcentagem de cada éster metílico de ácido graxo; Di – Número de ligações duplas do i-ésimo FAME; MUFA – Fração de massa de ácidos graxos monoinsaturados; PUFA – Fração de massa de ácidos graxos monoinsaturados; Mi – Peso molecular do ácido graxo; e, N – Número de ligações duplas em cada ácido graxo.

3.3.4. Balanço de massa

O balanço de massa foi mensurado com base nos dados experimentais obtidos neste estudo em modelos previamente descritos na literatura, considerando as abordagens metodológicas de Dong et al. (2016) e Lee; Oh; Lee, (2015), que estabelecem diretrizes para a estimativa do rendimento de biomassa, conversão de nutrientes e geração de coprodutos em processos envolvendo microalgas. Para o balanço de massa foi considerada uma geração diária de 200 m³ de efluentes por dia, correspondente a cerca de 73.000.000 litros por ano (L ano⁻¹).

3.4. Ozonização (Fase 2)

Essa etapa do experimento foi utilizado dois modelos de gerador de ozônio (O₃), o primeiro ensaio foi empregue um gerador de O₃ da marca Umax (modelo HF116) com produção de ozônio estimada de 2 g h⁻¹ e no segundo ensaio foi usado um sistema integrado de gerador de oxigênio (Yuwell 8F-5AW) e gerador de ozônio da marca Remo Corporation o sistema integrado possui um fluxo de oxigênio com uma faixa de 1 a 5 L min⁻¹ com pureza entre 90% - 96% e geração de O₃ estimada de aproximadamente 3 a 9 g h⁻¹, dependendo do fluxo de O₂ e da regulagem do botão de fluxo do O₃ em 0% ou 100%.

O material utilizado nesta etapa do experimento correspondeu ao sobrenadante obtido após o processo de centrifugação realizado ao término das bateladas da Fase 1 para a ARL e ARBB.

3.4.1. Ensaio 1: vazão de 200 mgO₃ h⁻¹, sem concentrador de O₂ acoplado ao sistema

No ensaio 1, figura 6, foi usado um reator de acrílico com volume total de 3680 mL e volume de trabalho de 2500 mL, com 50 cm de altura, diâmetro externo de 10 cm e diâmetro interno de 9,5 cm. O interior do reator foi preenchido com mídias plásticas, com área específica de 1000 m² m⁻³. A principal função das mídias plásticas é reter o gás ozônio dentro de suas lacunas, permitindo maior o tempo de contato do O₃ com a água residuária (ARL e ARBB) em processo

de tratamento, maximizando a transferência de gás-líquido (Clem; Mendonça, 2022; Santos; Mattos; Mendonça, 2025). Ao fundo foi depositado um difusor de oxigênio conectado a uma mangueira para a passagem do gás do gerador de O_3 (Umax, HF116) para o reator, além disso uma outra mangueira foi colocada entre as mídias plásticas para ajudar na coleta das amostras durante o processo de ozonização. No topo do reator foi colocado um material de algodão (estopa) com o propósito de criar uma atmosfera de ozônio mais concentrada em seu interior e, simultaneamente, reter partículas suspensas na água residuária (AR) por meio da força ascendente do gás durante o processo (efeito de flotação).

Figura 6 - Sistema operacional utilizado no ensaio 1.



Fonte: Autor.

Para o ensaio 1, foram realizados três testes experimentais, para o sobrenadante de cada uma das águas residuárias, com o objetivo de assegurar a reprodutibilidade dos resultados e garantir a confiabilidade dos dados obtidos. Durante os testes, foram coletados 60 mL de amostra para os tempos de ozonização de 30, 60, 120 e 180 minutos, tempo de operação determinado para este ensaio. As amostras coletadas foram utilizadas posteriormente para as análises de temperatura, pH, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (Nt), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), fósforo total (Pt), fenol e Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS). As análises de ozônio ocorriam simultaneamente com as coletas em cada tempo de operação, 30, 60, 120 e 180 minutos.

3.4.2. Ensaio 2: vazão de $5000 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$, concentrador de O_2 acoplado ao sistema.

No ensaio 2, o gerador de ozônio operou sob vazão de 5 L min^{-1} e concentração de O_3 de 90%. Utilizou-se o mesmo reator empregado no ensaio 1 (Figura 7).

Figura 7 - Sistema operacional utilizado no ensaio 2.



Fonte: Autor.

Para esse ensaio, foram realizados três testes experimentais para o sobrenadante de cada uma das águas residuárias tratadas (ARL e ARBB), o tempo de operação foi de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos, e para cada tempo de trabalho citado era coletado uma amostra de 60 mL. As amostras coletadas foram usadas para as análises de concentração de ozônio, que ocorria concomitante à coleta, assim como as medidas de pH, temperatura, DQO, DBO₅, Nt, N-NH₄⁺, fenol, LAS e Pt. As análises de cor e turbidez foram medidas a cada 5 minutos durante a execução dos testes.

3.5. Métodos analíticos

O pH e a temperatura (T) foram analisados para cada fase do experimento utilizando uma sonda multiparâmetros Multifunction, modelo 9909-SP, China, a turbidez foi verificada usando um turbidímetro da HANNA Instruments, modelo HI93703C, Itália, e o parâmetro cor foi medido em um espectrofotômetro Hach, modelo DR3900, Alemanha (De Mendonça et al., 2022; APHA, 2012).

As análises químicas dos parâmetros da DQO, Nt, N-NH₄⁺, fenol, Pt, ozônio e LAS foram realizadas utilizando kits de análise da marca Alfakit, as leituras foram feitas em um espectrofotômetro Hach, modelo DR3900, Alemanha (APHA, 2012). A DBO₅ foi determinada pela equação 16 (Sperling, 2007).

$$DBO = f \times DQO$$

Equação 16

Em que:

f – Fator de conversão empírico, foi usado para a ARL um valor de 0,7 e para a ARF o valor de 0,6;

DQO – Demanda química de oxigênio.

Para o cálculo da eficiência de remoção dos poluentes averiguados, utilizou-se a equação 17 (Santos; Mattos; Mendonça, 2025).

$$Ef. de remoção (\%) = \frac{(concentração\ inicial - concentração\ final)}{concentração\ inicial} \times 100 \quad \text{Equação 17}$$

Neste estudo, as análises foram submetidas à análise em triplicata em todos os parâmetros nas duas fases do experimento, todos realizados em precisa conformidade com as recomendações descritas em APHA (2012).

3.6. Análise estatística dos dados

Os dados experimentais foram submetidos à análise estatística descritiva, com o objetivo de caracterizar o comportamento das variáveis analisadas por meio de médias e desvio padrão. Foi realizado também a análise de componentes principais (PCA), técnica de análise multivariada, utilizando o software RStudio.

A análise de PCA é uma técnica estatística multivariada que visa reduzir a complexidade dos dados por meio da transformação das variáveis originais em um novo conjunto de variáveis não correlacionadas, denominadas componentes principais (CPs) (Neto, 2004; Santos; Mattos; Mendonça, 2025). Cada componente é obtido como uma combinação linear das variáveis originais, sendo o primeiro componente (CP1) responsável por captar a maior parcela da variância total do conjunto de dados, seguido pelo segundo (CP2), que representa a segunda maior fração, e assim sucessivamente (Neto, 2004; Fraga et al., 2017).

A análise estatística descritiva e a PCA foram conduzidas nas duas fases do experimento, levando em consideração as variáveis em estudo.

3.7. Cinética de remoção de poluentes

As curvas de decaimento da eficiência de remoção dos poluentes foram obtidas com base nas concentrações medidas ao longo do tempo de operação dos fotobiorreatores (Fase 1) e da aplicação de ozônio para os ensaios 1 e 2 (Fase 2), sendo ambos conduzidos em triplicata e realizados com o auxílio do software Microsoft Excel. Foi realizada uma análise de correlação por regressão polinomial entre a variável dependente Y e o tempo, considerando o tempo de

operação de cada uma das fases.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico, são apresentados e discutidos os resultados obtidos ao longo das duas fases do experimento: a Fase 1, referente ao tratamento biológico com microalgas, utilizando fotobiorreatores de placa plana (FBRPP) tratando às águas residuárias ARL e ARBB. A Fase 2, relacionada ao processo de ozonização, foi operada sob diferentes condições operacionais, empregando-se geradores de ozônio com vazões de $200 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$, sem concentrador de oxigênio acoplado, e de $5000 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$, com concentrador de O_2 acoplado ao sistema, utilizando o sobrenadante proveniente da Fase 1.

4.1. Tratamento com microalgas (Fase 1)

4.1.1. Fatores ambientais e crescimento das microalgas

Os parâmetros cinéticos de crescimento das etapas avaliadas foram determinados a partir da fase exponencial das curvas de crescimento, conforme descrito na metodologia. A ARBB apresentou taxa específica de crescimento máxima ($\mu_{\text{máx}}$) de $0,76 \text{ d}^{-1}$, associada a um tempo mínimo de duplicação (D_t) de 0,91 dia, indicando crescimento mais rápido e maior eficiência metabólica durante a fase exponencial. Por outro lado, a ARL apresentou $\mu_{\text{máx}}$ inferior, de $0,49 \text{ d}^{-1}$, resultando em um tempo de duplicação mais elevado (1,41 dia), o que evidencia um crescimento celular mais lento quando comparado à ARBB.

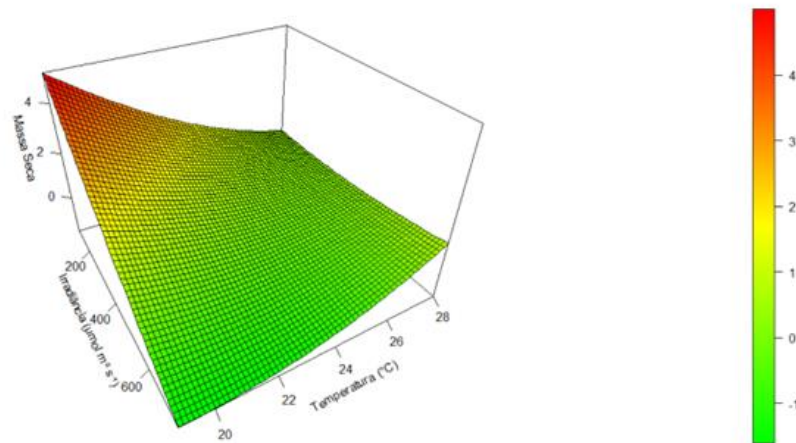
A diferença observada entre os valores de $\mu_{\text{máx}}$ e D_t sugere que a ARBB possui maior capacidade de adaptação às condições experimentais, refletindo em maior velocidade de divisão celular. Esse comportamento cinético pode influenciar diretamente a produtividade do processo, uma vez que maiores taxas de crescimento estão geralmente associadas a maior formação de biomassa em menor intervalo de tempo.

Em consonância com o comportamento cinético observado, a produção de biomassa ao final do cultivo, expressa como massa seca final (MS_{Final}), evidenciou diferenças entre as águas residuárias avaliadas. A ARBB apresentou MS_{Final} de $2,00 \text{ g L}^{-1}$, valor superior ao observado para a ARL, que atingiu $1,37 \text{ g L}^{-1}$ ao final do período experimental. Esses resultados indicam maior acúmulo de biomassa pela ARBB sob as condições de cultivo empregadas.

Com o objetivo de aprofundar a análise da biomassa observado, foram gerados gráficos de superfície de resposta utilizando o software R, apresentados na Figura 8 para o R1 e Figura 9 para o R2, onde pode-se observar o comportamento da massa seca (MS) quando submetida aos fatores de irradiação e temperatura no decorrer dos 6 (seis) dias de tratamento dos reatores R1

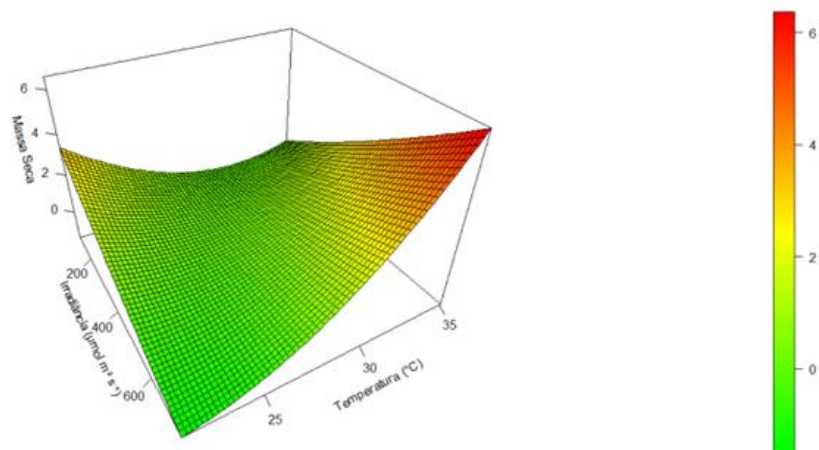
e R2. De modo geral, observa-se que ambos os fatores exercem efeito significativo, porém com padrões distintos em função da matriz de água residuária utilizada.

Figura 8 - Gráfico de superfície resposta referente ao reator R1 (ARL).



Fonte: Autor.

Figura 9 - Gráfico de superfície resposta referente ao reator R2 (ARBB).



Fonte: Autor.

No gráfico referente ao R1 observou-se que o incremento da intensidade luminosa resultou em redução progressiva da massa seca, principalmente em faixas mais elevadas de radiação. Esse comportamento sugere que, nas condições avaliadas, o aumento da luminosidade

promoveu estresse ao sistema, reduzindo a eficiência do crescimento da biomassa. Por outro lado, valores de temperatura na faixa de 22 – 24 °C favoreceram maior acúmulo de massa seca, indicando que a biomassa apresentou melhor desempenho em condições térmicas moderadas, mas limitada pela alta radiação, que indicam faixas intermediárias de temperatura como ideias para otimizar fotossíntese e crescimento da microalga (Barsanti; Gualtieri, 2014).

Almeida et al. (2020) observaram comportamento similar em *Dunaliella salina*, onde a intensidade luminosa elevada promoveu maior produção de carotenoides, mas reduziu o crescimento celular devido ao desequilíbrio fisiológico induzido pelo estresse. Hintz; Zeising; Striebel (2021) também destacaram que a qualidade e intensidade da luz influenciam não apenas a produtividade, mas limitam a biomassa total.

No gráfico referente ao R2 verificou-se um comportamento distinto, a produção de massa seca aumentou gradualmente tanto com o aumento da intensidade luminosa quanto com o aumento da temperatura. Esse resultado demonstra maior tolerância da biomassa nesse sistema, que apresentou melhor resposta a radiação e a temperatura mais elevadas (até 35 °C). Nur et al. (2025) ressaltaram que algumas espécies de microalgas podem se beneficiar de ambientes ricos em nutrientes e irradiância elevada.

Portanto, os resultados sugerem que R1 é mais sensível à radiação intensa e depende de temperaturas moderadas para maximizar a biomassa, enquanto o R2 demonstra maior robustez frente a estresses ambientais, tendo um melhor desempenho sob alta luminosidade e calor.

4.1.2. Concentração lipídica, ácidos graxos e índice de qualidade do biodiesel

A biomassa utilizada para a quantificação dos ácidos graxos foi obtida ao final da Fase 1 do experimento, após o cultivo do consórcio de microalgas em fotobiorreatores de placa plana utilizando as águas residuárias ARL e ARBB como meio de cultivo. Após a separação do sobrenadante por centrifugação, a biomassa foi submetida à liofilização e posterior extração lipídica, sendo então utilizada para determinação do perfil de ácidos graxos e avaliação da qualidade do biodiesel produzido.

De forma geral, as concentrações lipídicas foram baixas, apresentando 9,4% ($\pm 0,001$) no cultivo com ARBB (R2) e 7,3% ($\pm 0,004$) na ARL (R1). Valores abaixo de 20% geralmente podem ser considerados baixos na biomassa de microalgas. Resultados semelhantes foram reportados por Santana et al. (2025), que observam baixos percentuais lipídicos em cultivos sem limitação nutricional significativa, atribuídos à predominância de rotas metabólicas associadas à síntese de proteínas e carboidratos. Assim, os valores observados neste estudo indicam que as condições experimentais favoreceram a adaptação e multiplicação celular, sendo

compatíveis com a literatura e reforçando que estratégias adicionais de estresse metabólico seriam necessárias para promover maior acúmulo lipídico.

