



UFOP



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

Universidade Federal de Ouro Preto

Escola de Minas – Departamento de Engenharia Ambiental

Curso de Graduação em Engenharia Ambiental



Ana Carolina Borges Maia

**Avaliação de microalgas na remoção de Mn (II): Estudo
com *Chlorella vulgaris* em efluente real da mineração.**

Ouro Preto

2025

Avaliação de microalgas na remoção de Mn (II): Estudo com *Chlorella vulgaris* em efluente real da mineração.

Ana Carolina Borges Maia

Projeto Final de Curso apresentado como parte dos requisitos para obtenção do Grau de Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Ouro Preto.

Área de concentração: Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Aníbal Da Fonseca Santiago.

Ouro Preto

2025

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

M217a Maia, Ana Carolina Borges.

Avaliação de microalgas na remoção de Mn (II) [manuscrito]: estudo com Chlorella Vulgaris em efluente real da mineração. / Ana Carolina Borges Maia. - 2025.

50 f.: il.: color., gráf., tab..

Orientador: Prof. Dr. Aníbal Santiago.

Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Graduação em Engenharia Ambiental .

1. Manganês - Minas e mineração. 2. Águas residuais. 3. Microalgas. 4. Chlorella vulgaris. I. Santiago, Aníbal. II. Universidade Federal de Ouro Preto. III. Título.

CDU 504:004

Bibliotecário(a) Responsável: Soraya Fernanda Ferreira e Souza - SIAPE: 1.763.787



FOLHA DE APROVAÇÃO

Ana Carolina Borges Maia

Avaliação de microalgas na remoção de Mn (II): Estudo com *Chlorella vulgaris* em efluente real da mineração

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental.

Aprovada em 5 de setembro de 2025.

Membros da banca

Prof. Dr. Aníbal Da Fonseca Santiago - Orientador - Universidade Federal de Ouro Preto
Prof. Dr. Múcio André dos Santos Alves Mendes - Universidade Federal de Ouro Preto
Profa. Dra. Lívia Cristina Pinto Dias - Universidade Federal de Ouro Preto
Mestra Isabela da Silva Pedro Rochinha - Universidade Federal de Ouro Preto

[Prof. Dr. Aníbal Da Fonseca Santiago, orientador do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em 01/10/2025.



Documento assinado eletronicamente por **Anibal da Fonseca Santiago, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 10/10/2025, às 13:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0994469** e o código CRC **997EF0B2**.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força, sabedoria e proteção durante toda essa caminhada.

À minha família, em especial aos meus pais Nilda e Eusébio, minha Irmã Poliana e minha sobrinha Zaya. Muito obrigada por terem me auxiliado em todos os momentos.

Ao meu orientador, Aníbal, pela confiança e pelos valiosos ensinamentos.

Aos colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental, em especial à Grazi, pela disposição em compartilhar conhecimentos, pela colaboração e pela leveza na convivência. A Isabela pela parceria e pelo apoio fundamental durante os experimentos. Agradeço também a toda equipe do laboratório, que, de alguma forma, contribuiu para a realização desta pesquisa.

Aos meus amigos da graduação, Luan, Nayara e Williane pelos momentos de distração e por todo apoio ao longo da trajetória acadêmica.

À UFOP, pelo ensino de qualidade e a Fundação Gorceix (FG) pelo apoio a pesquisa.

RESUMO

O presente trabalho teve como motivação a crescente necessidade de desenvolver alternativas sustentáveis para o tratamento de efluentes da mineração contendo manganês, visando reduzir impactos ambientais e explorar o potencial biotecnológico de microalgas. O objetivo deste estudo foi avaliar a aplicação de *Chlorella vulgaris* na remoção de Mn (II) em efluente real da mineração. Para isso, os experimentos foram divididos em: Tratamento principal, controle biológico e controle químico. Os parâmetros avaliados foram densidade óptica, contagem celular, concentração de clorofila *a*, *pH*, oxigênio dissolvido e temperatura, além da concentração de manganês. Os resultados demonstraram que a remoção de Mn (II) foi rápida e praticamente completa, reduzindo de 0,09 mg L⁻¹ para valores inferiores a 0,01 mg L⁻¹ já nos primeiros dias. O ensaio com efluente real apresentou desempenho superior ao controle biológico, evidenciado pelo crescimento mais rápido da biomassa, maiores valores de densidade óptica e clorofila *a*, bem como maior produção de oxigênio dissolvido, indicando que, apesar de muitas vezes considerado inóspito, o efluente forneceu nutrientes favoráveis à microalga. Conclui-se que *Chlorella vulgaris* mostrou-se eficaz na remoção de manganês em efluente real, mantendo atividade metabólica significativa e crescimento inicial intenso, demonstrando o potencial de aplicação de microalgas em estratégias biotecnológicas de tratamento de efluentes da mineração.

Palavras-chaves: *Chlorella vulgaris*, manganês, efluente da mineração.

ABSTRACT

This work was motivated by the growing need to develop sustainable alternatives for the treatment of mining effluents containing manganese, aiming to reduce environmental impacts and explore the biotechnological potential of microalgae. The objective of this study was to evaluate the application of *Chlorella vulgaris* in the removal of Mn (II) from real mining effluent. To this end, the experiments were divided into : main treatment, biological control, and chemical control and were monitored over 10 days. The parameters evaluated were optical density, cell count, chlorophyll concentration, pH, dissolved oxygen, and temperature, in addition to manganese concentration. The results demonstrated that Mn (II) removal was rapid and virtually complete, reducing from 0.09 mg L⁻¹ to values below 0.01 mg L⁻¹ within the first few days, precluding a direct correlation with algal growth parameters. The test with real effluent outperformed the biological control, evidenced by faster biomass growth, higher optical density and chlorophyll a value, and greater dissolved oxygen production. This indicates that, despite being often considered inhospitable, the effluent provided beneficial nutrients for the microalgae. It is concluded that *Chlorella vulgaris* was effective in removing manganese from real effluent, maintaining significant metabolic activity and intense initial growth, demonstrating the potential for microalgae to be used in biotechnological strategies for mining effluent treatment.

Keywords: *Chlorella vulgaris*, manganese, mining effluent.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais reservas mundiais de manganês- 2023.....	6
Figura 2- Diagrama de predominância com espécies estáveis de Mn em meio	7
Figura 3- Imagem de <i>Chlorella vulgaris</i> obtida por microscopia.....	13
Figura 4 - Diferentes fases de formação da <i>Chlorella vulgaris</i>	14
Figura 5 - Inóculo de <i>Chlorella vulgaris</i> em fase de crescimento	26
Figura 6 - Fluxograma da composição experimental.....	27
Figura 7 - Estufa de germinação com controle.....	28
Figura 8- Câmara de Neubauer.....	29
Figura 9- Imagens dos Erlenmeyers contendo o efluente inoculado com microalgas nos diferentes tempos de cultivo: (A) dia 0, (B) dia 4 e (C) dia 10.	32
Figura 10- Imagens dos Erlenmeyers referentes ao controle biológico nos diferentes tempos de cultivo: (A) dia 0, (B) dia 4 e (C) dia 10.....	33
Figura 11- Concentração de clorofila <i>a</i> no ensaio de controle biológico, e no experimento principal.	34
Figura 12 - Concentração celular para o no ensaio de controle biológico e experimento principal.....	35
Figura 13- Concentração de clorofila <i>a</i> no ensaio de controle biológico, e no experimento principal.	36
Figura 14-Concentração de pH no ensaio de controle biológico, experimento principal e químico.....	37
Figura 15- Controle químico contaminado	38
Figura 16- Concentração de oxigênio no ensaio de controle biológico, experimento principal e químico.	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Propriedades físicas do Manganês	4
Tabela 2 - Principais produtores de manganês	5
Tabela 3 - Caracterização físico-química do efluente bruto.	24
Tabela 4- Caracterização do efluente utilizado no experimento.....	31
Tabela 5- Concentração de Mn (II) ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ao longo do tempo, do experimento principal e controle químico.....	32

LISTA DE SIGLAS

DO- Densidade óptica

ICP-OES - Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado

Mn – Manganês

OD - Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

SUMÁRIO

1	Introdução	1
2	Objetivo Geral	3
2.1	Objetivos Específicos.....	3
3	Revisão Bibliográfica.....	4
3.1	Manganês	4
3.1.1	Especiação do manganês em soluções aquosas.....	6
3.2	Toxicidade do Manganês.....	7
3.3	Dispersão Antrópica do Manganês	8
3.3.1	Mineração.....	9
3.4	Legislação Ambiental	10
3.5	Microalgas	11
3.5.1	<i>Chlorella vulgaris</i>	12
3.6	Fatores controláveis no cultivo de microalgas	14
3.7	Tratamento de efluentes contendo manganês.....	19
3.7.1	Tratamentos convencionais.....	19
3.7.2	Tratamento biológico	21
4	MATERIAIS E MÉTODOS	23
4.1	Área de estudo e caracterização do efluente.....	23
4.2	Obtenção e cultivo das microalgas	25
4.3	Composição dos grupos experimentais	26
4.4	Delineamento experimental	27
4.4.1	Crescimento microalgal e eficiência de remoção	28
4.4.2	Influência dos parâmetros na remoção de Mn	30

5	Resultados e discussão	31
5.1.1	Caracterização do efluente	31
5.2	Crescimento algal	32
5.3	Variáveis físico-químicas	36
6	Conclusão	40
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42
7	Bibliografia	42

1 INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas, o desenvolvimento econômico global tem sido sustentado, em grande parte, pela atuação de empresas voltadas à exploração e ao beneficiamento de recursos minerais. Essa dinâmica tem gerado crescente preocupação entre pesquisadores e cientistas, diante das modificações provocadas no equilíbrio ecológico (Rebouças Bomfim, 2017).

A intensificação das atividades minerárias tem sido impulsionada pelo aumento populacional e pela expansão urbana, que aumentam a demanda por commodities minerais e, conseqüentemente, ampliam os impactos ambientais em larga escala (Rebouças Bomfim, 2017). Entre os elementos liberados nessas atividades, destaca-se o manganês, um metal de ampla aplicação industrial, mas que, quando presente em excesso nos ecossistemas aquáticos, representa um risco significativo à saúde humana e ao meio ambiente (PEREIRA, 2021).

O manganês, embora essencial, torna-se tóxico quando ultrapassa determinados limites. A ingestão de água contaminada com concentrações elevadas de Mn pode ocasionar problemas neurológicos e distúrbios cognitivos. Em ambientes aquáticos, o acúmulo de manganês pode comprometer processos biogeoquímicos, afetar organismos fotossintetizantes e alterar a estrutura das comunidades aquáticas (LIU et al., 2021).