Na Tabela 3 estão descritos além dos índices de qualidade do biodiesel as classes dos ácidos graxos (saturados (SFA), monoinsaturados (MUFA) e poli-insaturados (PUFA)) identificados na biomassa.

Tabela 3 - Propriedades do biodiesel extraído do mix de microalgas cultivadas nas águas residuárias ARL e ARBB.

Índices do biodiesel	ASTM D6751-23a	ANP	R1 (ARL)	R2 (ARBB)
SFA (%)	ND	ND	20.59	73.05
MUFA (%)	ND	ND	15.64	23.73
PUFA (%)	ND	ND	63.77	3.22
CN	>45	>48	35.33	67.04
SV (mg g ⁻¹)	0,3	0,5	202.23	203.24
IV	ND	<120	168.70	27.17
CFPP (°C)	15	0 a 20	-0.14	63.45
OS (h)	>6	>13	4.44	0
HHV (MJ kg ⁻¹)	ND	<120	39.32	39.62
ν (mm ² s ⁻¹)	1,9 a 6	3,5 a 5	1.20	1.47
ρ (g cm ⁻³)	0,86 a 0,9	0,86 a 0,9	0.88	0.86

ASTM D6751-23a e ANP – valores dos parâmetros recomendados de qualidade do biodiesel, conforme as diretrizes previstas em suas respectivas legislações; SFA – ácido graxo saturado (%); MUFA – ácido graxo monoinsaturado (%); PUFA – ácido graxo poli-insaturado (%); CN – número de cetano; SV – valor de saponificação (mg g⁻¹); IV – valor de iodo; CFPP – ponto de entupimento do filtro frio (°C); OS - estabilidade de oxidação (h); HHV – valor de aquecimento superior (MJ kg⁻¹); ν – viscosidade cinemática (mm² s⁻¹); ρ – densidade (g cm⁻³); salienta-se que CFPP no Brasil é variável conforme cada estado unidade da federação – UF; e, ND – não determinado.

A Tabela 3 expõe as propriedades qualitativas do biodiesel obtido a partir do mix de microalgas cultivadas em águas residuárias de laticínios (ARL – R1) e de biopesticidas/biofertilizantes (ARBB – R2), em comparação com os limites determinados pela norma ASTM D6751-23^a (West Conshohocken, Pensilvânia, Estados Unidos) e pelas diretrizes da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), Brasil.

O perfil de ácidos graxos expôs diferenças marcantes entre os cultivos, o biodiesel proveniente da ARL (R1) apresentou alto teor de ácidos graxos poli-insaturados (PUFA) igual a 63,77%, enquanto o da ARBB (R2) foi caracterizado pelo predomínio de ácidos graxos

saturados (SFA) 73,05%, na Tabela 4 é possível observar a composição dos FAMES que confirma a diferença entre os cultivos. Altos teores de PUFA, como observado em R1, conferem maior fluidez e melhor comportamento a baixas temperaturas, mas reduzem a estabilidade oxidativas do combustível. Já o predomínio de SFA em R2 proporciona maior estabilidade térmica e oxidativa, embora comprometa propriedades de fluidez, especialmente em ambientes frios (Santana et al., 2025).

Tabela 4 - Composição dos FAMES (Éster Metílico de Ácido Graxo) do R1 e R2.

FAME	Nomenclatura	R1 (%)	R2 (%)
C18.0	Ácido esteárico	7,86	45,36
C18.1	Ácido oleico	15,64	23,73
C18.2	Ácido linoleico	21,5	3,22
C18.3	Ácido alfa-linoleico	42,28	-
C16.0	Ácido palmítico	12,73	27,71

De acordo com as diretrizes da ANP (2024), a densidade do biodiesel (ρ) deve estar na faixa de 0,86 e 0,9 g cm⁻³. Ambos os cultivos apresentaram valores dentro do limite estabelecido, o R1 com 0,88 g cm⁻³ e o R2 com 0,86 g cm⁻³. A densidade, quando associada a uma proporção equilibrada de ácidos graxos saturados e insaturados, constitui um parâmetro determinante para a qualidade do biodiesel, assegurando adequada eficiência de ignição e elevado rendimento energético (Anahas; Prasannabalaji; Muralitharan, 2025; Santana et al., 2025).

A viscosidade cinemática (ν) é um parâmetro importante na qualidade do biodiesel, determina a qualidade de atomização do combustível e o desgaste do sistema. Os cultivos exibiram valores abaixo da faixa recomendada, R1 com 1,20 mm² s⁻¹ e R2 com 1,47 mm² s⁻¹. Valores abaixo dos parâmetros (ASTM D6751-23a e ANP) dificultam a formação de película de óleo sobre as superfícies metálicas, intensificando o desgaste dos componentes do sistema de injeção de combustível (Liu et al., 2022).

O valor de iodo (IV), indicador do grau de insaturação, R1 apresentou IV de 168,70, superior ao limite estabelecido pelas diretrizes da ANP (<120 g de Iodo/100 g), refletindo o elevado teor de insaturações. Já o R2 apresentou IV de 27,17, compatível com biodieseis mais estáveis e evidenciando baixa sensibilidade a oxidação, embora em níveis que sugerem maior rigidez molecular. A estabilidade oxidativa (OS) também apresentou valores abaixo do recomendado pelas normas internacionais. Enquanto a ANP estabelece um mínimo de 13 h e a ASTM D6751-23a de 6 h, os biodieseis apresentaram apenas 4,44 h (R1) e 0 h (R2).

O ponto de entupimento a frio (CFPP) indica a temperatura mínima abaixo da qual o

biodiesel começa a formar cristais e que pode levar ao entupimento do filtro de combustível. A CFPP variou bastante entre os cultivos, o R1 apresentou valor de $-0,14\text{ }^{\circ}\text{C}$, o que indica boa resistência à cristalização em temperaturas próximas de $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, em contrapartida, o R2 apresentou valor extremamente elevado ($63,45\text{ }^{\circ}\text{C}$), inviabilizando sua aplicação direta como combustível em condições ambientais comuns, uma vez que sua utilização exigiria temperaturas muito acima das usuais par evitar entupimento de filtros.

O poder calorífico superior (HHV) dos cultivos, R1 ($39,32\text{ MJ kg}^{-1}$) e R2 ($39,62\text{ MJ kg}^{-1}$) apresentou valores compatíveis com combustíveis fósseis, evidenciando elevado potencial energético para ambas as rotas de produção.

Na Tabela 3 apresenta-se o número de cetano (CN), parâmetro que avalia a qualidade de ignição do biodiesel, refletido sua eficiência e rapidez na combustão no motor. O CN está diretamente associado ao intervalo entre a injeção e o início da ignição, onde valores mais elevados de CN resultam em menor atraso de ignição, favorecendo a partida a frio do motor. Ressaltando-se, entretanto, que números de cetano excessivamente altos podem favorecer combustões irregulares e aumentar a emissão de material particulado (Liu et al., 2022; Santana et al., 2025).

Os valores de CN obtidos para as amostras apresentaram comportamentos contrastantes em relação aos limites estabelecidos pelas normas, a amostra R1 apresentou CN de 35.33, inferior aos parâmetros de referência, o que indica baixa qualidade de ignição. Este desempenho pode estar associado a um perfil de ácidos graxos menos favorável, caracterizado pela predominância de insaturados, que pode ser observado na Tabela 4, que impactam negativamente esse parâmetro. Por outro lado, a amostra R2 exibiu CN de 67.04, um valor acima das exigências das normas ASTM e ANP, o que sugere elevada eficiência de ignição e combustão rápida, favorecendo o desempenho do motor. Situando-se na faixa reportada para biodiesel de microalgas cultivadas sob condições otimizadas (56.34 a 72.74) (Santana et al., 2025).

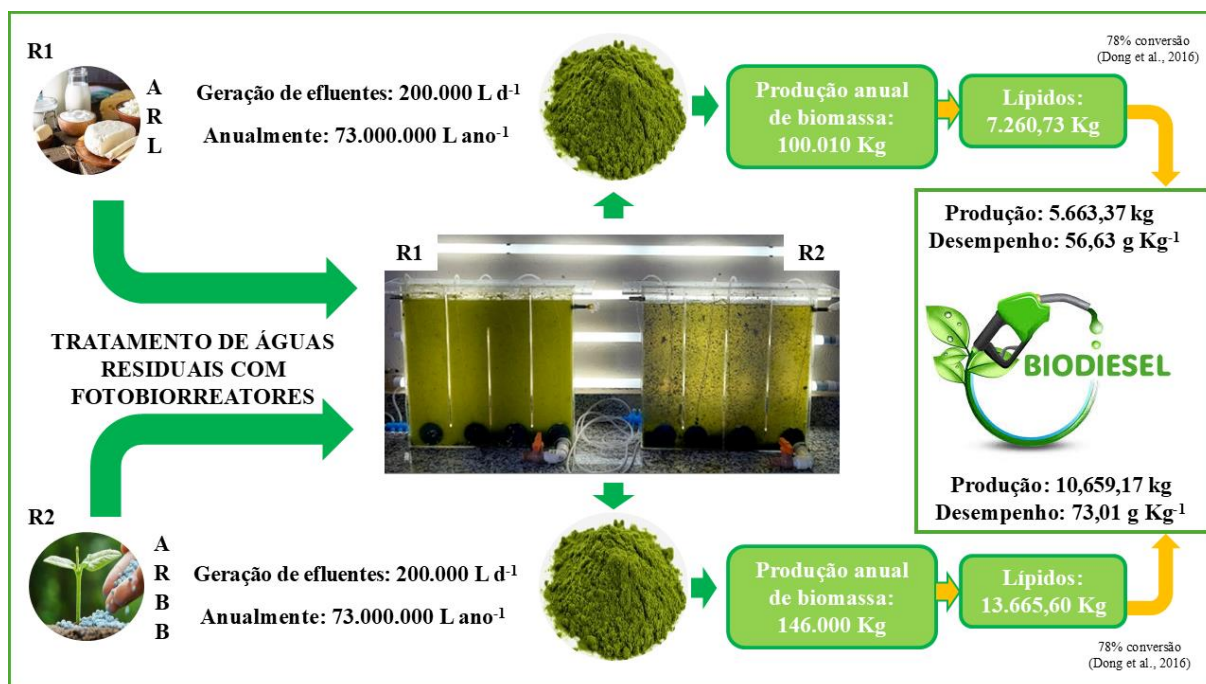
Por fim, o biodiesel derivado da ARL (R1) apresentou vantagens em termos de fluidez e poder calorífico, porém foi limitado pela baixa estabilidade oxidativa e pelo elevado teor de insaturações, fatores que comprometem seu atendimento às especificações técnicas e inviabilizam seu uso direto como biocombustível. Por outro lado, o biodiesel obtido da ARBB (R2), apresentou maior teor de ácidos graxos saturados e maior estabilidade térmica, mostrando-se compatíveis com padrões internacionais, posicionando-o como um produto potencial competitivo em relação a outros biocombustíveis, como o de óleo de palma (62,5) e superior (47,0) (Mekonnen; Endris; Abdu, 2024).

4.1.3. Balanço de massa

O volume expressivo da ARBB e ARL refletem a elevada demanda de água, típica dos processos de produção e limpeza em estabelecimentos desse setor. Isso reforça a necessidade de novas tecnologias para tratamento adequado desse efluente, a fim de atender os critérios de bioeconomia, que tem por objetivo a mitigação de impactos ambientais, paralelo a produção de bioprodutos de alto valor agregado.

A geração de efluentes considerada para ARL e ARBB é de ($73.000.000 \text{ L ano}^{-1}$), tal volume se torna uma importante aliado na quantificação da produção de biomassa de microalgas, em paralelo a extração de lipídios e produção de biocombustíveis, como o biodiesel, adotando um método de balanço de massa (Figura 10).

Figura 10 - Balanço de massa.



Fonte: Autor.

No tratamento com ARL, a concentração de massa seca final foi de $1,37 \text{ g L}^{-1}$, o que se resultou numa produção anual de biomassa seca de 100.010 Kg . Ao se considerar o teor lipídico de 7,26% a extração lipídica poderia alcançar em torno de $7263,73 \text{ kg}$ de lipídios, dos quais seriam convertidos em $5.663,37 \text{ kg}$ de biodiesel com rendimento de $56,63 \text{ g kg}^{-1}$.

No segundo cenário com o uso de ARBB como meio de cultivo a produção de biomassa seca foi de $2,0 \text{ g L}^{-1}$, impactando na produção de biomassa seca anual em 146.000 Kg , isso corresponde uma produção 46% maior que a produção de biomassa seca de microalgas cultivadas em ARL. O aumento da biomassa seca na ARBB pôde ser evidenciado na taxa

específica de crescimento máxima e tempo mínimo de duplicação, que apresentaram resultados satisfatórios quando comparados com a ARL. Dessa biomassa se extraiu cerca de 9,36% de lipídios, alcançando 13.665,60 kg ano⁻¹ de lipídios, que convertidos resultam em 10.659,17 kg de biodiesel, sendo esse valor 88,28% maior comparado ao ARL, com rendimento de 28,91% maior que ARL, sendo de 73,01 g kg⁻¹.

Em números percentuais os teores de lipídios estão abaixo dos dispostos pela literatura que apresentam valores alcançando os 60% (Santana et al., 2025; Udayan et al., 2023). Nesse sentido, cabe ressaltar que há uma série de fatores que impactam diretamente na produção lipídica, bem como no planejamento econômico do projeto, tais como: fotoperíodo, meio de cultura, temperatura, salinidade, pH, fonte de nutrientes, mecanismos de agitação, tipo de fotobiorreator, escalabilidade, logística, entre outros (Adekanmi et al., 2025).

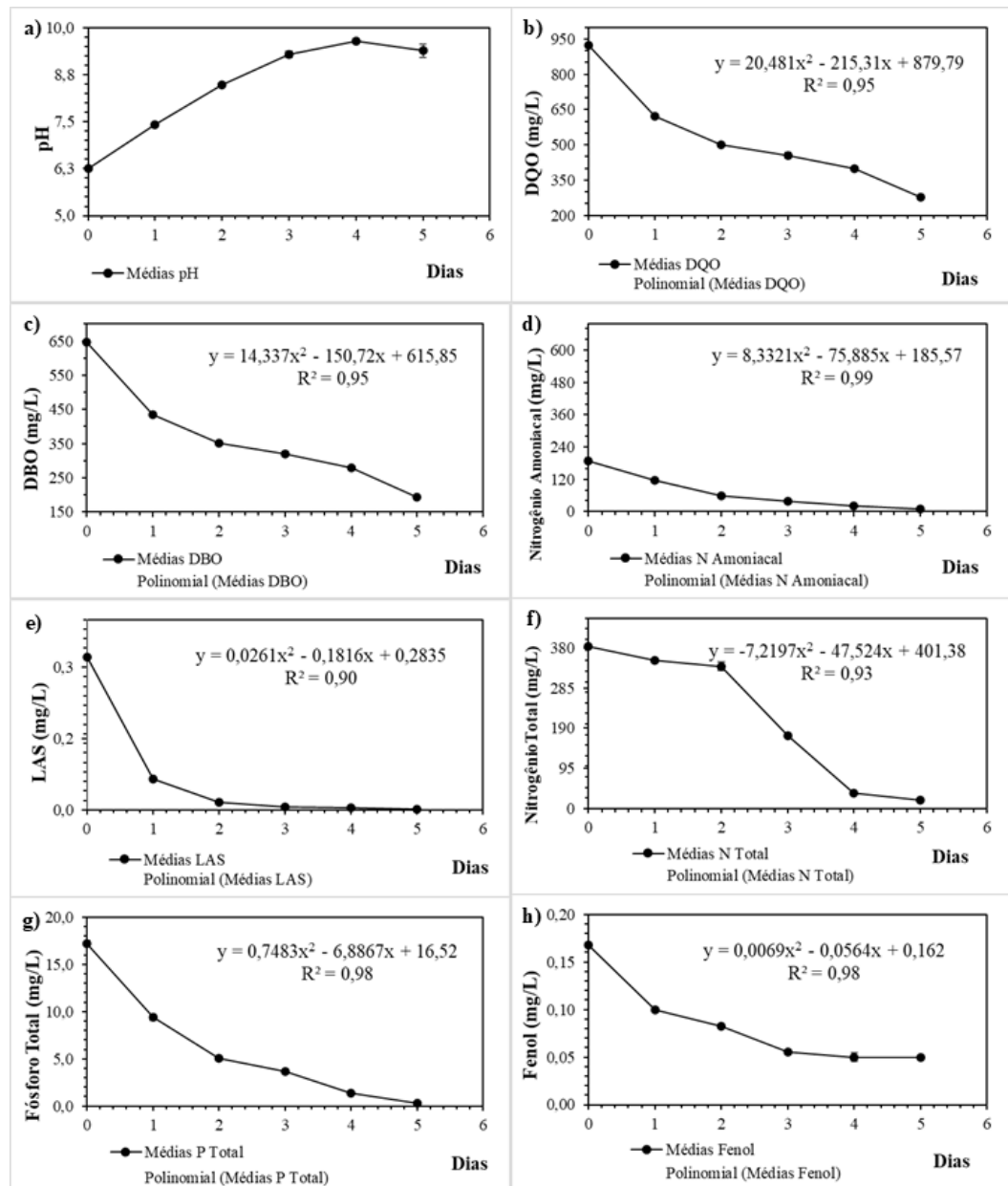
Diante desses fatores e das limitações associadas à produção, são diversas as barreiras para a transição energética, pesquisas recentes apontam que para se obter uma atenção maior para os biocombustíveis, é preciso reduzir custos por meio da otimização dos processos, desde o cultivo até o destino do biocombustível e a própria escalabilidade desse processo (Osman et al., 2023). Todavia, torna-se importante frisar que a área para cultivo de microalgas é menor, uma vez que ela apresenta uma produção lipídica por hectare 31 vezes maior que outras culturas oleaginosas, como a palma, soja, girassol, mostarda, milho, coco entre outros (Udayan et al., 2023).

Esses resultados evidenciam o potencial do uso de águas residuárias agroindustriais, em especial a ARBB, que obteve bons resultados neste estudo, como meio de cultivo para microalgas visando à produção de biomassa para a fabricação de biocombustíveis. Assim, o estudo contribui para o avanço do conhecimento na área ao desmontar a aplicabilidade integrada de tratamento e valorização de resíduos, ao mesmo tempo em que reforça a necessidade de otimização das etapas de cultivo e extração lipídica para viabilização em larga escala.

4.1.4. Biorremediação das águas residuárias

A Figura 11 apresenta a variação dos principais parâmetros monitorados ao longo da Fase 1 para a ARL. São apresentados os perfis de pH, DQO, DBO₅, nitrogênio amoniacal, LAS, nitrogênio total, fósforo total e fenol, permitindo avaliar o desempenho do sistema de tratamento.

Figura 11 - a) Gráfico do pH para a ARL. **b)** Gráfico da DQO para a ARL. **c)** Gráfico da DBO₅ para a ARL. **d)** Gráfico do N Amoniacal da ARL. **e)** Gráfico do LAS da ARL. **f)** Gráfico do NT da ARL. **g)** Gráfico do PT da ARL. **h)** Gráfico fenol da ARL.



Fonte: Autor.

Na Figura 11.a é possível observar que o pH apresentou elevação progressiva, para valores na faixa de 6,3 a 9,6. A água bruta da ARL ingressou no sistema com um pH de 6 ($\pm 0,2$) e ao longo dos 6 dias foi aumentando, obtendo valores de 6,3 (± 0), 7,4 (± 0), 8,5 (± 0), 9,3 ($\pm 0,1$), 9,6 ($\pm 0,1$) e 9,4 ($\pm 0,2$) respectivamente.

Na Figura 11.b e 11.c a DQO e a DBO₅ decresceram de forma acentuada, com reduções de aproximadamente 30%, 53%, 62%, 66%, 70% e 79%, respectivamente, ao longo dos dias de operação do fotobiorreator. Esse comportamento evidencia a remoção eficaz da matéria orgânica, mas também indica elevada atividade metabólica do mix de microalgas em utilizar compostos solúveis biodegradáveis presentes no efluente como fonte de nutrientes. Santana et al. (2025) demonstraram que o cultivo de microalgas em efluentes agroindustriais, como águas

residuais de leite de soja, podem atingir até 98% de remoção de poluentes, evidenciando a robustez desse gênero na biorremediação de compostos orgânicos.

De forma semelhante, Abuhaseesh et al. (2025) destacam que microalgas, apresentam mecanismos múltiplos para a remoção de poluentes, o que favorece tanto a assimilação de nutrientes essenciais (N e P) quanto a degradação de compostos complexos, resultando em reduções expressivas de DQO e DBO₅ em diferentes matrizes de águas residuais.

Os resultados obtidos nesta pesquisa corroboram o desempenho do sistema avaliado, uma vez que a redução da carga orgânica esteve associada ao crescimento celular e ao acúmulo de biomassa de microalgas, comportamento amplamente reportado em estudos envolvendo fotobiorreatores. Além disso, a literatura indica que a eficiência tende a aumentar com o tempo de operação, pois o metabolismo das microalgas estabiliza o processo de mineralização da matéria orgânica (Santana et al., 2025).

O nitrogênio amoniacal sofreu uma queda expressiva, de 304 (± 1) mg L⁻¹, valor da água bruta, para 10 (± 0) mg L⁻¹ (Figura 11.d) ao final do tratamento, com elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,99$) e uma relevante eficiência de remoção de 94%. O LAS, poluente específico encontrados em águas residuais também apresentou redução rápida e significativa nos primeiros dias, atingindo valores igual a zero já a partir do terceiro dia (Figura 11.e), o que demonstra o potencial do sistema em degradar estes compostos. O nitrogênio total também foi reduzido (Figura 11.f), saindo de 763 (± 1) mg L⁻¹ para 19 (± 1) mg L⁻¹, confirmando a capacidade das microalgas em consumir o nutriente.

Mesa et al. (2025) verificaram remoções de 73 a 99% de nitrogênio em diferentes efluentes utilizando espécies diferentes de microalgas, destacando a versatilidade metabólica e sua capacidade de converter nutrientes em biomassa com potencial uso para subprodutos como biofertilizantes. Outro fator que pode ter contribuído para a remoção é a nitrificação parcial e volatilização de amônia em função do pH elevado (Kalra; Gaur; Goel, 2021). Esses processos adicionais explicam a eficiência observada em sistemas com maior alcalinidade.

Santana et al. (2025) também reportou remoções superiores a 90% de N-NH₄⁺, associando tais resultados ao rápido crescimento celular e à biofixação de carbono. Segundo os autores este comportamento é observado mesmo em águas residuais complexas.

Pesquisas atuais envolvendo microalgas como fontes de biorremediação apontam que algumas espécies possuem elevada afinidade por esses compostos, seja pelo acúmulo intracelular ou pela adsorção em grupos funcionais presentes na parede celular (Torres et al., 2025). A remoção do LAS já nos primeiros dias de cultivo, também foi descrito em estudos com efluentes agroindustriais, apontando que esse tipo de composto é prontamente eliminado

no início do processo biológico (Abuhasheesh et al., 2025).

No caso do fósforo total (Figura 11.g), observou-se diminuição de $25 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$, valor da ARL sem tratamento, para $0,3 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$, resultando numa eficiência de remoção de 94%.

A alta remoção de fósforo total observada no fotobiorreator está alinhada com resultados encontrados em outros estudos que demonstram a elevada eficiência de remoção pelas microalgas, na assimilação de nutrientes essenciais para seu metabolismo (Abuhasheesh et al., 2025). Além da assimilação direta, o processo de remoção deste nutriente pode ser intensificado pela elevação do pH decorrente da intensa atividade fotossintética. Esse fenômeno promove a precipitação química de ortofosfatos na forma de sais insolúveis, mecanismo bastante relatado em sistemas de biorremediação com microalgas (Abuhasheesh et al., 2025).

Para a ARL, um efluente que apresenta elevadas concentrações de nutrientes, como o fósforo, devido ao uso de produtos de limpeza e à presença de proteínas e fosfolípidos do leite. Estudos recentes confirmam que microalgas cultivadas na ARL conseguem atingir remoções superiores a 90% de fósforo, evidenciando a viabilidade desse processo (Torres et al., 2025).

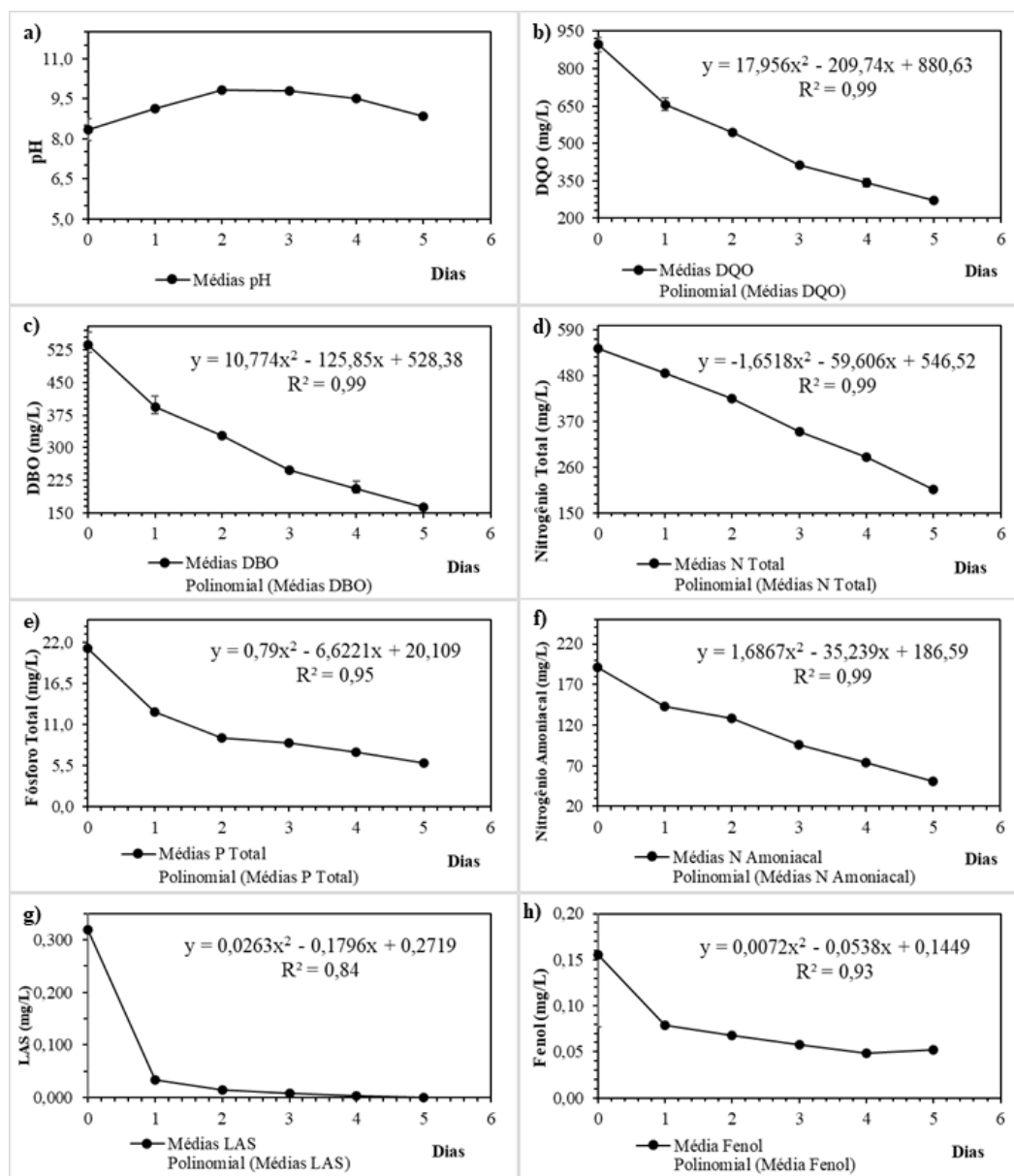
O fenol (Figura 11.h) apresentou comportamento semelhante, sofreu decréscimo consistente, chegando a concentrações igual a $0,17 (\pm 0)$, $0,10 (\pm 0)$, $0,08 (\pm 0)$, $0,06 (\pm 0)$, $0,04 (\pm 0)$, $0,03 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente para os dias de tratamento com microalgas. Este resultado se mostrou relevante diante da toxicidade e recalcitrância desse composto em ambientes aquáticos.

No caso do fenol, a redução progressiva é especialmente significativa considerando sua toxicidade. Trabalhos relatam que a microalga pode tolerar e metabolizar compostos fenólicos, utilizando os como fonte secundária de carbono ou promovendo sua degradação por meio de rotas oxidativas associadas à atividade enzimática (Abuhasheesh et al., 2025).

Estudos recentes reforçam que microalgas não apenas removem nutrientes (N e P), mas também atuam eficazmente sobre micropoluentes orgânicos, ampliando o espectro de tratamento do efluente (Torres et al., 2025).

A Figura 12 apresenta a variação dos principais parâmetros monitorados ao longo da Fase 1 para a ARBB. São apresentados os perfis de pH, DQO, DBO_5 , nitrogênio amoniacal, LAS, nitrogênio total, fósforo total e fenol, permitindo avaliar o desempenho do sistema de tratamento.

Figura 12 - a) Gráfico do pH para a ARBB. **b)** Gráfico da DQO para a ARBB. **c)** Gráfico da DBO_5 para a ARBB. **d)** Gráfico do NT da ARBB. **e)** Gráfico do PT da ARBB. **f)** Gráfico do N amoniacal da ARBB. **g)** Gráfico do LAS da ARBB. **h)** Gráfico do fenol da ARBB.



Fonte: Autor.

O tratamento da ARBB em fotobiorreatores contendo microalgas demonstrou elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e outros poluentes. A variação do pH (Figura 12.a) apresentou incremento nos primeiros dias de cultivo, atingindo valores iguais a 8,3 (± 1), 9,1 (± 0), 9,8 (± 1), 9,8 (± 1), 9,5 (± 1) e 8,8 (± 2) para os dias de tratamento com microalgas. Esse comportamento pode ser explicado pela intensa atividade fotossintética das microalgas consumindo o CO_2 dissolvido, elevando a alcalinidade do meio (Kumar et al., 2019). A queda observada ao final do período experimental pode estar associada à diminuição da atividade metabólica ou acúmulo de subprodutos da degradação.

A remoção da matéria orgânica foi expressiva, com reduções de 71%, 79%, 83%, 87%, 89% e 91% para a DQO (Figura 12.b) e para a DBO_5 (Figura 12.c). Essa tendência reforça o potencial

das microalgas na remediação, no qual a biomassa de microalgas libera oxigênio fotossintético, favorecendo a degradação da fração biodegradável por microrganismos heterotróficos (Kong; Li; Zhang, 2025; Santana et al., 2025). Resultados semelhantes foram descritos por Silva et al. (2020), ao avaliarem o tratamento de efluentes agroindustriais, destacando a eficiência na remoção de carga orgânica.

Ghosh et al. (2024) ressaltam que as microalgas apresentam alta capacidade de consumir compostos orgânicos como fonte de carbono e energia, liberando também o oxigênio necessário para a oxidação de contaminantes. Diante do exposto, a alta eficiência dos sistemas de microalgas não apenas reduzem significativamente a carga orgânica, como também se alinham com estratégias de economia circular de valor agregado, como biofertilizantes e bioenergia (Ghosh et al., 2024; Gowd et al., 2025).

Observou-se uma redução contínua do nitrogênio total (Figura 12.d), saindo de 1800 (± 0) mg L⁻¹ que representa o valor da ARBB bruta, para 546 (± 1), 486 (± 1), 425 (± 1), 346 (± 0), 285 (± 1) e 207 (± 0) mg L⁻¹ nos dias de tratamento, obtendo eficiências de remoção iguais a 70%, 73%, 76%, 81%, 84% e 89%, respectivamente. O fósforo total (Figura 12.e) apresentou remoção aproximada de 77%, 86%, 90%, 91%, 92% e 94%, confirmando a capacidade de bioassimilação pelas microalgas e o potencial do sistema na mitigação de processos de eutrofização. Estudos prévios também relataram elevada eficiência na remoção de fósforo em cultivos de microalgas, atribuindo a absorção intracelular como principal mecanismo de remoção (Kong; Li; Zhang, 2025). O nitrogênio amoniacal (Figura 12.f), com remoções igual a 54%, 66%, 69%, 77%, 82% e 88%, respectivamente. Esses resultados evidenciam o aproveitamento do nitrogênio como fonte assimilável pelas microalgas, além de possíveis perdas por volatilização de amônia em função do pH alcalino.