Tradicionalmente, métodos físico-químicos como processos de oxidação-redução, precipitação química, troca iônica e adsorção têm sido amplamente utilizados para a remoção de manganês de águas contaminadas. Apesar de serem tecnicamente eficientes, essas técnicas geralmente demandam consumo elevado de reagentes, produção de lodo químico, demanda de altos custos operacionais e exigem controle rigoroso de parâmetros como pH e temperatura (SANTOS, 2020). Nesse contexto, surge a necessidade de explorar métodos alternativos para a remoção do manganês, sendo o tratamento biológico uma das abordagens promissoras (LEÃO, 2022).

Dentre as alternativas, o uso de microalgas tem se destacado como uma abordagem promissora na remoção de contaminantes industriais. Microalgas são organismos fotossintetizantes capazes de capturar nutrientes e elementos potencialmente tóxicos da água, promovendo a biorremediação de forma eficiente. Além disso, esses microrganismos contribuem para a oxigenação do meio e podem ser cultivados em larga escala, utilizando recursos disponíveis localmente, como luz solar e dióxido de carbono, o que reforça seu potencial sustentável (Leong & Chang, 2020).

Dentre as espécies de microalgas utilizadas em estudos de biorremediação, destaca-se a *Chlorella vulgaris*, reconhecida por sua rápida taxa de crescimento e fácil adaptação a diferentes condições ambientais. Sua aplicação no tratamento de efluentes de mineração representa uma estratégia inovadora que alia o controle da poluição à possibilidade de aproveitamento da biomassa, como produção de biofertilizantes, biocombustíveis e suplementos alimentares (Leong & Chang, 2020).

Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo principal avaliar a aplicação da microalga *Chlorella vulgaris* na remoção do íon manganês Mn^{2+} presente em efluente real da mineração. Além disso, foi avaliado a influência de parâmetros como pH, oxigênio dissolvido, temperatura, clorofila, densidade óptica e concentração celular nesse processo de remoção. A proposta busca contribuir para o avanço do conhecimento sobre o uso de tecnologias sustentáveis no tratamento de efluentes, com ênfase na biotecnologia ambiental e na valorização de soluções baseadas na natureza.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar a aplicação da microalga *Chlorella vulgaris* na remoção do íon manganês (Mn^{2+}) de um efluente real da mineração, em condições controladas de cultivo e monitoramento.

2.1 Objetivos Específicos

- Monitorar a produção de biomassa algal durante o experimento e avaliar sua correlação com a eficiência de remoção do manganês;
- Avaliar a influência dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido, temperatura na remoção de manganês (Mn^{2+}).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Manganês

O manganês (Mn) é um elemento químico pertencente ao grupo 7 da tabela periódica e classificado como metal de transição. É o 12º elemento mais abundante na crosta terrestre ($\sim 1\text{g kg}^{-1}$). Na natureza, apresenta-se como um metal cinza-escuro, duro e quebradiço (AFONSO, 2019).

De acordo com (ALMEIDA, 2010), o manganês apresenta as seguintes características físicas (Tabela 1).

Tabela 1- Propriedades físicas do Manganês	
Propriedade	Valor
Número atômico	25
Massa molar	54,94 g.mol ⁻¹
Ponto de fusão	1245 °C
Ponto de ebulição	2061 °C
Distribuição eletrônica	1s ² 2s ² 2p ⁶ 3s ² 3p ⁶ 3d ⁵ 4s ²
Valência	1,2,3,4,5,6 ou 7

Fonte: Batista (2010).

Na natureza, o manganês não ocorre em estado elementar, está sempre combinado com outros elementos. Devido à sua elevada afinidade pelo oxigênio e enxofre, forma diversos minerais amplamente distribuídos na crosta terrestre, sob condições geológicas variadas. Seus principais minerais são compostos por óxidos, hidróxidos, silicatos e carbonatos. Os óxidos (inclusive hidróxidos e hidratos) constituem as mais importantes fontes comerciais do metal, destacando-se a pirolusita, a romanechita, a criptomelana e a manganita (Li et al., 2024).

Aproximadamente 90% do manganês consumido no mundo é usado em ferroligas de Mn. O restante é usado na produção de produtos não ferrosos, como ligas de alumínio, fertilizantes, tijolos e tintas (CARUSO et al., 2012). O Mn possui um papel importante para a indústria, já que, é uma matéria-prima crítica e um elemento de liga para a indústria siderúrgica, para a qual não há alternativas conhecidas (CLARKE & UPSON, 2017).

Segundo a Agência Nacional de Mineração (ANM), em 2023 a produção mundial de manganês foi de 19,6 milhões de toneladas. Na tabela 2 estão apresentados os principais produtores de manganês no ano de 2023.

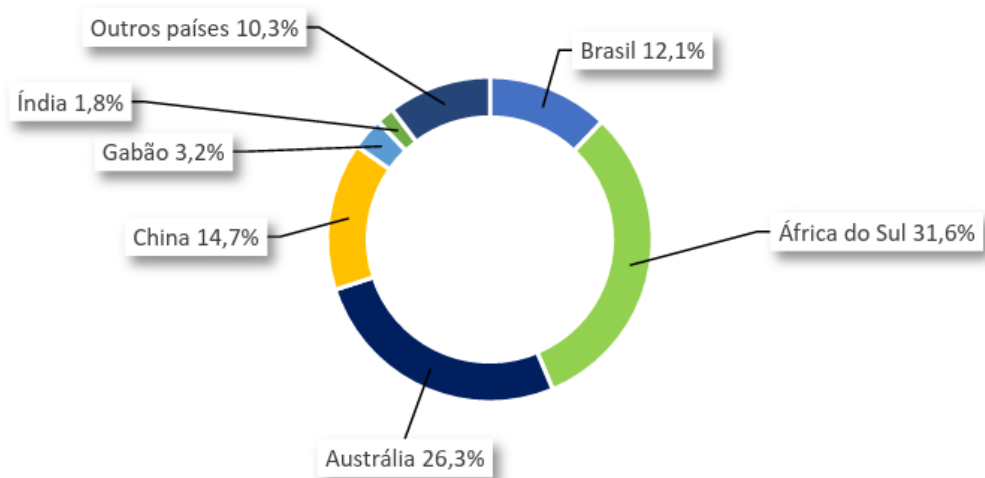
Tabela 2 - Principais produtores de manganês

País	Produção (kt)
Brasil	850
África do Sul	7.300
Gabão	4.490
Austrália	2.860
Gana	818
China	767
Outros Países	2.515
Total	19.600

Fonte: ANM; *USGS-Mineral Commodity Summaries 2025 (adaptado)*.

Com base nas informações da ANM, em 2023 as reservas Brasileiras de manganês totalizaram em aproximadamente 230 milhões de toneladas (Mt). Segundo o Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), em 2023 as reservas mundiais de manganês contido totalizaram 1,9 bilhão de toneladas. Sua distribuição, em milhões de toneladas resultaram em: África do Sul (600), Austrália (500), China (280), Gabão (61), Índia (34), e outros países (195). Na figura 1 está a participação percentual na oferta mundial.

Figura 1 - Principais reservas mundiais de manganês- 2023

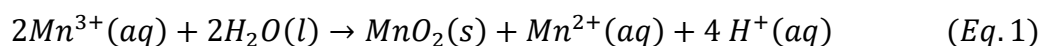


Fonte: Mundo: USGS *Mineral Commodity Summaries* 2024. Brasil: ANM

3.1.1 Especificação do manganês em soluções aquosas

O manganês é um elemento que pode apresentar diferentes estados de oxidação, sendo os mais relevantes Mn (II), Mn (III), Mn (IV) e Mn (VII). Em soluções aquosas, contudo, predominam principalmente as formas $Mn^{2+}(aq)$ e $MnO_2(s)$, correspondentes aos estados de oxidação II e IV, respectivamente (Wang et al., 2024).

Em ambientes naturais, a concentração de $Mn^{2+}(aq)$ raramente ultrapassa $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, embora este valor possa variar de acordo com fatores sazonais e com as características geológicas da região. O íon manganês $Mn^{3+}(aq)$, por sua vez, pode sofrer reações de oxirredução, originando $MnO_2(s)$, como descrito na equação 1.

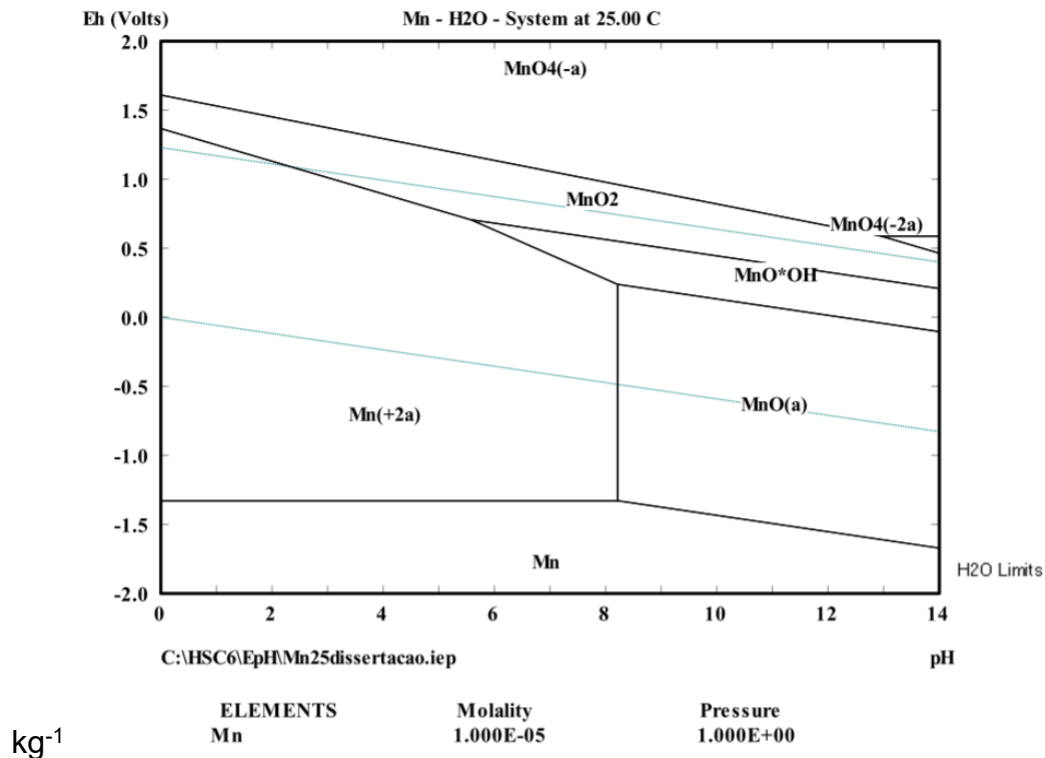


As espécies mais estáveis em meio aquoso são $Mn^{2+}(aq)$ e $MnO_2(s)$, as quais coexistem em equilíbrio, dependendo de parâmetros ambientais como concentração de oxigênio e pH. Em condições ácidas e de baixo teor de oxigênio, a forma termodinamicamente estável é o manganês dissolvido na forma $Mn^{2+}(aq)$. Por outro lado, em pH superior a 8 e em ambientes com elevada concentração de oxigênio dissolvido, predomina o óxido sólido $MnO_2(s)$ (Flor, 2022). Assim, corpos hídricos mais profundos ou com baixa circulação podem apresentar gradientes de oxigênio que influenciam diretamente a especificação do manganês (Barreto, 2023).