A redução do nitrogênio total e amoniacal na ARBB confirma a elevada capacidade das microalgas em utilizar os compostos nitrogenados como fonte assimilável para crescimento celular e duplicação de sua biomassa. Segundo Abuhaseesh et al. (2025), espécies como *Chlorella* sp. apontam alta eficiência na absorção de amônio e nitrato, o que explica as altas taxas de remoção observadas em diferentes águas residuárias.

No estudo em questão, os valores de remoção superiores a 80% para ambas as formas de nitrogênio sugerem um metabolismo ativo mesmo em condições com alta carga inicial dos efluentes. Santana et al. (2025) demonstraram eficiências de até 90% de remoção de nitrogênio amoniacal em efluentes agroindustriais tratados com microalgas, correlacionando os resultados ao crescimento celular rápido e ao acúmulo intracelular de nitrogênio.

Outros estudos envolvendo águas residuárias agroindustriais e microalgas, também

verificaram remoções superiores a 90% de fósforo, atribuídas à absorção intracelular, semelhante ao que foi identificado ao trabalho atual, além disso, a intensa atividade fotossintética pode elevar o pH do meio, colaborando com a precipitação de fosfatos que pode ter complementado a assimilação biológica na ARBB (Kalra; Gaur; Goel, 2021; Santana et al., 2025).

O LAS (Figura 12.g) foi quase que totalmente removido já nos primeiros três dias de operação, indicando rápida degradação ou adsorção na biomassa. Em relação ao fenol (Figura 12.h), observou-se redução de aproximadamente 97% em cinco dias, corroborando a capacidade das microalgas em degradar os compostos presentes na água residuária (AR).

De acordo Abuhasheesh et al. (2025), comprova que esse comportamento do LAS pode ser explicado pela adsorção inicial na superfície celular, seguida da degradação metabólica mediada por rotas enzimáticas. No trabalho de Santana et al. (2025) também foi observado esse padrão de remoção, reforçando a eficiência do gênero frente a compostos recalcitrantes.

Segundo Kalra et al. (2021), a degradação do fenol por microalgas ocorre tanto por assimilação direta como fonte de carbono secundária quanto por processos indiretos mediados pela liberação de oxigênio fotossintético, que favorece a oxidação deste composto. No estudo feito por Torres et al. (2025) ressaltam que, em sistemas consorciados, a interação entre microalgas e bactérias intensifica essa remoção, já que microrganismos heterotróficos podem converter fenóis em intermediários mais assimiláveis pelas algas.

Ambas as águas residuárias (ARL e ARBB) utilizadas neste sistema, apresentaram elevada eficiência na biorremediação, com reduções expressivas da matéria orgânica e nutrientes, evidenciando o potencial do cultivo de microalgas no tratamento de águas residuárias agroindustriais. Ainda que o sistema operado com as duas águas residuárias tenham demonstrado comportamentos semelhantes quanto à tendência de remoção dos parâmetros analisados, a ARBB apresentou, de forma geral, eficiências superiores, especialmente na remoção de DQO, DBO₅ e nitrogênio.

4.2. Ozonização (Fase 2)

A Fase 2, referente ao processo de ozonização, foi conduzida sob diferentes condições operacionais, utilizando o sobrenadante da Fase 1. No ensaio 1, empregou-se gerador de ozônio com vazão de 200 mgO₃ h⁻¹, sem concentrador de O₂ acoplado ao sistema, com tempo de operação de 180 minutos. As amostras foram coletadas nos tempos de 30, 60, 120 e 180 minutos para análise de DQO, DBO₅, pH, turbidez, temperatura, fósforo total, fenol, LAS, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. No ensaio 2, utilizou-se gerador de ozônio com vazão

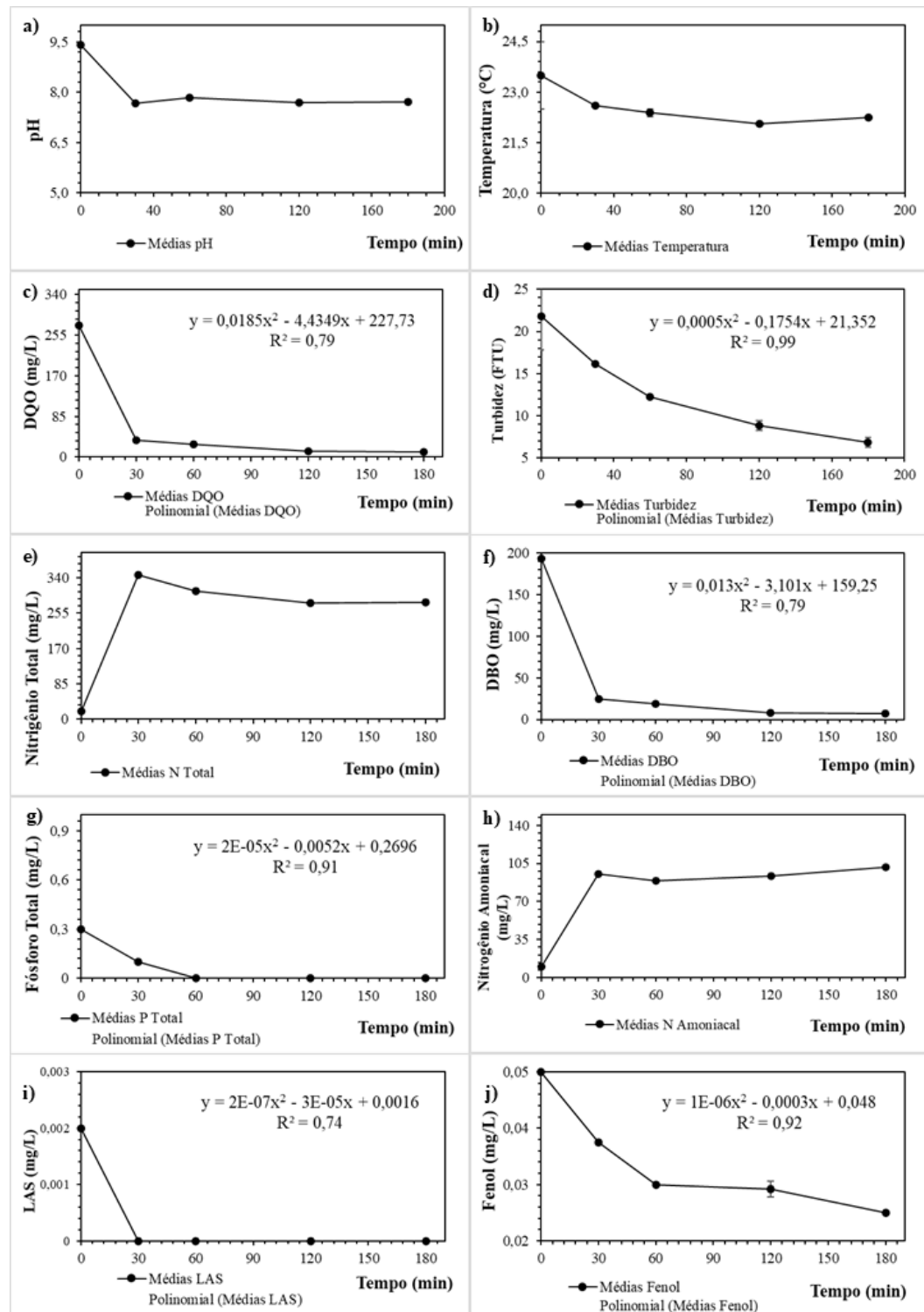
de $5000 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$, com concentrador de O_2 acoplado ao sistema, com tempo máximo de operação de 60 minutos. Nesse caso, os parâmetros cor e turbidez foram monitorados a cada 5 minutos, enquanto pH, DQO, DBO_5 , nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fenol, fósforo total e LAS foram avaliados nos tempos de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos.

4.2.1. Ensaio 1: vazão de $200 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$, sem concentrador de O_2 acoplado ao sistema

O processo de ozonização na ARL promoveu alterações relevantes nos parâmetros físico-químicos como, turbidez, DQO, DBO_5 , fósforo total, fenol e LAS ao longo de 180 minutos de tratamento, tempo máximo de ozonização conduzido no experimento, evidenciando a eficiência do ozônio na redução dos parâmetros.

O pH da ARL apresentou uma redução inicial seguida de estabilização (Figura 13.a). As médias dos períodos de ozonização foram, $7,7 (\pm 0)$, $7,8 (\pm 0)$, $7,7 (\pm 0)$ e $7,7 (\pm 0)$ nos tempos de 0 (sem tratamento), 30, 60, 120 e 180 minutos, respectivamente. Já a temperatura (Figura 13.b) mostrou discreta redução, no intervalo de 24 a 22 °C, sem um impacto significativo na cinética do processo.

Figura 13- a) Gráfico pH ARL. b) Gráfico temperatura ARL. c) Gráfico DQO ARL. d) Gráfico turbidez ARL. e) Gráfico NT ARL. f) Gráfico DBO ARL. g) Gráfico PT ARL. h) Gráfico N amoniacal ARL. i) Gráfico LAS ARL. j) Gráfico fenol ARL.



Fonte: Autor.

Alterações no pH podem ocorrer durante a ozonização, o que é coerente com o esperado para esse tipo de processo, em função da formação de subprodutos ácidos durante a oxidação de compostos orgânicos, mas geralmente tendem a se equilibrar ao longo do tratamento em função do tamponamento natural do efluente. Estudos feitos por Hashemi et al. (2023) também apontam que, apesar de pequenas oscilações iniciais, o pH tende a permanecer estável, não

comprometendo a eficiência do processo oxidativo.

A DQO (Figura 13.c) exibiu redução acentuada nos primeiros 60 minutos, após esse tempo obteve uma estabilização, atingindo valores iguais a 12 e 10 mg L⁻¹ no tempo de 120 e 180 minutos, respectivamente. A eficiência de remoção alcançou um valor de 96%. A DBO₅ (Figura 13.f) apresentou comportamento semelhante, decaindo de 193 (±3) mg L⁻¹ para valores abaixo de 10 mg L⁻¹ no intervalo de tempo de 30, 60, 120 e 180 minutos. Esses resultados confirmam a alta eficiência do O₃ na degradação da matéria orgânica, especialmente em seus estágios iniciais de contato, com $R^2 = 0,79$ para os modelos ajustados.

A redução da DQO e DBO₅ já nos primeiros 60 minutos confirma a elevada reatividade do ozônio frente à matéria orgânica, sobretudo a fração mais facilmente oxidável. Esse resultado é abordado em estudos prévios que descrevem a ozonização como processo de oxidação rápida, em que compostos orgânicos complexos são fragmentados em moléculas menores, mais fáceis de degradar (Hashemi et al., 2023).

A estabilização dos valores observada após 60 minutos, no presente estudo, sugere permanência de uma fração de matéria orgânica de difícil oxidação no meio. Esse comportamento é consistente com o relatado por Ozyldiz et al. (2023), que observaram que a ozonização é capaz de converter até 85% da DQO inerte em frações lentamente degradáveis, sem, contudo, promover a remoção completa da carga orgânica.

A oxidação ocorre tanto pela ação direta do ozônio molecular quanto pela formação de radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$) em meio aquoso, os quais possuem maior potencial oxidante e promovem a degradação de poluentes resistente (Gorito et al., 2021). Esse fenômeno explica a rápida queda observada no início do tratamento e a dificuldade em avançar para remoções adicionais após estabilização.

A turbidez (Figura 13.d) mostrou decréscimo contínuo, de 16 (±1), 12 (±1), 9 (±1) e 7 (±0) FTU, com ótimo ajuste polinomial ($R^2 = 0,99$), refletindo a oxidação de partículas coloidais e consequente clarificação da água.

A literatura relata que a ozonização promove reações oxidativas diretas e indiretas com a matéria orgânica, alterando grupos funcionais e modificando a carga superficial de partículas, o que favorece sua agregação e sedimentação (Nawaz et al., 2020; Santos; Mattos; Mendonça, 2025). A formação de bolhas de gás durante a ozonização auxilia na flotação, impulsinando a separação física das partículas e potencializando a redução da turbidez (Nawaz et al., 2020).

O sistema em estudo está em conformidade com trabalhos que apontam a ozonização como um processo capaz de propiciar a desestabilização coloidal e a quebra de macromoléculas orgânicas, resultando em aumento da translucidez da água. A formação de espécies reativas,

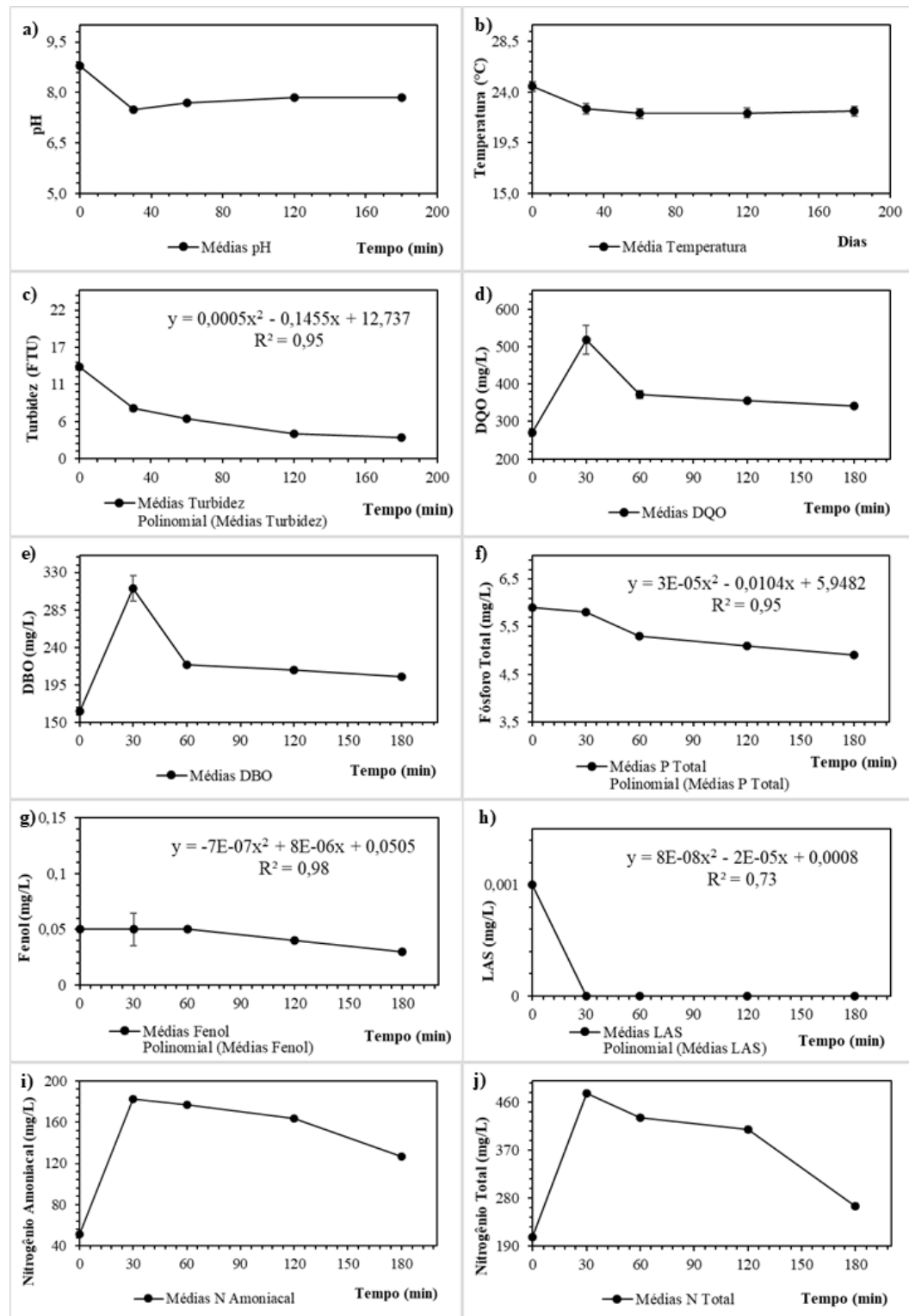
como radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), potencializa a degradação de compostos orgânicos e contribui para a desestruturação das partículas, reforçando a eficiência do processo (Clem; Mendonça, 2022; Nawaz et al., 2020).

Observou-se uma remoção completa do LAS (Figura 13.i) já nos primeiros 30 minutos de ozonização. O fenol (Figura 13.j) apontou redução gradual de $0,05 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$ para $0,03 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$, com ajuste polinomial ($R^2 = 0,92$), evidenciando a degradação deste poluente.

A remoção praticamente completa do LAS em curto intervalo de tempo pode ser explicada predominantemente aos processos de oxidação promovidos pela geração de espécies altamente reativas, em especial radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), formadas em meio aquoso durante a aplicação do ozônio. Esses radicais atuam na degradação do composto original, promovendo sua conversão em intermediários mais oxidados e hidrossolúveis, os quais permanecem no meio e são subsequentemente transformados ao longo do processo. A eficiência de degradação do LAS é reconhecidamente dependente de parâmetros operacionais, tais como dose e fluxo de O_3 , pH, tempo de contato e presença de matéria orgânica reativa. Nesse contexto, o arranjo do reator com o uso de mídias plásticas contribuiu para o aumento da área interfacial e do tempo efetivo do contato gás-líquido, favorecendo a transferência de massa do ozônio e a intensificação das reações de oxidação, sem implicar em mecanismos de remoção física do contaminante (Santos; Mattos; Mendonça, 2025).

No tratamento da ARBB, o pH apresentou leve redução a partir dos 30 minutos, estabilizando-se em valores próximos à neutralidade (Figura 14.a). Esse comportamento está associado à formação de espécies ácidas durante a decomposição do ozônio em meio aquoso, com peróxido de hidrogênio e radicais hidroxila, que podem acidificar o meio (Epelle et al., 2023; Hashemi et al., 2023). A literatura aponta que, em processos oxidativos, a formação dessas espécies reativas está diretamente relacionada à quebra de cadeias orgânicas complexas e à conversão de substâncias refratárias e compostos hidrofílicos e biodegradáveis, o que corrobora a eficiência da ozonização para a degradação de poluentes em efluentes agroindustriais (Nawaz et al., 2020; Santos; Mattos; Mendonça, 2025).

Figura 14 - a) Gráfico pH ARBB. **b)** Gráfico temperatura ARBB. **c)** Gráfico turbidez ARBB. **d)** Gráfico DQO ARL. **e)** Gráfico BOD ARBB. **f)** Gráfico PT ARBB. **g)** Gráfico fenol ARBB. **h)** Gráfico LAS ARBB. **i)** Gráfico N amoniacal ARBB. **j)** Gráfico N total ARBB.



Fonte: Autor.

A temperatura manteve-se praticamente constante durante todo o processo (Figura 14.b), indicando que a ozonização não gerou efeito térmico relevante nas condições experimentais. Esse resultado reforça a viabilidade operacional do processo, uma vez que não demanda controle térmico rigoroso e permite a aplicação do O_3 em sistemas de tratamento contínuo sem alterações significativas nas características físico-químicas da água (Nawaz et al., 2020).

Ademais, estudos recentes apontam que a ozonização pode ser aplicada em temperatura ambiente sem comprometer a eficiência de remoção, tornando-se uma alternativa tecnicamente simples e economicamente atrativa para o tratamento de águas residuárias (Nawaz et al., 2020).

A turbidez apresentou redução progressiva, atingindo valores de 44%, 55%, 72% e 76% para os tempos de operação de 30, 60, 120 e 180 minutos, respectivamente (Figura 14.c), evidenciando a oxidação e a desestabilização de coloides, concomitante aos efeitos de flotação das partículas. Esse efeito clarificante é descrito em outros estudos com efluentes industriais e domésticos, demonstrando a capacidade do O_3 em remover sólidos (Rakness et al., 2010).

Esse efeito é amplamente relatado em efluentes industriais, em que a aplicação de ozônio promove a remoção de sólidos e melhora significativamente a qualidade estética da água (Santos; Mattos; Mendonça, 2025). Além disso, a eficiência observada neste estudo é compatível com resultados obtidos em processos de ozonização em efluentes lácteos, reforçando o potencial da tecnologia em águas residuárias agroindustriais (Nawaz et al., 2020; Santos; Mattos; Mendonça, 2025).

A DQO (Figura 14.d) e a DBO_5 (figura 14.e) exibiram aumento inicial, seguido de redução gradual. Esse efeito pode ser explicado pela oxidação parcial de moléculas complexas, que gera intermediários mais simples e solúveis, elevando temporariamente a fração mensurável como matéria orgânica (M.O.). Esse comportamento já foi descrito em processos de ozonização aplicadas a águas residuárias, reforçando a hipótese de que o ozônio atua não apenas na degradação direta da M.O., mas também na sua transformação em compostos mais acessíveis à biodegradação subsequente (Epelle et al., 2023; Hashemi et al., 2023). A presença de radicais hidroxila ($\bullet OH$), formados na decomposição do ozônio em meio aquoso, intensifica essa transformação molecular, potencializando a conversão de compostos refratários em moléculas mais simples (Nawaz et al., 2020).

Em efluentes agroindustriais, este comportamento foi registrado, com aumento da DQO e DBO_5 após ozonização, indicando melhora na biodegradabilidade do efluente (Santos; Mattos; Mendonça, 2025).

No que se refere aos nutrientes, observou-se pouca redução do fósforo total (Figura 14.f), o que pode estar relacionado à oxidação de compostos orgânicos fosforados e sua posterior precipitação. Esse comportamento também foi relatado por Hashemi et al. (2023), que verificaram que a ozonização não promove remoções significativas de fósforo, sendo necessário a associação com outros processos.

O nitrogênio amoniacal (Figura 14.i) e o nitrogênio total (Figura 14.j) apresentaram aumento nas suas concentrações, seguido de redução conforme o tempo de ozonização. Tal fenômeno

pode estar relacionado à mineralização de compostos nitrogenados orgânicos, que libera amônia nos estágios iniciais. Posteriormente, com maior tempo de contato com ozônio, a oxidação secundária pela ação do O_3 e radicais hidroxila promove a conversão de amônia em espécies oxidadas de nitrogênio, resultando na diminuição observada. Resultados semelhantes também foram encontrados no estudo Santos; Mattos; Mendonça (2025), em que a aplicação de ozônio em efluentes promoveu significativa de turbidez e matéria orgânica, mas apenas reduções moderadas no nitrogênio, sugerindo que a ozonização não é suficiente para estabilizar o ciclo do N.

O fenol na ARBB (Figura 14.g) também apresentou redução, ao se aplicar O_3 , confirmando a eficiência do O_3 na degradação destes compostos. Esse resultado é consistente com o encontrado por Hashemi et al. (2023), que destacaram a eficiência da ozonização na degradação do fenol.

Já o LAS (Figura 14.h) foi praticamente eliminado nos primeiros 30 minutos de tratamento, atingindo 100% de eficiência de remoção, demonstrando a rápida oxidação desse composto pelo O_3 , aspecto de grande relevância ambiental considerando a toxicidade desse poluente para organismos aquáticos. Esse comportamento confirma a rápida oxidação deste composto, como explicado por Ozyildiz et al. (2023).

Diante dos resultados obtidos no ensaio 1, o processo de ozonização mostrou-se eficiente como etapa de oxidação para melhoria de qualidades das águas residuárias (AR) avaliadas (ARL e ARBB), promovendo reduções significativas de matéria orgânica e outros nutrientes. Embora ambas as AR tenham apresentado respostas semelhantes quanto à degradação de poluentes, foram observados diferenças pontuais na remoção de nutrientes e na variação de DQO e DBO₅.

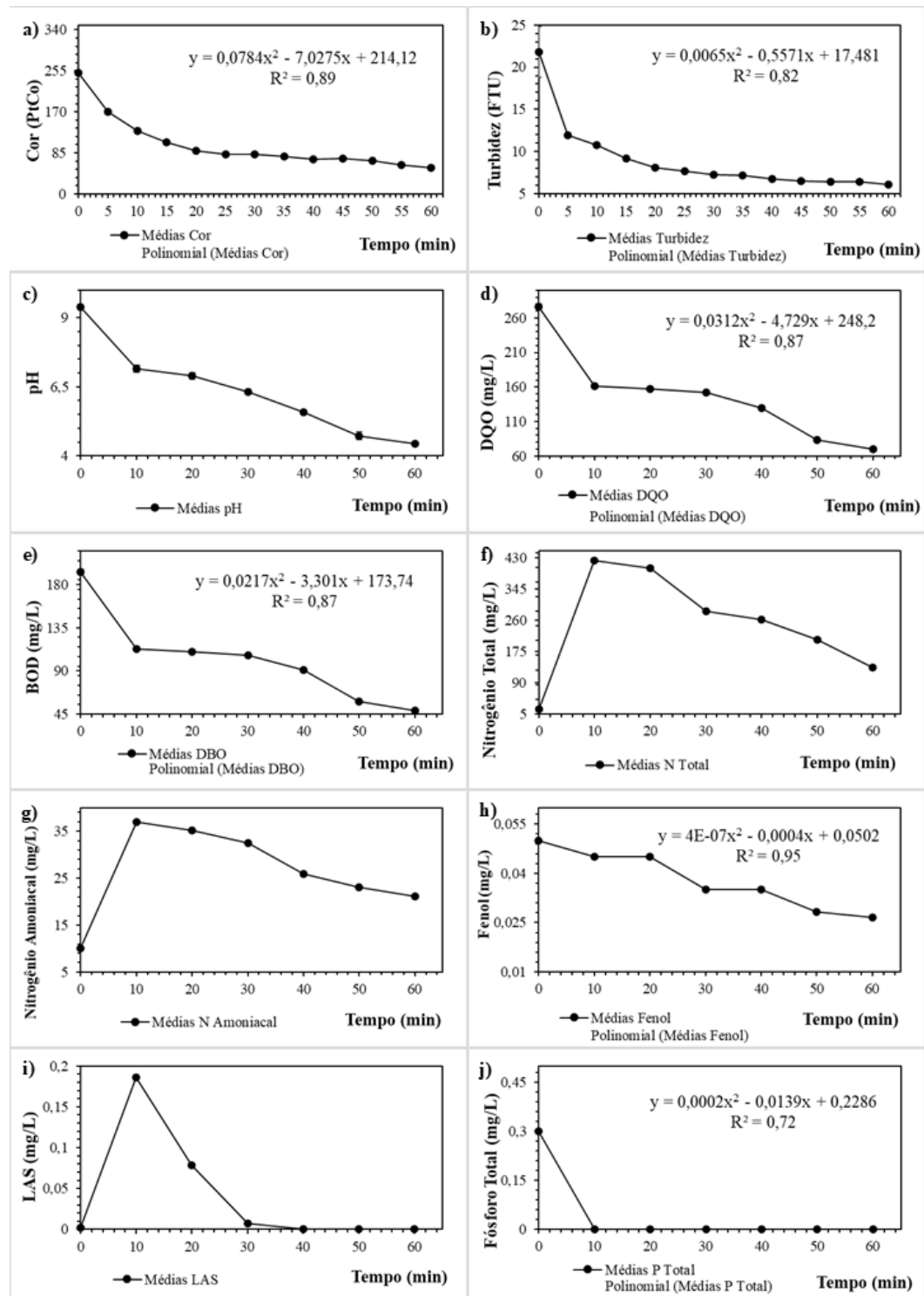
4.2.2. Ensaio 2: vazão de 500 mgO₃ h⁻¹, concentrador de O₂ acoplado ao sistema

A aplicação do sistema integrado de ozonização promoveu mudanças relevantes nas características físico-químicas da ARL nos intervalos de tempo, confirmando o potencial do processo de ozonização na degradação da matéria orgânica e alguns compostos.

O parâmetro cor (Figura 15.a) expôs diminuição expressiva, decaindo de 251 (± 1) PtCo para valores inferiores a 100 PtCo, ($R^2 = 0,89$). Esse resultado evidencia a ação oxidante do ozônio sobre compostos cromóforos responsáveis pela coloração da água. Estudos prévios demonstram que o ozônio gerar radicais hidroxila ($\bullet OH$) por decomposição, os quais promovem a fragmentação de estruturas complexas em compostos menores (Rekhate; Srivastava, 2020). Resultados semelhantes foram relatados por Bilinska; Bilinska; Gmurek (2023), que obtiveram

remoções de cor em efluentes de até 97% submetidos à ozonização, reforçando que o processo é eficiente para descoloração de efluentes.

Figura 15 - a) Gráfico cor ARL. **b)** Gráfico turbidez ARL. **c)** Gráfico pH ARL. **d)** Gráfico DQO ARL. **e)** Gráfico DBO ARL. **f)** Gráfico N total ARL. **g)** Gráfico N amoniacal ARL. **h)** Gráfico fenol ARL. **i)** Gráfico LAS ARL. **j)** Gráfico PT ARL.



Fonte: Autor.

De forma semelhante, a turbidez (Figura 15.b) decresceu de 22 (± 3) FTU para valores abaixo 8 FTU, indicando clarificação significativa do efluente, com remoção de sólidos suspensos e substâncias coloidais. A redução da turbidez pode ser atribuída à oxidação de substâncias coloidais e matéria orgânica dissolvida, que favorece a desestabilização de partículas e a consequente agregação em flocos sedimentáveis (Cao et al., 2022). Outros estudos também comprovam a eficiência do O_3 na remoção de turbidez em diferentes águas residuárias (Gao et al., 2022; Rekhate; Srivastava, 2020).

O pH (Figura 15.c) mostrou queda gradual, passando de valores iniciais de 9,4 (± 0) para cerca de 4 (± 0). Essa acidificação é frequentemente atribuída à formação de subprodutos oxigenados de baixo peso molecular, durante a degradação oxidativa da matéria orgânica (Mahmoodi; Pishbin, 2025).

Já a DQO (Figura 15.d) e a DBO_5 (Figura 15.e) apresentaram reduções consistentes, de 276 (± 4) $mg\ L^{-1}$ para 70 (± 0) $mg\ L^{-1}$ e de 193 (± 3) $mg\ L^{-1}$ para 49 (± 0) $mg\ L^{-1}$, respectivamente. A literatura indica que a ozonização pode promover a quebra de moléculas complexas, aumentando de forma temporária a biodegradabilidade, em seguida, reforçando a mineralização parcial dos compostos (Chávez et al., 2019; Mahmoodi; Pishbin, 2025).

Os nutrientes nitrogenados apresentaram oscilações, o nitrogênio total (Figura 15.f) que entrou no sistema com 19 (± 1) $mg\ L^{-1}$ teve um aumento das suas concentrações, variando os valores entre 423 e 132 $mg\ L^{-1}$ durante os tempos de ozonização. Tal comportamento pode estar ligado à oxidação parcial de compostos nitrogenados orgânicos presentes no efluente, resultando na liberação de formas solúveis de nitrogênio, como nitrato e nitrito, que passam a ser quantificados no teor de nitrogênio total (Santos; Mattos; Mendonça, 2025). No trabalho de Dai et al. (2024) foi relatado comportamento semelhante envolvendo águas residuárias de origem agroindustrial, nos quais o O_3 promoveu a quebra de proteínas, peptídeos e outros compostos nitrogenados complexos, aumentando a disponibilidade de nitrogênio dissolvido.

De forma semelhante, o nitrogênio amoniacal (Figura 15.g) apresentou aumento inicial seguido de uma redução gradual, indicando liberação de amônia como subproduto intermediária da oxidação. Os valores de nitrogênio amoniacal para os tempos de operação de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos foram de 37(± 0), 35(± 0), 33(± 0), 26(± 0), 23(± 0) e 21(± 0) $mg\ L^{-1}$. Como citado anteriormente, a oxidação dos compostos contribui para a transformação da amônia em espécies mais oxidadas. A literatura destaca que os radicais hidroxila gerados durante a ozonização possuem alta reatividade e atuam de forma seletiva, promovendo a mineralização de compostos nitrogenados e a conversão de amônia em espécies mais oxidadas (Dai et al., 2024; Santos; Mattos; Mendonça, 2025).