Quando presentes em baixas concentrações ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$ a $10^{-5} \text{ mol L}^{-1}$), o comportamento das espécies de manganês pode ser avaliado por meio de diagramas

de Pourbaix (figura x). Estes diagramas permitem prever a predominância relativa de cada espécie em função do pH e do potencial redox (Eh). É possível identificar a partir do diagrama a predominância da substância sólida $\text{MnO} \cdot \text{OH}$ a partir do pH 5.5, e do par iônico aquoso MnO o qual diminui a possibilidade de ação de íons hidroxila para precipitação do Mn na forma de $\text{Mn}(\text{OH})_2$ (Barreto, 2023).

Figura 2- Diagrama de predominância com espécies estáveis de Mn em meio aquoso a 25°C. Calculado com o programa HSC 6.0 para molalidade 1×10^{-5} mol



Fonte: Barreto de Oliveira, 2023.

3.2 Toxicidade do Manganês

O manganês tem importante papel em todos os organismos animais e vegetais. Biologicamente a forma utilizável é o Mn^{2+} . Nos vegetais, ele participa das enzimas fosfotransferases (que atuam no crescimento das plantas) e no processo de fotossíntese (etapa de foto-oxidação da água, com liberação de O_2 pelos

cloroplastos)(Afonso, 2019). Sua disponibilidade no solo depende de alguns fatores como o pH, potencial redox, presença ou ausência de matéria orgânica (MOREIRA et al., 2024).

Preocupações sobre a quantidade de Mn necessária para uma saúde ótima levaram à criação de padrões dietéticos por vários países, agências governamentais e organizações de saúde em todo o mundo. No Brasil, o Valor Diário de Referência (VDR) para o manganês, destinado à rotulagem nutricional de alimentos em geral, é de 3 mg, conforme estabelecido no Anexo II da Instrução Normativa (IN) nº 75, de 8 de outubro de 2020, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (Brasil, 2020).

A deficiência de Mn está associada a efeitos adversos à saúde, como diabetes, síndrome metabólica, desfechos gestacionais ruins e, possivelmente, câncer. Por outro lado, a exposição excessiva a esse elemento também representa um risco significativo para a saúde pública. Um exemplo é o manganismo, uma síndrome que se assemelha à doença de Parkinson, causada pela toxicidade de Mn. Indivíduos afetados pelo manganismo tem suas funções motoras prejudicadas, como fala arrastada e instabilidade postural (Freeland-Graves et al., 2016).

No Chile, existe uma condição conhecida como "Loucura Mangânica", que se manifesta por meio de sinais e sintomas psiquiátricos como agressividade, insônia e alucinações, além de um quadro neurológico que se assemelha ao Parkinson. Os sintomas dos danos causados pelo manganês no sistema nervoso central (SNC) podem ser classificados em três estágios: 1º) subclínico (distúrbios do sono, dores musculares, excitabilidade mental e movimentos desajeitados); 2º) início da fase clínica (transtorno da marcha, dificuldade na fala, reflexos exagerados e tremor); 3º) clínico (psicose maníaco-depressiva e a clássica síndrome que lembra o Parkinsonismo) (PEREIRA, 2021).

3.3 Dispersão Antrópica do Manganês

O manganês (Mn) é um elemento amplamente distribuído na crosta terrestre, sendo essencial, em pequenas concentrações, para organismos vivos. Além dos processos naturais, a disponibilidade de manganês no ambiente é uma consequência direta das atividades antrópicas. Essas atividades mobilizam e liberam o elemento na

natureza por meio de fontes industriais, como mineração, metalurgia e indústrias químicas (CÂNDIDO, 2018).

3.3.1 Mineração

A atividade de exploração mineral é fundamental para o desenvolvimento da sociedade. Porém, assim com as demais atividades econômicas, a mineração é cercada por impactos negativos e positivos (SANTOS, 2020). O quadro 1 apresenta uma síntese dos principais aspectos e impactos resultantes desta atividade.

Quadro 1 - Aspectos e impactos ambientais associados à atividade de mineração.

Meio impactado	Impactos ambientais
Físico	Alteração na qualidade do ar
	Perturbação de fauna e vizinhança
	Instabilidade de terreno
	Alterações de morfologia
	Alterações de turbidez
	Alterações no pH
	Desvio e assoreamento de cursos hídricos
	Compactação do solo
	Contaminação química
	Erosão
Biótico	Supressão da vegetação
	Redução de flora
	Redução de habitats da fauna
Socioeconômico	Deslocamento e desestruturação de comunidades
	Geração de empregos

Fonte: Adaptado (Batista, 2020)

Os fatores que tornam a mineração de manganês degradadora ao meio ambiente são: O desmatamento, a alteração paisagística e topográfica, a perda de solos superficiais férteis, a exposição de áreas a fenômenos como erosão e assoreamento, emissão de partículas para atmosfera, mudança de níveis freáticos e a alteração da qualidade de corpos d'água (Pereira, 2021).

De todos os impactos provocados pela mineração de manganês, o mais expressivo e significativo — do ponto de vista de extensão espacial, persistência temporal e risco simultâneo a ecossistemas e saúde humana — é a contaminação de águas superficiais e subterrâneas. O ambiente aquático (especialmente parâmetros físicos e químicos importantes) é facilmente alterado pelas atividades de mineração e, então, afeta a migração e a transformação de elementos poluentes neste ambiente. Além disso, os rios quando próximos as áreas de mineração, se tornam o meio de transporte principal dos poluentes (LIU et al., 2021).

3.4 Legislação Ambiental

Devido ao seu potencial de toxicidade em concentrações elevadas, a presença de manganês no meio ambiente é regulada por diferentes legislações ambientais. Embora o manganês seja um elemento essencial para o metabolismo de plantas, animais e seres humanos, sua liberação excessiva, geralmente por atividades antrópicas como mineração, siderurgia e descarte de efluentes industriais, pode causar impactos ambientais e à saúde pública (PEREIRA, 2021). Por esse motivo, diversos órgãos ambientais estabelecem limites máximos permitidos para sua concentração em diferentes matrizes ambientais.

A Resolução nº 357 de 2005, que “Dispõe a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências” estabelece que para corpo d'água considerado classe 1 (água destinada para consumo humano, após desinfecção) e classe 2 (água destinada para consumo humano, após tratamento convencional), o limite de manganês total permitido é de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Para corpo d'água considerado classe 3 (água destinada para consumo humano após passar por tratamento convencional ou avançado) o limite de manganês permitido é de $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Brasil, 2005).

A Resolução nº 430 de 2011, que “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA”, estabelece que o limite máximo de manganês lançado no corpo receptor deve ser limitado a 1,0 mg. L⁻¹ (Brasil, 2011). Segundo (CÂNDIDO, 2018), na esfera internacional, a “*United States Environmental Protection Agency*” recomendam um limite de 0,05 mg. L⁻¹ de manganês em água potável.

A legislação ambiental brasileira preconiza que empresas que atuam com extração ou transformação mineral a seguir os princípios da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.380/1981), realizar o Licenciamento Ambiental (Resolução CONAMA nº 237/1997) e apresentar estudos de impacto ambiental (EIA/RIMA), especialmente quando houver potencial risco de contaminação por metais potencialmente tóxicos, como o manganês (Rebouças Bomfim, 2017). Além disso, a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), determina que resíduos industriais contendo metais, como o manganês, devem ser classificados, geridos e descartados conforme as normas técnicas vigentes, como a ABNT (como a NBR 10004:2004). Junto a isso, a lei também introduz o princípio da responsabilidade compartilhada entre os geradores, transportadores e destinatários finais (Brasil, 2010).

Portanto, o controle legal da presença de manganês no meio ambiente envolve um conjunto de normas integradas que regulam desde o monitoramento e descarte até a recuperação de áreas afetadas. O cumprimento da legislação vigente é essencial para garantir a proteção ambiental, a saúde pública e a sustentabilidade das atividades econômicas que envolvem esse elemento (Brasil, 2010).

3.5 Microalgas

As microalgas são seres unicelulares ou coloniais fotossintéticos, e podem ser encontradas em diferentes ambientes, desde rios de água doce até lagos salgados e solos terrestres (PIRES, 2019). Podendo crescer autotroficamente, heterotroficamente ou mixotroficamente. No entanto, o modo de crescimento autotrófico é predominante entre as algas.

Sob condições autotróficas, as microalgas, utilizam o dióxido de carbono atmosférico e a luz solar como principais fontes para a geração de energia e formação de biomassa. O CO₂, ao se dissolver na água, é absorvido pelas microalgas e, com a incidência de luz, é transformado em compostos orgânicos como proteínas, polissacarídeos, lipídios e hidrocarbonetos (VASSOLER, 2019). Essa biomassa é composta por 50% de carbono, sendo assim, é de fundamental importância o fornecimento desse elemento para o cultivo das microalgas. Sua elevada demanda decorre do fato de que este componente é o constituinte principal de todas as substâncias orgânicas sintetizadas pelas células (proteínas, carboidratos, ácidos nucleicos, vitaminas, lipídios, entre outros) (PIRES, 2019).