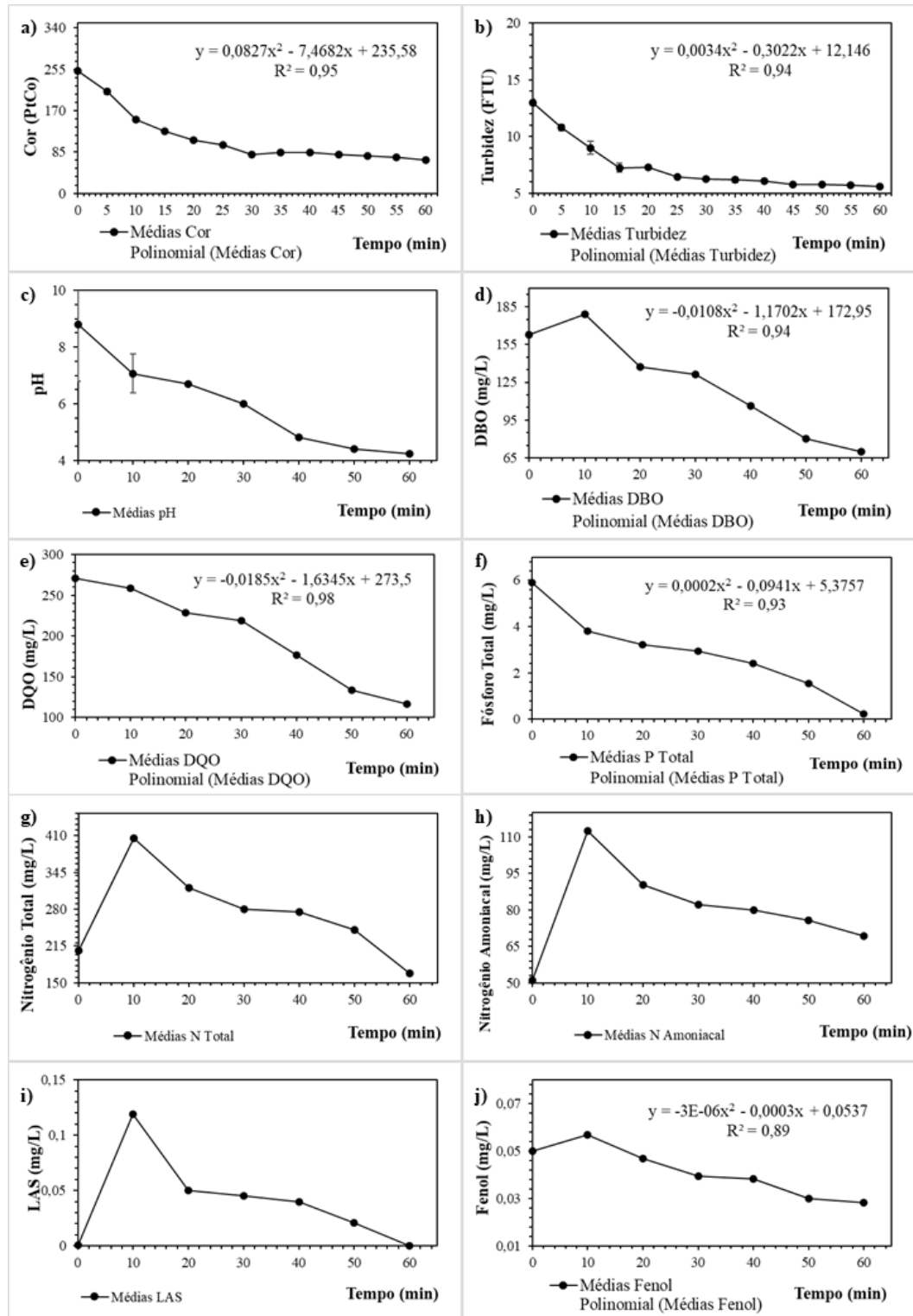
O fenol (Figura 15.h) apresentou decréscimo progressivo, saindo de $0,05 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$ para valores até $0,03 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$, com elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,95$), confirmando a eficiência do ozônio na degradação de compostos tóxicos. Zhang et al. (2024) e Rekhate; Srivastava (2020) abordaram em seus estudos a forte capacidade oxidativa do ozônio pela formação de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), encarregados por promover degradação dos poluentes persistentes. Revisões recentes também salientam que o fenol está entre o composto mais reativo à ozonização, sendo rapidamente oxidados em comparação a outros contaminantes (Schroeder et al., 2011).

O LAS (Figura 15.i), por sua vez, apresentou comportamento distinto, com aumento inicial seguido de rápida redução para valores próximos a zero. Esse comportamento pode estar ligado as reações intermediárias formadas durante a oxidação, que podem momentaneamente aumentar as concentrações, para depois serem consumidos, já que o O_3 pode quebrar a molécula em subprodutos mais polares, até ocorrer a degradação (Bilinska; Bilinska; GMUREK, 2023; Chávez et al., 2019; Rekhate; Srivastava, 2020).

O fósforo total (Figura 15.j) decaiu acentuadamente já nos primeiros 10 minutos de ozonização, de $0,03 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$ para $0,0 (\pm 0) \text{ mg L}^{-1}$ ($R^2 = 0,72$), sugerindo precipitação ou oxidação direta de compostos fosfatados. De acordo com Schroeder et al. (2011), o ozônio é altamente eficiente na oxidação de compostos inorgânicos, promovendo microfloculação e favorecendo a remoção de substâncias por meio de mecanismos físico-químicos. Além disso, os estudos realizados por Rekhate; Srivastava (2020) e Chávez et al. (2019) destacam que a oxidação pelo processo de ozonização pode atuar sobre o fósforo, transformando-os em formas mais reativas e facilitando sua remoção.

No tratamento da ARBB, observou-se a redução expressiva da cor, atingindo eficiência de remoção de 73% após 60 minutos de operação (Figura 16.a). Esse comportamento evidencia o elevado potencial do O_3 na transformação de estruturas cromóforas, usualmente vinculadas a compostos orgânicos de maior complexidade, amplamente encontrados em efluentes de origem agroindustrial, conforme reportado na literatura (Bilinska; Bilinska; Gmurek, 2023; Rekhate; Srivastava, 2020).

Figura 16 - a) Gráfico cor ARBB. **b)** Gráfico turbidez ARBB. **c)** Gráfico pH para a ARBB. **d)** Gráfico DBO ARBB. **e)** Gráfico DQO ARBB. **f)** Gráfico PT da ARBB. **g)** Gráfico NT da ARBB. **h)** Gráfico N amoniacal da ARBB. **i)** Gráfico LAS ARBB. **j)** Gráfico fenol ARBB.



Fonte: Autor.

A turbidez teve redução de 57% em 60 minutos de tratamento (Figura 16.b), comprovando a capacidade do ozônio promover a oxidação e desestabilização de partículas coloidais, favorecendo a clarificação da água. Tal resultado corrobora estudos anteriores que relatam a eficiência do O_3 como agente coadjuvante no processo de remoção de sólidos suspensos (Rakness et al., 2010).

O pH (Figura 16.c) entrou no sistema com valor igual a 5,9 (± 0) e apresentou queda progressiva, passando de valores próximos à neutralidade para cerca de 4 (± 0) após 60 minutos. Essa acidificação é atribuída à formação de subprodutos ácidos durante a decomposição do O_3 , como ácidos carboxílicos e peróxidos, um fenômeno já amplamente documentado na literatura (Rekhate; Srivastava, 2020; Zhang et al., 2024).

A DBO_5 (Figura 16.d) e a DQO (Figura 16.e) apresentaram reduções consistentes, alcançaram eficiências de remoções iguais a 10%, 16%, 19%, 35%, 51% e 57% para o tempo de operação de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos, respectivamente. Essa diminuição evidencia tanto a oxidação direta de compostos orgânicos pelo ozônio quanto a geração de intermediários de menor peso molecular, mais facilmente mineralizados. A eficiência obtida sugere que o sistema integrado potencializou a degradação de matéria orgânica quando comparado a sistemas convencionais de ozonização (Rekhate; Srivastava, 2020; Zhang et al., 2024).

O fósforo total apresentou queda gradual, atingindo cerca de 96% de remoção ao final do tratamento (Figura 16.f). Esse comportamento corrobora com o observado por Clem; Mendonça (2022), que relataram alta eficiência na remoção de fósforo em sistemas com ozônio. Segundo os autores, a oxidação favorece a conversão do fósforo associado à matéria orgânica em frações inorgânicas, promovendo sua redução no meio líquido, especialmente sob condições de contato adequado e tempo de reação suficiente, o que reforça a eficiência do sistema avaliado neste estudo.

O comportamento do nitrogênio total (Figura 16.g) e do nitrogênio amoniacal (Figura 16.h) evidenciou aumento inicial, seguido de redução nos tempos finais, indicando que a oxidação de macromoléculas nitrogenadas liberou compostos simples, posteriormente oxidados a nitrito/nitrato (Santos; Mattos; Mendonça, 2025). O comportamento reportado foi verificado em todas as condições experimentais na presença de O_3 .

A remoção de micropoluentes foi altamente satisfatória, o LAS apresentou redução no decorrer do tempo de ozonização, 0,119 (± 0), 0,050 (± 0), 0,046 (± 0), 0,040 (± 0), 0,021 (± 0) e 0,000 (± 0) mg L⁻¹ (Figura 16.i), demonstrando rápida degradação. Já os fenóis (Figura 16.j) apresentaram redução contínua, próximas de 50%, confirmando a capacidade do sistema em degradação.

O sistema integrado de ozonização com radiação UV mostrou-se eficiente na remoção de poluentes das águas residuárias avaliadas (ARL e ARBB), promovendo reduções significativas de cor, turbidez, matéria orgânica, LAS e fenol. Ambas as águas apresentaram tendências semelhantes de degradação, embora com diferenças na dinâmica de remoção de alguns parâmetros, especialmente compostos nitrogenados. Os resultados evidenciam o potencial do

processo como etapa de oxidação, contribuindo para a transformação e mineralização de poluentes em diferentes águas residuárias.

4.3. Cinética de remoção de poluentes

Foi conduzida uma análise de correlação entre a variável dependente Y e o tempo de operação, por meio de regressão polinomial, considerando-se separadamente as diferentes fases do processo. As equações ajustadas, bem como seus respectivos parâmetros, encontram-se apresentadas na Tabela 5, permitindo inferir tendências de comportamento ao longo do tempo.

Tabela 5 - Cinética de remoção de poluentes das fases dos tratamentos.

ARL						
Parâmetros	Y FBR	R ²	Y O ₃ Ensaio 1	R ²	Y O ₃ Ensaio 2	R ²
DQO	$Y = 20,481x^2 - 215,31x + 879,79$	0,95	$Y = 0,0185x^2 - 4,4349x + 227,73$	0,79	$Y = 0,0312x^2 - 4,729x + 248,2$	0,87
DBO	$Y = 14,337x^2 - 150,72x + 615,85$	0,95	$Y = 0,013x^2 - 3,101x + 159,25$	0,79	$Y = 0,0217x^2 - 3,301x + 173,74$	0,87
PT	$Y = 0,7483x^2 - 6,8867x + 16,52$	0,98	$Y = 2 \times 10^{-5}x^2 - 0,0052x + 0,2696$	0,1	$Y = 0,0002x^2 - 0,0139x + 0,2286$	0,72
LAS	$Y = 0,0261x^2 - 0,181x + 0,2835$	0,90	$Y = 2 \times 10^{-7}x^2 - 3 \times 10^{-5}x + 0,0016$	0,74	-	-
N Amoniacal	$Y = 8,3321x^2 - 75,885x + 185,57$	0,99	-	-	-	-
NT	$Y = -7,2197x^2 - 47,524x + 401,38$	0,93	-	-	-	-
Fenol	$Y = 0,0069x^2 - 0,0564x + 0,162$	0,98	$Y = 1 \times 10^{-6}x^2 - 0,0003x + 0,048$	0,92	$Y = 4 \times 10^{-7}x^2 - 0,0004x + 0,0502$	0,95
Turbidez	-	-	$Y = 0,0005x^2 - 0,1754x + 21,352$	0,99	$Y = 0,0065x^2 - 0,5571x + 17,481$	0,82
Cor	-	-	-	-	$Y = 0,0784x^2 - 7,0275x + 214,12$	0,89
ARBB						
Parâmetros	Y FBR	R ²	Y O ₃ Ensaio 1	R ²	Y O ₃ Ensaio 2	R ²
DQO	$Y = 17,956x^2 - 209,74x + 880,63$	0,99	-	-	$Y = -0,0108x^2 - 1,1702x + 172,95$	0,93
DBO	$Y = 10,774x^2 - 125,85x + 528,38$	0,99	-	-	$Y = -0,0185x^2 - 1,6345x + 273,5$	0,98
PT	$Y = 0,79x^2 -$	0,95	$Y = 3 \times 10^{-5}x^2 -$	0,95	$Y = 0,0002x^2 -$	0,93

	$6,6221x + 20,109$		$0,0104x + 5,9482$		$0,0941x + 5,3757$	
LAS	$Y = 0,0263x^2 - 0,1796x + 0,2719$	0,84	$Y = 8 \times 10^{-8}x^2 - 2 \times 10^{-5}x + 0,008$	0,73	-	-
N Amoniacal	$Y = 1,6867x^2 - 35,239x + 186,59$	0,99	-	-	-	-
NT	$Y = -1,6518x^2 - 59,606x + 546,52$	0,99	-	-	-	-
Fenol	$Y = 0,0072x^2 - 0,0538x + 0,1449$	0,93	$Y = -7 \times 10^{-7}x^2 + 8 \times 10^{-6}x + 0,0505$	0,98	$Y = -3 \times 10^{-6}x^2 - 0,0003x + 0,0537$	0,89
Turbidez	-	-	$Y = 0,0072x^2 - 0,1455x + 12,737$	0,95	$y = 0,0034x^2 - 0,3022x + 12,146$	0,94
Cor	-	-	-	-	$y = 0,0827x^2 - 7,4682x + 235,58$	0,95

Y = Concentração de parâmetros; x = Tempo de reação; FBR = fotobiorreator; DQO = Demanda química de oxigênio; DBO = Demanda biológica de oxigênio; PT = Fósforo total; NT = Nitrogênio total; LAS = Surfactantes.

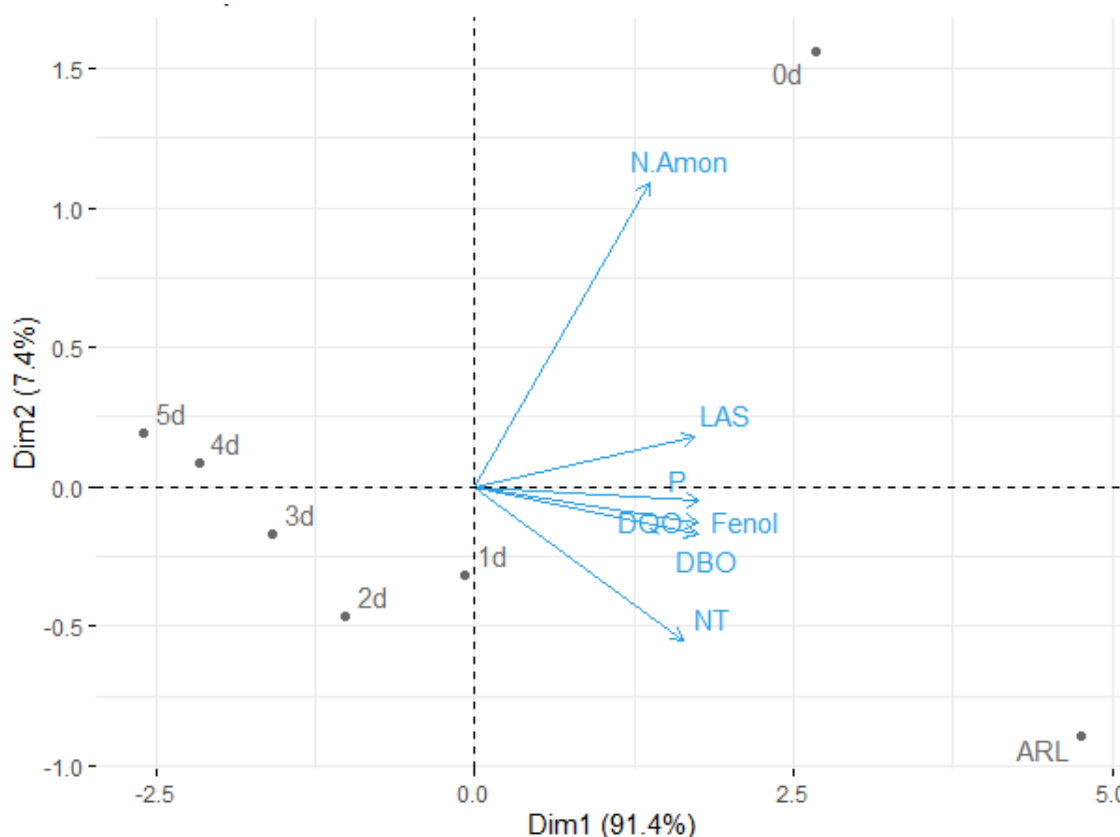
4.4. Análise de componentes principais (PCA)

Na Fase 1 do sistema de tratamento, correspondente ao processo realizado em FBR, o experimento foi conduzido ao longo de seis dias consecutivos, sendo os dados registrados nos intervalos de tempo 0d, 1d, 2d, 3d, 4d e 5d. Para a Fase 2, o ensaio 1 com o gerador de ozônio Umax, HF116 o sistema operou por 3 horas, nos intervalos de tempo de 30, 60, 120 e 180 minutos. O ensaio 2 usando o sistema integrado de gerador de oxigênio (Yuwell 8F-5AW) e gerador de ozônio ($5000 \text{ mgO}_3 \text{ h}^{-1}$) operou por 1 hora, registrado nos intervalos de tempo de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos.

A análise de componentes principais (PCA) evidenciou que a CP1 (Dim1) como mostra no gráfico biplot presente na Figura 17 explicou 91,4% da variância dos dados, enquanto a CP2 (Dim2) contribuiu com 7,4% totalizando 98,8% da variabilidade na Fase 1 do sistema de tratamento com FBR para a ARL. As variáveis que apresentaram maiores correlações com a Dim1, ou seja, R^2 próximos de 1 e p-value < 0,005, foram o fósforo total (0,9987), fenol (0,9968), DBO5 (0,9929), DQO (0,9929) e LAS (0,9823), indicando que foram as principais responsáveis pela separação das amostras ao longo do tempo de tratamento biológico com microalgas e que estão fortemente correlacionadas entre si. O deslocamento das amostras no biplot, da extremidade direita (ARL e 0d) para a esquerda (1d, 2d, 3d, 4d e 5d), demonstra uma redução progressiva na concentração desses parâmetros (variáveis). O nitrogênio total (0,9312) aponta levemente para baixo, mas ainda apresenta correlação significativa com a Dim1, indicando associação com a mesma tendência geral, embora com pequena diferença no padrão

de remoção. Por outro lado, o nitrogênio amoniacal (0,7780) se destacou com o vetor mais inclinado para a Dim2, assinalando um comportamento distinto, possivelmente relacionado à sua transformação ou liberação como subproduto intermediário. Portanto, os resultados apresentados para essa fase da ARL constatarem que o tratamento com microalgas foi eficaz na remoção de matéria orgânica e nutrientes ao longo dos dias avaliados.

Figura 17 - Gráfico de análise de PCA do fotobiorreator da ARL.

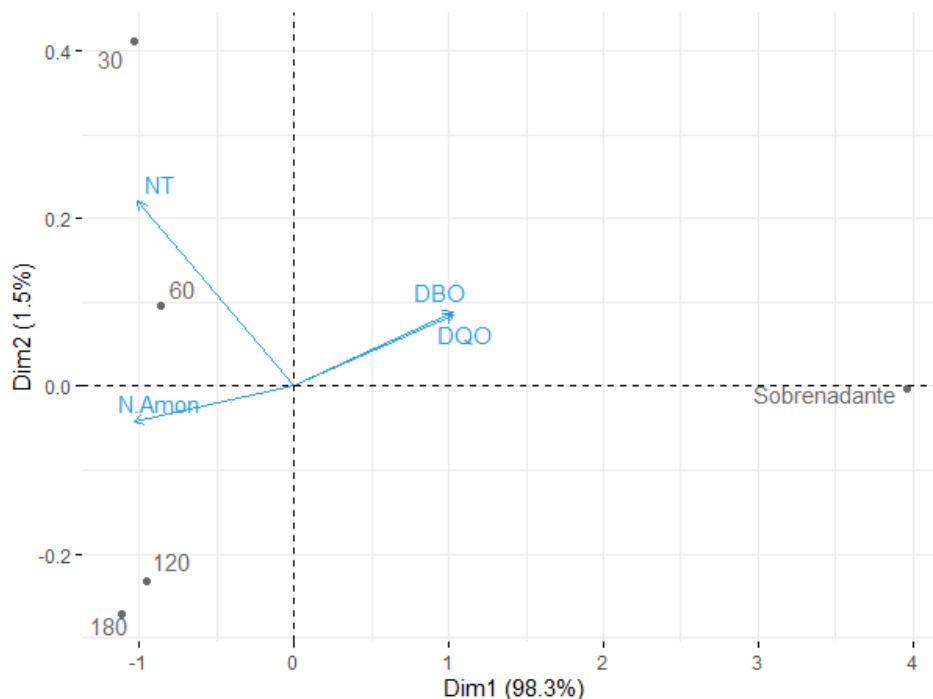


Fonte: Autor.

A PCA aplicada ao tratamento químico com ozônio no ensaio 1 para a ARL verificou que a Dim1 explicou 98,3% da variância total, sendo o principal eixo de separação entre as amostras, como mostra o biplot na Figura 18. As variáveis DQO (0,9961) e DBO₅ (0,9958) apresentaram as maiores correlações com a Dim1, indicando que a redução de carga orgânica foi o fator determinante na diferenciação dos tempos de ozonização. Em contrapartida, o Nt (- 0,9771) e nitrogênio amoniacal (- 0,9965) expuseram correlações negativas expressivas com a Dim1, ou seja, sua concentração diminui de forma inversa à tendência das demais variáveis. O deslocamento das amostras da posição do sobrenadante (material que entrou no reator para ozonização) em direção aos tempos maiores (180 minutos) confirma a progressiva eficiência

do O_3 na degradação da matéria orgânica (M.O.).

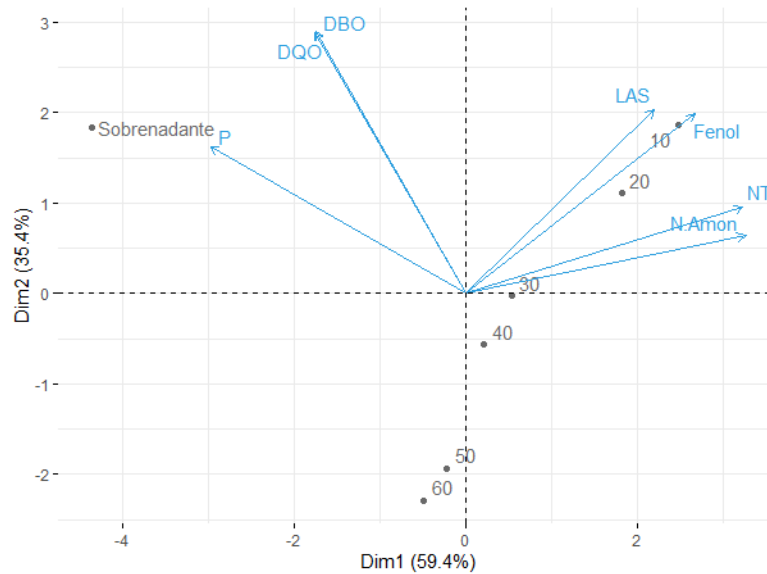
Figura 18 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 1 da ARL.



Fonte: Autor.

No ensaio 2 para a ARL a PCA revelou que os dois primeiros componentes explicam 94,8% da variância total dos dados, com a Dim1 representando 59,4% e a Dim2 35,4%. A Dim1 se mostrou altamente correlacionado com nitrogênio amoniacal (0,9596) e o NT (0,9499), refletindo um eixo de poluição orgânica. Observou-se correlação negativa significativa entre a Dim1 e o Pt (- 0,8731), apontando para um comportamento distinto deste nutriente durante o tratamento com ozônio. A distribuição das amostras ao longo da Dim1 (Figura 19) demonstrou a efetividade do tratamento, com redução progressiva dos poluentes conforme o tempo de ozonização aumentava de 10 a 60 minutos.

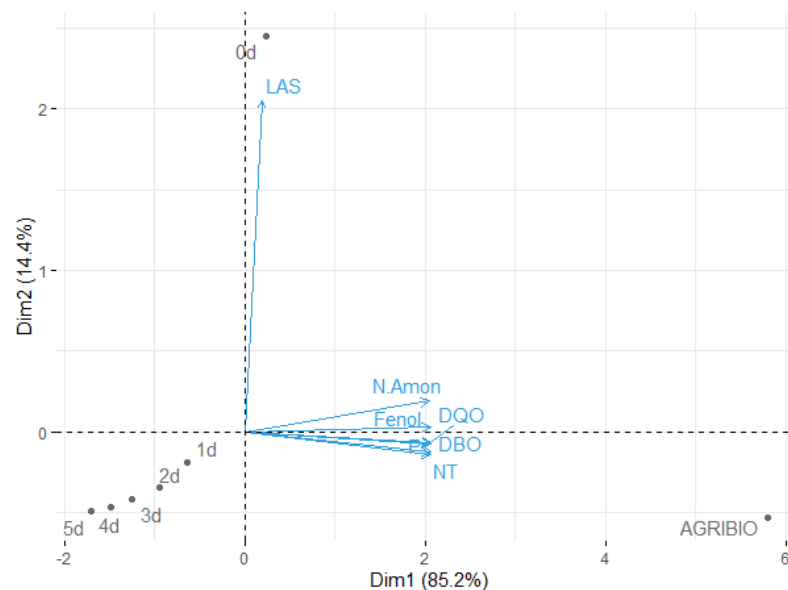
Figura 19 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 2 da ARL.



Fonte: Autor.

A análise de componentes principais relatou que as duas primeiras componentes explicam 99,6% da variância total dos dados, com destaque para a Dim1 (85,2%), fortemente associada às variáveis DBO₅, DQO, fenol, Nt, Pt e N-NH₄⁺. A amostra AGRIBIO, corresponde à água residuária bruta (ARBB), apresentou alta carga de poluentes, situando-se no extremo direito do gráfico, como observado na figura 20. Ao longo dos dias de tratamento, as amostras migraram para esquerda indicando a redução progressiva dessas variáveis. O LAS (0,9958) mostrou-se mais relacionada à Dim2 (14,4%), sugerindo um comportamento distinto em relação aos demais parâmetros. Esses resultados evidenciaram a efetividade do tratamento biológico na remoção de cargas orgânicas e nutrientes da água residuária.

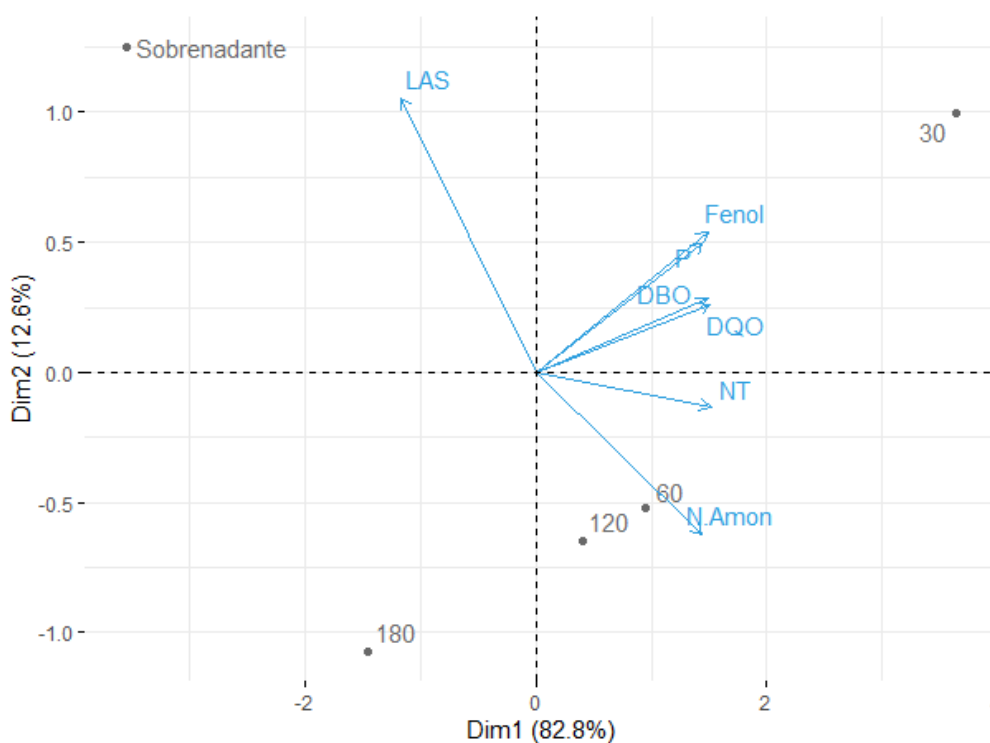
Figura 20 - Gráfico de análise de PCA do fotobiorreator da ARBB.



Fonte: Autor.

A análise de PCA aplicada aos dados do tratamento com ozônio no ensaio 1 para a ARBB revelou que as duas primeiras componentes explicam 95,4% da variância total. A Dim1 (82,8%) concentrou a maior parte das variáveis relacionadas a carga poluente, como DQO, DBO₅, Nt, Pt, fenol e nitrogênio amoniacal (Figura 21). A distribuição das amostras revelou redução gradual desses parâmetros com o aumento do tempo de ozonização, especialmente a partir de 60 minutos. O LAS apresentou, no entanto, comportamento distinto, estando associada à Dim2 e próxima do sobrenadante, sugerindo baixa eficiência do O₃ na sua remoção dentro do tempo avaliado. Esses resultados indicam que, embora o tratamento com o ozônio seja eficaz na degradação da M.O. e compostos nitrogenados, a remoção de poluentes como o LAS requer atenção adicional ou estratégias combinadas.

Figura 21 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 1 da ARBB.

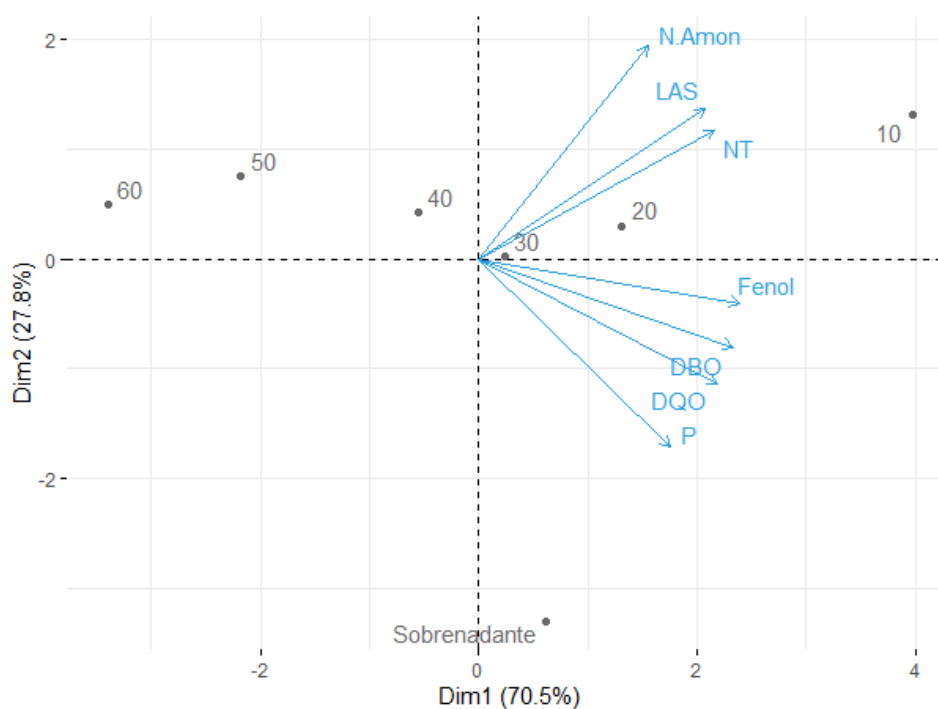


Fonte: Autor.