Durante a fotossíntese, os nutrientes presentes no meio são convertidos em matéria orgânica celular, com liberação de oxigênio como subproduto. Os principais elementos requeridos para o crescimento e a fotossíntese eficiente das microalgas e cianobactérias são: carbono, nitrogênio, fósforo, potássio e ferro. A fotossíntese oxigênica é uma reação de oxirredução que depende da energia luminosa absorvida pela clorofila, na qual moléculas de CO₂ e água são convertidas em oxigênio molecular e carboidratos. Esse processo ocorre em duas fases: reações de claro e de escuro. As reações de claro acontecem nos cloroplastos, onde a clorofila capta a luz e a converte em energia química, resultando na produção de NADPH₂ e ATP. Em seguida, nas reações de escuro, que ocorrem no estroma, essas moléculas energéticas são utilizadas para fixar o carbono e sintetizar os carboidratos (CÂNDIDO, 2018).

3.5.1 *Chlorella vulgaris*

Segundo (Safi et al., 2014) Martinus Willem Beijerinck, um pesquisador holandês, descobriu a *Chlorella vulgaris* (figura 2) em 1890 como a primeira microalga com um núcleo definido. É uma microalga unicelular que cresce em água doce e está presente na Terra desde o período pré-cambriano, há 2,5 bilhões de anos, e desde então sua integridade genética permanece constante. *C. vulgaris* é uma célula microscópica esférica com 2–10 µm de diâmetro e possui muitos elementos estruturais semelhantes as plantas e possui a seguinte classificação científica:

Domínio: Eucaryota

Reino: Protista

Divisão: Chlorophyta

Classe: Trebouxiophyceae

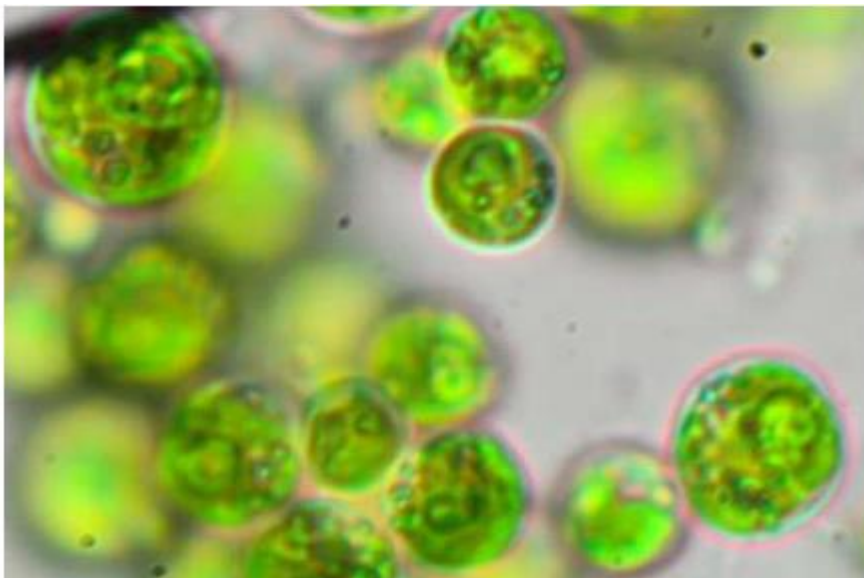
Ordem: Chlorellales

Família: Chlorellaceae

Gênero: *Chlorella*

Espécie: *Chlorella vulgaris*

Figura 3- Imagem de *Chlorella vulgaris* obtida por microscopia óptica.



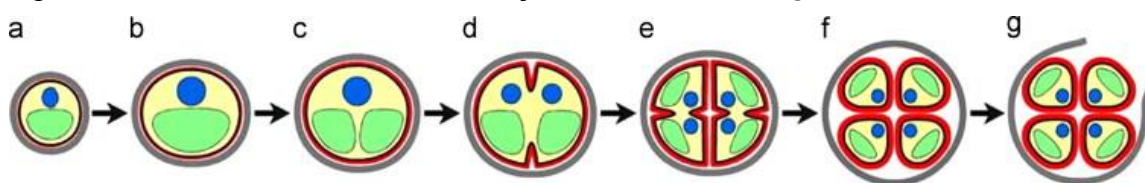
Fonte: (CÂNDIDO, 2018).

A estrutura celular da *Chlorella vulgaris* apresenta características complexas e adaptativas que garantem sua integridade e funcionalidade em ambientes diversos. A parede celular exerce papel fundamental na proteção da célula contra agentes externos e variações ambientais, sendo sua espessura e composição dependentes do estágio de crescimento. À medida que a célula amadurece, essa parede se desenvolve gradualmente. Internamente, o citoplasma da célula, uma matriz

gelatinosa composta por água, proteínas solúveis e minerais, abriga diversas organelas essenciais, incluindo mitocôndrias, núcleo, vacúolos, complexo de Golgi e um cloroplasto único (Coronado et al., 2022).

C. vulgaris é uma célula reprodutiva imóvel (autósporo) que se reproduz assexuadamente e rapidamente. Em condições ótimas *C. vulgaris* se multiplica por autosporulação em período de 24 horas. Quatro células-filhas com sua própria parede celular são formadas dentro da parede celular da célula-mãe figura 3. Inicialmente, ocorre a fase de crescimento celular, que pode ser dividida em uma etapa inicial (a) e uma tardia (b), na qual a parede celular ainda é delgada e frágil, com cerca de 2 nm de espessura. Em seguida, dá-se início à divisão do cloroplasto (c), fundamental para a continuidade do metabolismo fotossintético. A divisão do protoplasto acontece em duas etapas: uma fase inicial (d), seguida por uma fase tardia (e), resultando na formação de células-filhas independentes. Após essa divisão, ocorre a maturação das células-filhas (f), momento em que a parede celular aumenta de espessura, podendo atingir entre 17 e 21 nm. Finalmente, na fase de eclosão (g), a parede celular da célula-mãe se rompe, liberando as células-filhas já maduras no meio externo. Os resíduos celulares remanescentes podem ser aproveitados como fonte de nutrientes pelas células recém-liberadas (Coronado et al., 2022).

Figura 4 - Diferentes fases de formação da *Chorella vulgaris*.



Fonte: (Safi et al., 2014).

3.6 Fatores controláveis no cultivo de microalgas

O cultivo de algas, em geral, pode ser realizado em uma ampla variedade de efluentes, e pode ser realizado com espécies isoladas ou não. O ideal para se ter um bom cultivo, é entender os fatores que afetam o crescimento da biomassa algal. Especialmente a intensidade luminosa, fotoperíodo, temperatura, potencial

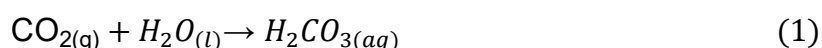
hidrogeniônico (pH), disponibilidade de nutrientes e fonte de carbono (VASSOLER, 2019).

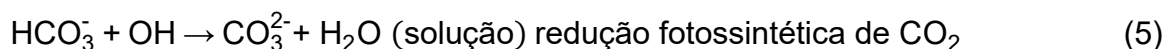
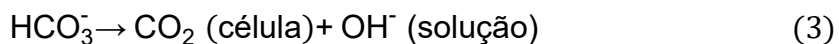
3.6.1.1 Fonte de carbono e pH

Algas e bactérias coexistem desde os estágios iniciais da evolução. Essa interação deve-se à função primária das bactérias heterotróficas de decomposição da matéria orgânica. Os nutrientes de formas orgânicas complexas são transformados pelas bactérias em formas mais simples, além disso, liberam CO₂ no meio aquático pela respiração. Por sua vez, as microalgas consomem o CO₂ do meio e liberam O₂ pela fotossíntese, que é utilizada pelas bactérias em sua respiração (RAMANAN et al., 2016).

O CO₂ presente no ar se dissolve na água e produz ácido carbônico (H₂CO₃), que se dissocia em diferentes espécies, dependendo do pH. Durante o cultivo de microalgas, especialmente sob condições de intensa atividade fotossintética, é comum observar um aumento do pH do meio, devido ao consumo de dióxido de carbono (CO₂) pelas células. Em certos casos, essa taxa de consumo pode superar a reposição natural de CO₂, levando a uma alcalinização progressiva do meio. O pH do cultivo é regulado principalmente pelas espécies químicas de carbono dissolvido, incluindo CO₂ (nas formas gasosa e aquosa), ácido carbônico (H₂CO₃), bicarbonato e carbonato, cuja predominância varia de acordo com o pH do sistema (VASSOLER, 2019).

As Equações 1 a 5 descrevem a conversão de CO₂ em HCO₃⁻ na água, bem como a fixação de CO₂ fotossintético. Contudo, quando se tem um pH acima de 10 a 11, pode se ter efeito inibitório sobre o crescimento celular. Por esse motivo, diversos estudos têm adotado a adição artificial de CO₂ aos cultivos, com o objetivo de estabilizar o pH e maximizar a produção de biomassa algal. (CÂNDIDO, 2018; VASSOLER, 2019).





Segundo (CÂNDIDO, 2018), o CO_2 atmosférico é inicialmente solubilizado na água, formando ácido carbônico ($\text{H}_2\text{CO}_{3(\text{aq})}$) (equação 1), na sequência ocorre a conversão em HCO_3^- e H^+ (equação 2). Durante a captação ativa de CO_2 pelas algas (equação 3), o HCO_3^- é convertido em CO_2 e OH^- . Uma vez no interior celular, o CO_2 é utilizado na fotossíntese, sendo reduzido a carboidratos $(\text{CHO})_n$ (equação 4). A liberação de OH^- durante esse processo contribui para o aumento do pH do meio, promovendo sua alcalinização. Assim, as microalgas utilizam a energia luminosa para ativar esse sistema de captação de carbono inorgânico, otimizando a assimilação de CO_2 e modificando a química do ambiente aquático.

3.6.1.2 Disponibilidade de nutrientes

Para qualquer espécie microalgal, os fatores nutricionais são de grande importância para o seu desenvolvimento. Os macronutrientes essenciais para as microalgas são carbono, nitrogênio, fósforo, magnésio, enxofre e potássio e os micronutrientes são ferro, manganês, cobre, molibdênio e cobalto (Fontura, 2017).

As microalgas assimilam diversas fontes de nitrogênio inorgânico, como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+), sendo este último energeticamente mais favorável. A disponibilidade desse nutriente influencia diretamente no crescimento e na composição bioquímica da biomassa, afetando os níveis de clorofila, proteínas e carotenóides. O fósforo, embora presente em menor quantidade na célula, é vital para processos de geração e transformação de energia, além de ser componente estrutural de ácidos nucleicos e fosfolipídios. Já os micronutrientes, são necessários em menor quantidade. Elevadas concentrações podem ser tóxicas para as espécies (PIRES, 2019).