No ensaio 2, a Dim1 (70,5%) e a Dim2 (27,8%) juntas exploram 98,3% da variância total. A análise das correlações entre as variáveis e os componentes principais revelou que o fenol (0,9645), DBO₅ (0,9399), DQO (0,8814) e a Nt (0,8694) estão fortemente associados à Dim1, que explica a maior parte da variância dos dados. Essas variáveis apresentam reduções progressivas ao longo do tempo de tratamento com o O₃, sendo bem representadas no plano da

PCA (Figura 22). O parâmetro LAS (0,8345) também demonstrou correlação significativa. Já o nitrogênio amoniacal (0,7788), associado a Dim2, mostrou padrão diferenciado de variação, sugerindo que sua remoção é influenciada por mecanismos distintos. Esses resultados reforçam que o ozônio é eficaz na decomposição de compostos orgânicos e fenóis, com desempenho variável para formas nitrogenadas.

Figura 22 - Gráfico de análise de PCA da ozonização do ensaio 2 da ARBB.



Fonte: Autor.

5. CONCLUSÕES

O presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema integrado para o tratamento de águas residuárias agroindustriais, com ênfase no cultivo de microalgas associado a aplicação de ozônio, como estratégia para remoção de poluentes e geração de biomassa. Os resultados obtidos demonstraram elevada eficiência do sistema proposto, evidenciada pela significativa redução da carga orgânica, de cor e de nutrientes, com destaque para a remoção de até 96% do fósforo total em curtos tempos de tratamento.

O sistema integrado destaca-se por sua complementaridade entre os processos, em que o cultivo de microalgas promove a remoção de nutrientes e geração de biomassa, enquanto a ozonização atua de forma eficiente na oxidação de compostos orgânicos recalcitrantes, potencializando a qualidade final do efluente tratado.

O cultivo de microalgas contribuiu para a remoção de nitrogênio e fósforo, além da produção

de biomassa, já a ozonização, mostrou-se particularmente eficaz na transformação de frações orgânicas complexas, promovendo a redução de DQO e da cor, especialmente no tratamento da ARBB. Embora os teores lipídicos observados tenham sido baixos, os resultados indicam que as condições operacionais favorecem o crescimento celular, reforçando o potencial do sistema para aplicações voltadas à produção de biomassa de microalgas.

Da perspectiva científica, este trabalho avança ao incorporar os tratamentos com microalgas e ozônio a efluentes agroindustriais com características distintas, contribuindo para o entendimento dos mecanismos envolvidos na remoção de poluentes e no desempenho do sistema ao longo do tempo. O estudo proposto apresenta potencial aplicação prática, com benefícios ambientais associados à redução de carga poluidora e à valorização da biomassa gerada.

Com base nos resultados obtidos, reconhece-se a necessidade de estudos de maior duração e em escalas ampliadas para avaliar a estabilidade do sistema. Investigações futuras podem explorar estratégias de indução de estresse metabólico para aumento do teor lipídico da biomassa, bem como otimizações nos parâmetros operacionais da ozonização, ampliando as possibilidades de aplicação do sistema em diferentes contextos agroindustriais.

Em síntese, o sistema integrado proposto neste estudo, mostrou-se uma abordagem promissora e eficiente para o tratamento de águas residuárias agroindustriais, aliando remoção de poluentes e geração de biomassa, com potencial de aplicação em estratégias sustentáveis de tratamento e valorização de efluentes.

REFERÊNCIAS

ABUHASHEESH, Y. et al. Advances in Chlorella microalgae for sustainable wastewater treatment and bioproduction. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 22, n. February 2025.

ADEKANMI, Abideen A. *et al.* Overcoming difficulties with microalgae-based biodiesel by improving lipid production in *Chlorococcum littorale* ABI83580.1 by using photobioreactor upscale production and optimising biotic and nutritional conditions. p. 100029, 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Resolução nº 968, de 15 de maio de 2024**. Estabelece a especificação do biodiesel e as obrigações quanto ao controle da qualidade a serem atendidas pelos agentes econômicos que comercializem o produto em território nacional. Disponível em:

<https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-920-2023-estabelece-a-especificacao-do-biodiesel>

ALMEIDA, C. J. et al. Biotechnological assessment of culture conditions on the stress-induced carotenoid production of *Dunaliella salina* and growth kinetics of chlorophyceae microalgae strains. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, 2020.

ANAHAS, A. M. P.; PRASANNABALAJI, N.; MURALITHARAN, G. Unlocking the potential of coal mine microalgae strains: Enhanced biodiesel production and CO₂ sequestration through cultivation optimization. **Biomass and Bioenergy**, v. 192, n. September 2024, p. 107489, 2025.

APHA, 2012. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water**. 22nd ed. Washington DC. Disponível em: <https://yabesh.ir/wp-content/uploads/2018/02/Standard-Methods-23rd-Perv.pdf>. Acesso em: 02 ago. 2024.

BAGASTYO, A. Y. et al. Electrodialytic removal of fluoride and calcium ions to recover phosphate from fertilizer industry wastewater. **Sustainable Environment Research**, v. 27, n. 5, p. 230–237, 2017.

BARSANTI, L.; GUALTIERI, P. **Algae Secondedition Anatomy, Biochemistry, Anda Biotechnology**. [s.l: s.n.].

BILIŃSKA, M.; BILIŃSKA, L.; GMUREK, M. The study of optimal ozone dose for industrial ozone installation in textile wastewater reuse. **Desalination and Water Treatment**, v. 305, n. December 2022, p. 95–102, 2023.

CAO, S. et al. Efecto del tratamiento con ozono sobre los parámetros fisicoquímicos y la inhibición de la biosíntesis de etileno en el kiwi de Guichang. **Food Science and Technology (Brazil)**, v. 42, n. 2014, 2022.

CHÁVEZ, A. M. et al. Treatment of highly polluted industrial wastewater by means of sequential aerobic biological oxidation-ozone based AOPs. **Chemical Engineering Journal**, v. 361, n. September 2018, p. 89–98, 2019.

CLEM, V.; MENDONÇA, H. V. DE. Ozone reactor combined with ultrafiltration membrane: A new tertiary wastewater treatment system for reuse purpose. **Journal of Environmental**

Management, v. 315, n. May, 2022.

CUSTODIO, M. et al. Treatment of dairy industry wastewater using bacterial biomass isolated from eutrophic lake sediments for the production of agricultural water. **Bioresource Technology Reports**, v. 17, 2022.

DAI, M. et al. **Hydroxyl radicals in ozone-based advanced oxidation of organic contaminants: A review**. [s.l.] Springer International Publishing, 2024. v. 22

DE MENDONÇA, H. V. et al. Biofuel recovery from microalgae biomass grown in dairy wastewater treated with activated sludge: The next step in sustainable production. **Science of the Total Environment**, v. 824, 2022.

DE SOUZA, D. S. et al. Optimization of Ozone Application in Post-Treatment of Cattle Wastewater from Organic Farms. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 231, n. 7, p. 1–10, 2020.

DONG, T. et al. Combined algal processing: A novel integrated biorefinery process to produce algal biofuels and bioproducts. **Algal Research**, v. 19, p. 316–323, 2016.

EPELLE, E. I. et al. Ozone application in different industries: A review of recent developments. **Chemical Engineering Journal**, v. 454, n. P2, p. 140188, 2023.

FRAGA, F. A. et al. Evaluation of a membrane bioreactor on dairy wastewater treatment and reuse in Uruguay. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 119, p. 552–564, abr. 2017.

GAO, H.-L. et al. Intensification of ozone mass transfer for wastewater treatment using a rotating bar reactor. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 176, p. 108946, jun. 2022.

GHOSH, S. et al. Microalgae as potential agents for biochar production: Future of industrial wastewater treatment. **Circular Economy**, v. 3, n. 4, p. 100117, 2024.

GORITO, A. M. et al. Ozone-based water treatment (O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂) for removal of organic micropollutants, bacteria inactivation and regrowth prevention. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, p. 10–14, 2021.

GOWD, S. C. et al. Sustainability performance of microalgae as a negative emission technology for wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 71, n. February, p. 107393, 2025.

HASHEMI, H. et al. Ozonation of secondary industrial effluent for beneficial reuse. **Desalination and Water Treatment**, v. 287, p. 96–102, 2023.

HINTZ, N. H.; ZEISING, M.; STRIEBEL, M. Changes in spectral quality of underwater light alter phytoplankton community composition. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 9, p. 3327–3337, 2021.

KALRA, R.; GAUR, S.; GOEL, M. Microalgae bioremediation: A perspective towards wastewater treatment along with industrial carotenoids production. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, n. June 2020, p. 101794, 2021.

KONG, T.; LI, A.; ZHANG, L. Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, strategies, and the role of biochemical composition. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 5, p. 118131, 2025.

KUMAR, R. et al. Modified Adsorbents for Removal of Heavy Metals from Aqueous Environment: A Review. **Earth Systems and Environment**, v. 3, n. 1, p. 83–93, 2 abr. 2019.

KUSMAYADI, A. et al. Integration of microalgae cultivation and anaerobic co-digestion with dairy wastewater to enhance bioenergy and biochemicals production. **Bioresource Technology**, v. 376, n. January, p. 128858, 2023.

KUMAR AWASTHI, M. et al. Recent trends and developments on integrated biochemical conversion process for valorization of dairy waste to value added bioproducts: A review. **Bioresource Technology**, v. 344, n. PA, p. 126193, 2022.

LEE, O. K.; OH, Y. K.; LEE, E. Y. Bioethanol production from carbohydrate-enriched residual biomass obtained after lipid extraction of *Chlorella* sp. KR-1. **Bioresource Technology**, v. 196, p. 22–27, 2015.

LIU, J. et al. An overview of polyoxymethylene dimethyl ethers as alternative fuel for compression ignition engines. **Fuel**, v. 318, n. January, p. 123582, 2022.

MA, M. et al. Alga-based dairy wastewater treatment scheme: Candidates screening, process advancement, and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 390, n. October 2022, 2023.

MAHMOODI, M.; PISHBIN, E. **Ozone-based advanced oxidation processes in water treatment: recent advances, challenges, and perspective**. [s.l.] Springer Berlin Heidelberg, 2025. v. 32

MATOS, A. T. DE. Prática - Manejo e Tratamento de Resíduos Agroindustriais. **Revista Engenharia na Agricultura**, p. 47, 2004.

MEKONNEN, K. D.; ENDRIS, Y. A.; ABDU, K. Y. Alternative Methods for Biodiesel Cetane Number Valuation: A Technical Note. **ACS Omega**, v. 9, n. 6, p. 6296–6304, 2024.

MESA, A. P. et al. Feasibility of nitrogen and phosphorus removal from treated wastewater using microalgae and potential microalgae use as biofertilizer. **Journal of Water Process Engineering**, v. 70, n. November 2024, 2025.

MONDAL, S. et al. Redefining the role of microalgae in industrial wastewater remediation. **Energy Nexus**, v. 6, n. January, p. 100088, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100088>

MOREIRA, O. B. O.; GERALDO, P. A.; OLIVEIRA, M. A. L. Determinação de ácidos graxos por eletroforese capilar com detecção UV. **Universidade Federal de Juiz de Fora**, Juiz de Fora, MG, s.d.2025

NAWAZ, H. et al. Effect of solvent polarity on extraction yield and antioxidant properties of phytochemicals from bean (*Phaseolus vulgaris*) seeds. **Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 56, 2020.

NETO, J.M.M. Estatística multivariada - Uma visão didática-metodológica, Crítica. **Rev. Filos. e Ensino 1** (2004) 1. http://criticanarede.com/cien_estatistica.html. Estatística multivariada - Uma visão didática-metodológica, Crítica. **Rev. Filos. e Ensino 1** (2004) 1. http://criticanarede.com/cien_estatistica.html.

NUR, M. M. A. et al. Innovative strategies for utilizing microalgae as dual-purpose biofertilizers and phycoremediators in agroecosystems. **Biotechnology Reports**, v. 45, n. September 2024, p. e00870, 2025.

OSMAN, Mohamed E. H. *et al.* Unlocking the potential of microalgae cultivated on wastewater combined with salinity stress to improve biodiesel production. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 53, p. 114610–114624, 2023.

OZYILDIZ, G. *et al.* Simulating the impact of ozonation on biodegradation characteristics of industrial wastewater concentrated with membrane filtration. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 2, p. 109286, 2023.

QIN, L. *et al.* Exploring the way forward: Current status and new upgrading trends of the research on microalgae-based wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 64, n. October 2023, p. 105581, 2024.

RAKNESS, K. L. *et al.* Operator-Friendly Technique and Quality Control Considerations for Indigo Colorimetric Measurement of Ozone Residual. **Ozone: Science & Engineering**, v. 32, n. 1, p. 33–42, 8 fev. 2010.

REKHATE, C. V.; SRIVASTAVA, J. K. Recent advances in ozone-based advanced oxidation processes for treatment of wastewater- A review. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 3, n. June, p. 100031, 2020.

SANTANA, J. *et al.* Cultivation of *Chlorella* sp. in photobioreactors: Potential for bioremediation of synthetic soy milk effluents and biofuel production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 13, n. 5, 2025.

SANTOS, M. S. DOS; MATTOS, C. M.; MENDONÇA, H. V. Dairy effluent treatment with ozone reactor, zeolite and porous membrane in sequential filtration. **Journal of Water Process Engineering**, v. 71, n. February, 2025.

SCHROEDER, J. P. *et al.* Potential and limitations of ozone for the removal of ammonia, nitrite, and yellow substances in marine recirculating aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 45, n. 1, p. 35–41, 2011.

SCHAGERL, M. *et al.* The efficiency of microalgae-based remediation as a green process for industrial wastewater treatment. **Algal Research**, v. 66, n. June, p. 102775, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102775>

SHARMA, R. *et al.* Recent advances in microalgae-based remediation of industrial and non-

industrial wastewaters with simultaneous recovery of value-added products. **Bioresource Technology**, v. 344, n. PB, p. 126129, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126129>

SILVA, M. C. C. DE P. E et al. Remoção De Nitrogênio Amoniacal Por Chlorella Sp. Em Diferentes Diluições De Lixiviado De Aterro Sanitário/Amoniacal Nitrogen Removal By Chlorella Sp. in Different Dillutions of Sanitary Terry Dillution. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 11, p. 86620–86631, 2020.

SON, D. J. et al. Removal of nitrogen and phosphate from fertilizer industry wastewater by magnesium ammonium phosphate formation and electrochemical treatment. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 14, n. 4, p. 3153–3167, 2019.

SPERLING, Marcos von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol. 1. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, 2007.

TABELINI, D. B. et al. A review on the characteristics and methods of dairy industry wastewater treatment in the state of Minas Gerais, Brazil. **Journal of Water Process Engineering**, v. 53, n. April, 2023. <https://doi.org/10.20964/2019.04.45>

TORRES, M. J. et al. Valorization of dairy wastewater: High-yield biomass and hydrogen production using an alga-bacterium consortium. **Environmental Technology and Innovation**, v. 40, 2025.

UDAYAN, Aswathy *et al.* Production of microalgae with high lipid content and their potential as sources of nutraceuticals. **Phytochemistry Reviews**, v. 22, n. 4, p. 833–860, 2023.

VIEIRA, S. P. et al. Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios por meio de wetland construído. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 13, p. 309–316, 2019.

WARMADEWANTHI, I. D. A. A.; IKHLAS, N.; DAMAYANTI, F. Effect of recirculation and hydraulic loading rate on ammonium and phosphate recovery from fertilizer industry wastewater. **Heliyon**, v. 9, n. 9, p. e20255, 2023.

ZHANG, H. et al. A critical review of ozone-based electrochemical advanced oxidation processes for water treatment: Fundamentals, stability evaluation, and application. **Chemosphere**, v. 365, n. September, p. 143330, 2024.

ZKERI, E. et al. Comparing the use of a two-stage MBBR system with a methanogenic MBBR coupled with a microalgae reactor for medium-strength dairy wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 323, n. December 2020, p. 124629, 2021.