3.6.1.3 Temperatura

A temperatura influencia principalmente na taxa de crescimento específica das microalgas, além de influenciar na composição da biomassa e nas estruturas dos componentes celulares. As microalgas apresentam taxa máxima de crescimento relacionada a uma determinada faixa de temperatura. Temperatura muito elevada provoca a ruptura das membranas celulares, uma vez que, a dupla camada lipídica se altera por ação do calor. Por isso, para se ter maior estabilidade nos experimentos, o ideal é manter as temperaturas constantes. Dessa forma, é possível ter maior previsibilidade das respostas das espécies e maior reprodutibilidade (PIRES, 2019). A faixa ideal de temperatura em países de clima tropical é em torno de 20 a 30 °C (Silva, 2016).

Para algumas espécies de microalgas, o aumento da temperatura pode promover uma redução na quantidade de ácidos graxos insaturados e elevar a quantidade de ácidos graxos saturados. Essa modificação no perfil lipídico é relevante para a produção de biodiesel, uma vez que os ácidos graxos saturados elevam o número de cetanos, conferindo melhor desempenho na ignição, além de aumentarem a estabilidade oxidativa do combustível, resultando em um produto de maior qualidade (Fontura, 2017).

3.6.1.4 Intensidade luminosa e fotoperíodo

Assim como as plantas, as microalgas necessitam de luz. A quantidade de energia luminosa recebida pelo sistema fotossintético está diretamente relacionada ao carbono que será fixado pelas microalgas, e assim influenciará na produção de biomassa e na taxa de crescimento das culturas. Quando a intensidade luminosa não é suficiente para atender às necessidades metabólicas da microalga, ocorre um fenômeno denominado fotolimitação. Nessa condição, tem-se menor taxa fotossintética resultando em menor produção de ATP e NADPH, baixa fixação de carbono e, conseqüentemente, redução do crescimento celular, da síntese de clorofila e da produtividade de biomassa (PIRES, 2019).

Por outro lado, níveis extremos de luminosidade nos cultivos de microalgas podem produzir um efeito desfavorável ao crescimento, gerando o fenômeno denominado

fotoinibição. O processo fotoinibitório ocorre quando a intensidade da luz incidente sobre as células microalgais ultrapassa a capacidade de processamento fotossintético do organismo. Nesse cenário, o excesso de fótons é absorvido pelos pigmentos fotossintéticos presentes nos cloroplastos, principalmente pelas moléculas de clorofila, gerando uma taxa elevada de excitação eletrônica. Essa quantidade excessiva de elétrons energizados, produzida nas fases iniciais da fotossíntese, não é suficientemente utilizada pelo Ciclo de Calvin para a fixação de carbono, o que leva a um acúmulo de energia nas células. Dessa forma, as moléculas de clorofila ficam em estado excitado e acabam produzindo substâncias tóxicas as células como o peróxido de hidrogênio (Fontura, 2017) .

Segundo (PIRES, 2019) para a obtenção de fotossíntese adequada, três variáveis de luz são importantes, sendo elas: Intensidade, qualidade espectral e fotoperíodo (período claro/ escuro). A fonte de luz pode ser artificial (lâmpadas) ou de origem natural (luz solar). Utilizar fonte natural pode ser útil por reduzir os custos de produção. Entretanto, as variações ambientais e a falta de controle do fotoperíodo da intensidade luminosa fazem com que os cultivos que utilizem luz natural não sejam estáveis.

(VASSOLER, 2019) cita estudos que avaliaram o crescimento de microalgas em diferentes fotoperíodos. Em um dos estudos foi avaliado o efeito de ciclos de claro e escuro de 12:12, 16:08 e 24:00. A taxa máxima de crescimento foi obtida no fotoperíodo de 12:12. Em outro estudo, o melhor resultado foi em fotoperíodo de 24:00. Essa variabilidade evidência a importância de se compreender que diferentes regimes de iluminação produzem respostas fisiológicas distintas nas microalgas, refletindo em taxas de crescimento e composição celular diferenciadas.

Quando o foco do processo é a maximização da produção de biomassa, um fato primordial a ser considerado, é que em ciclos de escuro as microalgas podem perder cerca de 25% da biomassa produzida devido a respiração. Por esse motivo, adotar fotoperíodo de 24:00 é a opção mais apropriada(VASSOLER, 2019).

3.7 Tratamento de efluentes contendo manganês

A remoção de manganês (Mn^{2+}) de efluentes industriais e de mineração é uma etapa essencial para atender às legislações ambientais e proteger os corpos hídricos receptores. Há uma variedade de métodos químicos para remover manganês de soluções aquosas, incluindo precipitação química, troca iônica, oxidação, filtração e adsorção, entre outros. Apesar desses métodos serem mais econômicos, eles também são prejudiciais, devido à alta estabilidade do manganês em solução, exigindo grandes investimentos para removê-lo efetivamente, resultando em volumes excessivos de resíduos perigosos que são difíceis e ambientalmente problemáticos de armazenar (SMYTHERS et al., 2019).

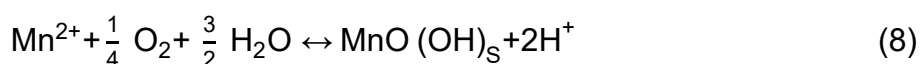
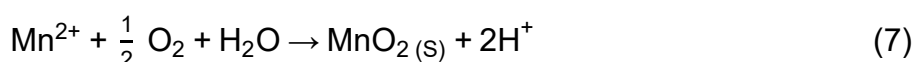
Nesse contexto, surge a necessidade de explorar métodos alternativos para a remoção do manganês, sendo o tratamento biológico uma das abordagens promissoras. O tratamento biológico do manganês apresenta diversos benefícios quando comparado a métodos tradicionais. Um dos principais é a sustentabilidade do processo, já que utiliza microrganismos naturais, como bactérias ou microalgas, que são capazes de oxidar e remover o íon Mn^{2+} sem necessidade de produtos químicos agressivos. Além disso, trata-se de um método de baixo custo operacional, com menor geração de lodo e menor consumo energético (LEÃO, 2022).

3.7.1 Tratamentos convencionais

Um dos métodos mais utilizado é a precipitação química, que consiste na conversão do manganês solúvel em formas insolúveis, por meio da adição de agentes alcalinizantes, como hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$) e o hidróxido de sódio ($NaOH$) (equação 6). O reagente eleva o pH e fornece íons hidroxila (OH^-) para reagir com os íons metálicos dissolvidos na água, a fim de formar hidróxidos metálicos insolúveis que precipitam, sendo removidos em seguida a partir de processos de separação sólido-líquido (SANTOS, 2020). Apesar de ser um processo de baixo custo e alta eficácia, em concentrações elevadas, sua principal limitação é a geração de grandes volumes de lodo químico com pH final acima de 9,0, valor que não permite o descarte direto do efluente e requer tratamento adequado.



Os processos de oxidação também são amplamente utilizados no tratamento de efluentes contendo manganês. Nesse processo tem-se à conversão do íon Mn^{2+} em espécies insolúveis, como MnO_2 (equação 7) ou como oxihidróxidos de Mn (MnOOH) (equação 8), que podem ser facilmente removidas por processos físico-químicos, como decantação e filtração (LEÃO, 2022).



Apesar do oxigênio atmosférico ser um oxidante natural, sua ação é lenta, especialmente em pH ácido. Para se obter resultados satisfatórios, em ambientes ácidos, torna-se necessário a utilização de reagentes. Estudos demonstram que a precipitação oxidativa com a adição de SO_2 pode ser eficiente em pH superiores a 5,0, alcançando remoção de até 99,5% em solução artificial com pH 6,5. No entanto, esse método apresenta desvantagens, como a geração de grandes quantidades de ácido sulfúrico, que exige posteriormente neutralização antes do descarte final (Y. LI et al., 2019).

A fim de superar a baixa reatividade do Mn (II) em condições ambientais comuns, frequentemente se utiliza oxidantes como dióxido de cloro (ClO_2), permanganato de potássio (KMnO_4) e ozônio (O_3). No entanto, apesar de eficazes, esses oxidantes apresentam limitações técnicas e ambientais. A aplicação de dióxido de cloro, por exemplo, produz subprodutos como o clorito (ClO_2^-), cuja formação é favorecida na presença de matéria orgânica dissolvida. O uso de permanganato pode gerar precipitados particulados de Mn e, em casos de dosagem excessiva, resultar na liberação de Mn (VII) solúvel, o que representa um risco ambiental adicional. O ozônio, por sua vez, demanda equipamentos específicos e custos operacionais elevados (Y. LI et al., 2019).

A adsorção/sorção tem sido amplamente estudada como técnica de tratamento para efluentes contendo metais, incluindo os gerados por atividades de

mineração. Os adsorventes comumente usados para remoção de Mn incluem carvão ativado, zeólitas, argila caulinita, nanopartículas, polímeros e uma ampla gama de sólidos naturais e artificiais (Y. LI et al., 2019; NECULITA & ROSA, 2019). O MnO_2 também é utilizado na remoção do íon manganês. O dióxido de manganês desempenha um papel relevante como catalisador e adsorvente na remoção do íon Mn^{2+} , atuando tanto na adsorção quanto na oxidação do íon em solução. A formação de filmes de MnO_2 sobre substratos sólidos também é amplamente utilizada, podendo ser obtida pela reação entre permanganato de potássio (KMnO_4) e o próprio Mn^{2+} (LEÃO, 2022).

A tecnologia de filtração adsortiva em zeólitas foi abordada no trabalho de (SILVEIRA, 2017) para remoção de manganês de água artesianas, por meio da oxidação do Mn^{2+} com oxigênio atmosférico, e foi catalisada por dióxido de manganês (MnO_2) depositado sobre a superfície de grãos do material filtrante. O processo se baseia na oxidação do manganês Mn^{2+} com o oxigênio do ar, usando dióxido de manganês (MnO_2) como catalisador. Para isso, os pesquisadores prepararam grãos de zeólita cobertos com MnO_2 , aplicando permanganato de potássio (KMnO_4) e nitrato de manganês ($\text{Mn}(\text{NO}_3)_2$), o que fez com que o MnO_2 se fixasse na superfície da zeólita. A abordagem resultou na obtenção de um meio filtrante com propriedades catalíticas e adsorptivas, capaz de promover a remoção eficiente do manganês por mecanismos combinados de oxidação e sorção superficial.

3.7.2 Tratamento biológico

A Resolução do CONAMA nº 463/2014 define biorremediadores como agentes compostos por microrganismos capazes de se reproduzir e degradar substâncias contaminantes, sendo reconhecidos como remediadores naturais (Brasil, 2014). O tratamento biológico surge como uma alternativa promissora para o manejo de efluentes contaminados com metais, unindo eficiência, viabilidade econômica e menor impacto ambiental. Fungos, plantas, bactérias, algas e microalgas podem ser utilizados para remoção de metais das águas contaminadas.

Os fungos apresentam alternativas baseadas em processos naturais como bioadsorção, precipitação extracelular e acúmulo intracelular. Diversos estudos

demonstram que fungos filamentosos, como os dos gêneros *Gaeumannomyces*, *Paraconiothyrium*, *Phoma*, *Stagonospora*, *Pyrenochaeta* e *Stilbella aciculosa*, possuem notável capacidade de oxidar Mn^{2+} a formas menos solúveis, como Mn^{3+} e Mn^{4+} , formando precipitados de óxidos de manganês. Os óxidos biogênicos formados pelos fungos apresentam estrutura porosa, o que favorece a sorção de outros metais por afinidade química e pode contribuir para a redução da toxicidade no ambiente (MOTA, 2015).

A fitorremediação que consiste na utilização de plantas para remoção de íons, tem aumentado nas últimas décadas, tendo em vista a busca por tecnologias de baixo custo para mitigar áreas contaminadas. Essa tecnologia baseia-se na capacidade de determinadas espécies vegetais em absorver, acumular ou estabilizar metais potencialmente tóxicos presentes no meio, incluindo o manganês. As plantas podem remover o Mn^{2+} por meio de processos como absorção radicular, acumulação nos tecidos e imobilização no solo pela rizosfera, onde interações com microrganismos também contribuem para a remediação. O uso de plantas proporciona benefícios ecológicos adicionais, como o paisagismo, controle de erosão e aumento da biodiversidade. No entanto, a eficiência da fitorremediação pode variar conforme fatores como pH, concentração do metal, tipo de planta utilizada e tempo de exposição, sendo necessário o monitoramento e manejo adequado para evitar a saturação dos tecidos vegetais e possíveis efeitos tóxicos (KOMENO, 2023).

A remoção de manganês (Mn^{2+}) por bactérias oxidantes tem se revelado uma estratégia ambientalmente eficaz para tratar águas contaminadas, especialmente aquelas advindas de mineração. A oxidação biológica do Mn^{2+} por bactérias pode ocorrer por dois mecanismos principais: o direto, mediado por componentes celulares, especialmente enzimas oxidativas como as oxidases multicobre (MCOs). E o indireto, que ocorre devido à modificação de parâmetros ambientais, como o aumento do pH ou a alteração do potencial redox (Eh), promovidos pelo metabolismo microbiano ou liberação de metabólitos oxidantes. Os mecanismos de oxidação do manganês não se restringem apenas às bactérias. Cianobactérias e algas também conseguem oxidar indiretamente o Mn^{2+} , principalmente ao alterar o pH e o potencial redox do ambiente. Vale destacar que, algumas cepas bacterianas, como *Bacillus subtilis*, demonstraram capacidade de oxidar manganês principalmente por meio do aumento do pH, sem a necessidade da ação direta de enzimas oxidativas específicas. Já foram identificadas

e amplamente estudadas que bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Leptothrix*, possuem potencial para converter Mn^{2+} em formas oxidadas, como Mn^{3+} e Mn^{4+} (Barboza et al., 2017).

As microalgas possuem grande potencial de aplicação no tratamento de efluentes contendo metais, devido à abundância de sítios de ligação, grande área de superfície e alta afinidade de ligação. A remoção de metais potencialmente tóxicos por microalgas é realizada por meio de um mecanismo de dois estágios. O primeiro estágio é a rápida adsorção passiva extracelular (biossorção), enquanto o segundo estágio é a lenta difusão positiva intracelular e acumulação (bioacumulação) (CÂNDIDO, 2018).

A adsorção de metais potencialmente tóxicos na superfície de microalgas, pode ocorrer por diferentes mecanismos. Destacando a formação de ligação covalente entre parede celular ionizada com metais, troca iônica de íons de metais com cátions de parede celular e ligação de cátions de metais com ácidos urônicos carregados negativamente de exopolissacarídeos de microalgas. Por outro lado, a acumulação intracelular de metais é um processo consideravelmente mais lento. Nessa etapa, os metais são transportados ativamente através da membrana plasmática para o citoplasma, onde se difundem e se ligam a sítios intracelulares específicos, como proteínas e peptídeos — incluindo glutathione (GSH), transportadores de metais, agentes antioxidantes e fitoquelatinas (LEONG & CHANG).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e caracterização do efluente

A área de estudo, está localizada no município de Mariana, no estado de Minas Gerais. A estrutura está inserida na Bacia Hidrográfica Federal do Rio Doce e pertencente à sub-bacia do rio Piracicaba (DO2). A Barragem está inserida na região do Quadrilátero Ferrífero, conhecida por sua intensa atividade mineradora e riqueza em depósitos de ferro (CLAM Meio Ambiente, 2022).

Sua construção ocorreu no ano de 1998, sendo operacionalizada até o final de 2015, com a finalidade de contenção de rejeitos provenientes do beneficiamento de minério de ferro, além do armazenamento e captação de água industrial. Durante o período de operação, os rejeitos eram dispostos por meio de processo de ciclonagem, em que o *overflow* era lançado diretamente no reservatório e o *underflow* era utilizado para construção e alteamento do maciço principal da estrutura (Bioma Meio Ambiente, 2022).

A estrutura, atualmente inativa, foi construída pelo método de alteamento a montante e destinava-se à disposição de rejeitos provenientes do beneficiamento do minério de ferro. Após a interrupção de suas atividades em 2015, a barragem passou a integrar o plano de descaracterização das estruturas alteadas a montante, com previsão de conclusão até 2026.

A tabela 4 apresenta um resumo das principais características físico-químicas do efluente bruto coletado. A coleta foi realizada no mês de abril, e as análises foram feitas em triplicata.

Tabela 3 - Caracterização físico-química do efluente bruto.

Parâmetros	Unidade	Metodologia	Resultado
Temperatura	°C	HACH Sonda pH 101	23,6
pH		HACH Sonda pH 101	7,2
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	DIGIMED DM32	148,58
Turbidez	uT	HACH TL2360	5
Oxigênio Dissolvido	mg L^{-1}	HACH Sonda LD0 101	6,4
Potencial de Oxi- redução	mV	HANNA HI98190	- 6,1
Cor	mgPt-Co L^{-1}	DIGIMED DM-	36,2
Sólidos totais	mg L^{-1}	2540 (APHA,2012)	105
Sólidos fixos	mg L^{-1}	2540 (APHA,2012)	42,5

Sólidos Voláteis	mg L ⁻¹	2540 (APHA,2012)	62,5
Fe	mg L ⁻¹	ICP-OES	0,763
Al	mg L ⁻¹	ICP-OES	0,026
Mn	mg L ⁻¹	ICP-OES	0,66

4.2 Obtenção e cultivo das microalgas

As microalgas utilizadas nos experimentos pertencem à espécie *Chlorella vulgaris*. O inóculo foi gentilmente cedido pelo Professor Mateus, do Laboratório de Química Tecnológica e Ambiental (LQTA) da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Para os experimentos, as microalgas foram cultivadas em meio Inthorn, conforme a formulação descrita por (Silva, 2023). O cultivo foi realizado em um recipiente de polietileno, com volume útil de 25 L. Foram adicionados 20 L de Inthorn, juntamente com 4 L de inóculo, totalizando 24 L de inóculo (figura 5). A iluminação foi fornecida por 6 lâmpadas LEDVANCE, modelo tubo T8 e potência de 18 W, sob fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 de escuro. Dois compressores aeradores (Jeneca, AP-2688) foram instaladas, para leve agitação e uniformização do contato entre biomassa e a luz disponibilizada. Para o controle da temperatura, foi utilizado um termostato (Roxin, HT-1900, China), mantendo-a constante em 30°C. O inóculo foi mantido sob as mesmas condições de cultivo até que apresentasse crescimento suficiente para ser utilizado nos experimentos subsequentes. Essa estimativa foi realizada a partir da contagem direta em câmara de Neubauer.

Figura 5 - Inóculo de *Chlorella vulgaris* em fase de crescimento para aplicação experimental subsequente.

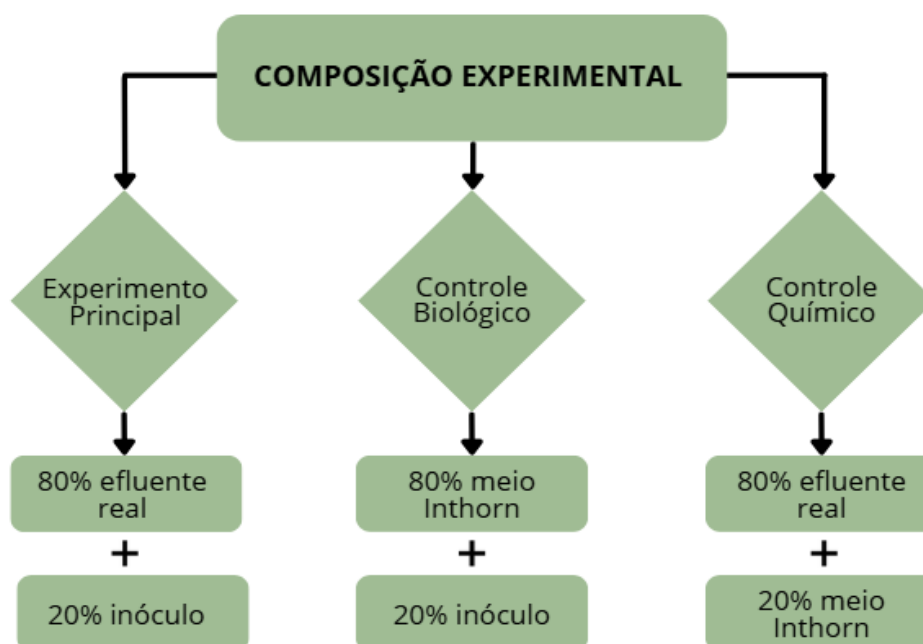


Fonte: Autora, 2025.

4.3 Composição dos grupos experimentais

O volume de 250 ml utilizado, tanto para o experimento principal quanto para o controle biológico, baseou-se na proporção de 80% de meio de cultivo e 20% de inóculo, conforme descrito por (Silva, 2023) . No entanto, para fins do presente estudo, uma adaptação foi implementada com a inclusão de um controle químico, composto por efluente e meio Inthorn, para avaliar a remoção de manganês na ausência de atividade microalgal. No fluxograma (figura 7) está detalhado a composição experimental.

Figura 6 - Fluxograma da composição experimental



Fonte: Autora, 2025.

4.4 Delineamento experimental

Os experimentos foram realizados em sistema de batelada, com duração de 10 dias. Em todos os experimentos foram utilizados frascos do tipo Erlenmeyer com volume útil padronizado de 250 ml. A densidade celular inicial foi de aproximadamente 5×10^6 células /ml, para todos os tratamentos que continham inóculo microbiano.

Os tratamentos foram montados em triplicata, e os frascos foram mantidos em uma estufa de germinação com controle de termoperíodo e fotoperíodo (Eletrolab, modelo EL202/3), mantida a 30°C sob ciclo de 16h claro / 8h escuro (figura 6).

As amostragens foram realizadas nos dias 0, 2, 4, 6, 8 e 10, utilizando o método de sacrifício, com descarte dos frascos após a coleta. Todos os frascos, incluindo o controle químico, foram submetidos diariamente à agitação manual leve, com o objetivo de evitar a formação de aglomerados celulares, favorecer as trocas gasosas no meio do cultivo e garantir condições experimentais semelhantes entre os tratamentos.

A concentração de Mn (II) em solução foi determinada por espectrômetro de emissão atômica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), modelo Avio 500 (Perkinelmer). Para isso, foram retiradas alíquotas de 50 mL, que foram filtradas com membranas de celulose de 0,45 μm e posteriormente preservadas com HNO_3 e temperatura de aproximadamente 4°C.

Figura 7 - Estufa de germinação com controle de termoperíodo e fotoperíodo.



Fonte: Autora, 2025.

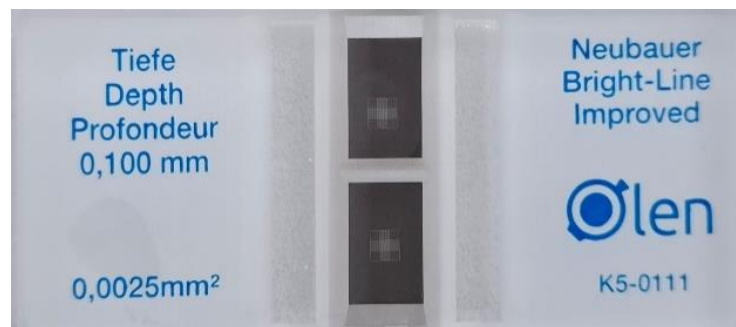
4.4.1 Crescimento microalgal e eficiência de remoção

Com o objetivo de avaliar o crescimento microalgal e sua eficiência de remoção, foi realizado o monitoramento de diferentes parâmetros indicativos da biomassa, incluindo densidade óptica (DO), contagem celular direta e concentração de clorofila *a*. A concentração de Mn (II) em solução foi determinada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), conforme os procedimentos metodológicos descritos no item 4.3.

A densidade óptica foi mensurada em espectrofotômetro modelo DR6000 (Hach, EUA), no comprimento de onda de 570 nm, utilizando cubetas de 1 cm de caminho óptico e amostras previamente homogeneizadas.

A contagem celular foi realizada em câmara de Neubauer (profundidade 0,1 mm) (figura 8) com auxílio de microscópio (Trinocular. Panthera-C2, com câmera Moticam 4000, Canadá). Seguindo o método descrito por Lourenço (2006), conforme citado na dissertação de (CAMPOS, 2022). Foram contadas as células presentes nos 4 quadrantes grandes da câmara, e o cálculo da concentração (células/ml) foi realizado aplicando a fórmula 9.

Figura 8- Câmara de Neubauer



Fonte: Autora, 2025.

$$\text{n}^\circ \text{ de células por mL} = \frac{\text{n}^\circ \text{ total de células}}{(\text{n}^\circ \text{ de quadrantes contados}) \times 10^{-4}} \quad (9)$$

A análise de clorofila-a seguiu a técnica de extração em etanol como descrito na norma holandesa NEN 6520 (NEDERLANDS NORM, 1981). A concentração de clorofila a foi estimada de acordo com a equação 10.

$$\text{Clorofila a} = 29,6 \times \{ (E_{u_{665}} - E_{u_{750}}) - (E_{a_{665}} - E_{a_{750}}) \} \times \frac{10}{V \times S} \quad (10)$$

Onde:

Clorofila *a* = Concentração de clorofila *a* (mg L^{-1});

29,6 = coeficiente de absorção específica da clorofila *a*;

E_u = absorbância da amostra não acidificada;

E_a = absorbância da amostra acidificada;

V = volume da amostra filtrada (mL);

10 = volume de etanol utilizado (mL); e

S = espessura da cubeta, em cm (1 cm)

4.4.2 Influência dos parâmetros na remoção de Mn

Para avaliar a influência dos parâmetros na remoção de Mn, foram realizados ensaios, conforme descrito no item 4.3, avaliando o pH, temperatura, oxigênio dissolvido. Junto a isso, relacionou-se com os resultados obtidos nas análises de ICP-OES.

As análises de pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura foram realizadas com o multiparâmetro (HACH, HQ40d, Alemanha) utilizando a sonda PHC 101 para medir o pH e temperatura, e a sonda LDO 101 para medir o OD.

5 Resultados e discussão

5.1.1 Caracterização do efluente

O efluente utilizado no experimento foi caracterizado e segue apresentado na tabela 5.

Tabela 4- Caracterização do efluente utilizado no experimento

Parâmetros	Unidade	Metodologia	Resultado
Temperatura	°C	HACH Sonda pHc 101	17,4
pH		HACH Sonda pHc 101	8,6
Oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹	HACH Sonda LD0 101	8,0
Mn	mg L ⁻¹	ICP-OES	0,11

Fonte: Autora, 2025.

A caracterização inicial do efluente bruto indicou uma concentração de manganês de 0,11 mg L⁻¹. Esse valor se apresentou mais baixo, em comparação a caracterização citada no item 4.1, que havia registrado valor de 0,66 mg L⁻¹. Essa diferença pode ser atribuída à variabilidade natural existente em efluentes reais, que sofrem alterações em função de fatores como sazonalidade, volume de precipitação e características do sistema de drenagem.

Como citado no item 4.3, a proporção utilizada para prosseguir os ensaios foram: 80% do efluente bruto e 20% de inóculo (experimento principal). Para o controle químico foi utilizada a proporção de 80% do efluente bruto e 20% de Inthorn. Na tabela estão apresentados os resultados das análises realizadas no ICP-OES, referentes aos ensaios realizados. As concentrações do controle químico foram monitoradas até o sexto dia de experimento. As amostras referentes aos dias 8 e 10 apresentaram contaminação, o que inviabilizou a continuidade da análise. Por esse motivo, os resultados discutidos correspondem apenas ao período de 0 a 6 dias.

Tabela 5- Concentração de Mn (II) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) ao longo do tempo, do experimento principal e controle químico.

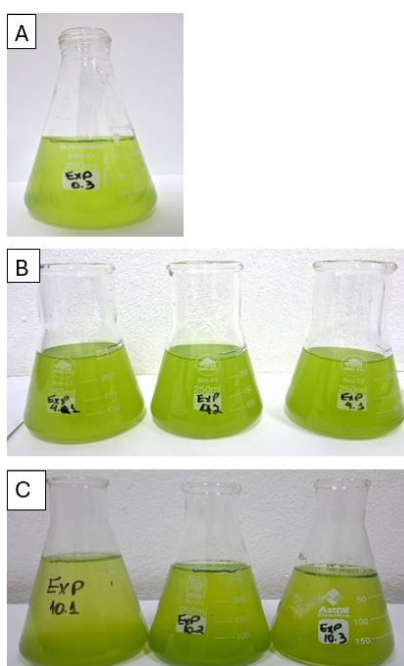
Dia	Experimento Principal	Controle Químico
0	0,09	0,08
2	0,01	0,07
4	<0,01	-
6	<0,01	0,03
8	<0,01	-
10	<0,01	-

Fonte: Autora, 2025.

5.2 Crescimento algal

A figura 9 apresenta imagens dos Erlenmeyers correspondentes ao experimento principal, enquanto a figura 10 refere-se ao controle biológico. Ambos os registros ilustram o desenvolvimento do cultivo nos dias 0, 4 e 10. Observa-se que, visualmente, houve apenas pequenas variações na coloração dos cultivos, tanto para o experimento principal como o controle biológico. Não sendo possível identificar mudanças expressivas a olho nu. Esse aspecto reforça a importância das análises quantitativas, como densidade óptica, concentração de clorofila e contagem celular, para a avaliação do crescimento das microalgas ao longo dos dias.

Figura 9- Imagens dos Erlenmeyers contendo o efluente inoculado com microalgas nos diferentes tempos de cultivo: (A) dia 0, (B) dia 4 e (C) dia 10.



Fonte: Autora, 2025.

Figura 10- Imagens dos Erlenmeyers referentes ao controle biológico nos diferentes tempos de cultivo: (A) dia 0, (B) dia 4 e (C) dia 10.

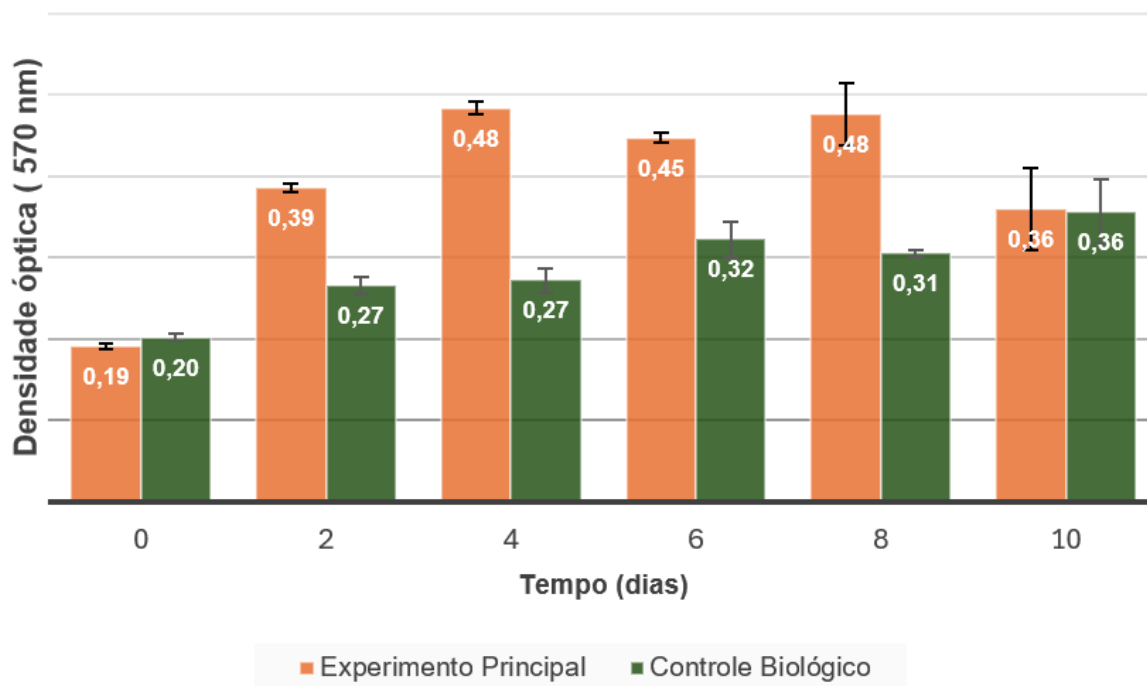


Fonte: Autora, 2025.

Para avaliar o crescimento da biomassa algal ao longo do experimento, foram realizadas análises de densidade óptica a 570 nm, determinação de concentração de clorofila *a* e contagem celular. Na figura 11 estão apresentados os resultados de crescimento da microalga, medido pela densidade óptica a 570 nm, tanto para o controle biológico (com microalga e sem manganês) como no ensaio contendo manganês.

Seguindo o método descrito por Lourenço (2006) e conforme citado na dissertação de (CÂNDIDO, 2018). As microalgas possuem pigmentos fotossintetizante, e por esse motivo é necessário selecionar comprimentos de onda que não coincidam com os picos de absorção máxima de luz pelos pigmentos fotossintetizantes. O comprimento de onda 570 nm está distante da faixa de absorção máxima de luz pelas clorofilas *a* (picos em 430nm e 664 nm) e *b* (picos em 435 nm e 645 nm). Dessa forma, a absorbância não é afetada pelos pigmentos fotossintéticos e será devida às células em suspensão.

Figura 11- Concentração de clorofila *a* no ensaio de controle biológico, e no experimento principal.



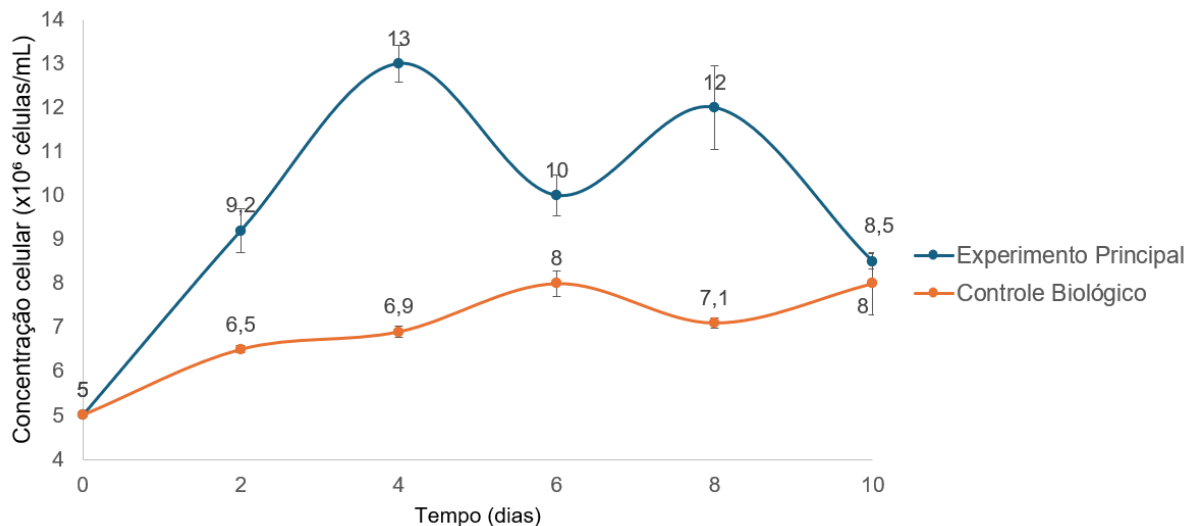
Fonte: Autora, 2025.

De acordo com a figura 11, no ensaio contendo manganês, observou-se a elevação expressiva entre o dia 0 (0,19) e o dia 4 (0,48), refletindo no rápido aumento da biomassa. Decorridos 10 dias de ensaio, a concentração de biomassa final foi de 0,36. Esse comportamento sugere que o efluente proporcionou condições iniciais favoráveis ao crescimento da *Chlorella vulgaris*. No controle biológico, o crescimento foi gradual, iniciando com 0,20 e atingindo 0,36 no dia 10, com incrementos menores e mais estáveis. A comparação entre os tratamentos indica que o efluente atuou como boa fonte de nutrientes, acelerando o crescimento algal nos primeiros dias, ao passo que o controle biológico manteve crescimento mais lento, mas contínuo.

A contagem celular confirmou as tendências observadas na densidade óptica, reforçando o maior desempenho inicial das microalgas no ensaio contendo manganês. De acordo com a figura 12, o número de células inicial foi idêntico para as duas condições ($5,0 \times 10^6$ células/mL), no entanto, o ensaio com manganês o crescimento foi mais rápido. No quarto dia, a concentração celular atingiu 13×10^6 células/mL, enquanto no biológico o valor obtido foi apenas $6,9 \times 10^6$ células/mL. Isso representa um crescimento de aproximadamente 1,9 vezes o valor do controle biológico. Após

esse pico, os ensaios finalizaram com valores de concentração celular próximos, o biológico com 8×10^6 células/mL e o ensaio com manganês $8,5 \times 10^6$ células/mL.

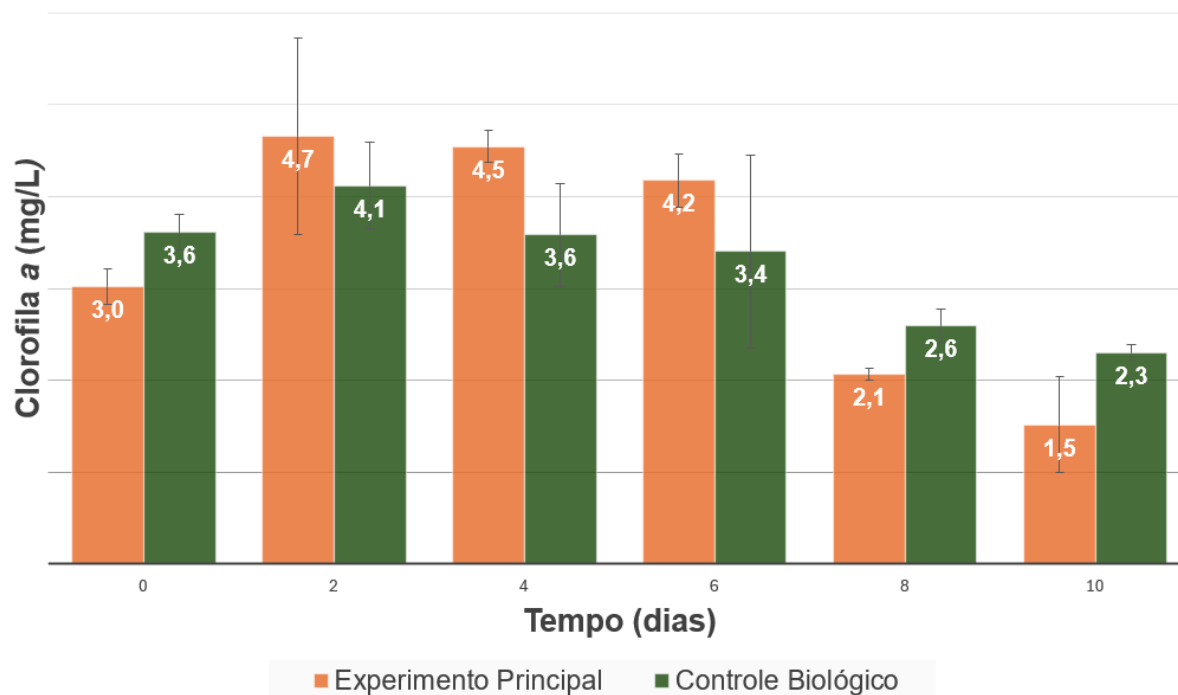
Figura 12 - Concentração celular para o no ensaio de controle biológico e experimento principal.



Fonte: Autora, 2025.

A análise de clorofila *a* (figura 13) complementa os resultados de densidade óptica e contagem celular, fornecendo informações sobre a atividade fotossintética da biomassa algal ao longo do experimento. No controle biológico, a clorofila *a* apresentou valores mais estáveis e crescimento menos intenso. Atingindo máxima concentração no dia 2 ($4,1 \text{ mg L}^{-1}$) e ao final do ensaio o valor obtido foi de $2,3 \text{ mg L}^{-1}$. No ensaio com efluente, o maior valor obtido foi no segundo dia de experimento, quando o valor atingiu $4,7 \text{ mg L}^{-1}$. Ao final do experimento obteve-se uma redução mais acentuada resultando no valor de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Esse padrão indica que, apesar do aumento no número de células observado nos primeiros dias, a capacidade fotossintética por célula pode ter sido reduzida ao longo do tempo, possivelmente em função da limitação de nutrientes. Para qualquer espécie microalgal, os fatores nutricionais são de grande importância para se ter bom desenvolvimento (Fontura, 2017).

Figura 13- Concentração de clorofila a no ensaio de controle biológico, e no experimento principal.



Fonte: Autora, 2025.

Em relação a remoção de manganês, a concentração sofreu rápida redução, passando de $0,09 \text{ mg L}^{-1}$ para $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, já no segundo dia de experimento. Representando uma redução de 88,9%.

É importante destacar que o ensaio com efluente real apresentou desempenho superior, em comparação ao controle biológico, indicando que, apesar de muitas vezes ser considerado um ambiente inóspito para microalgas, o efluente da mineração forneceu nutrientes que favoreceram o crescimento inicial e mantiveram a atividade metabólica das células. Esse resultado reforça as vantagens do uso de efluentes reais em estudos com microalgas, demonstrando não apenas a viabilidade da aplicação, mas também o potencial de aproveitamento desses ambientes como substrato para processos biotecnológicos de tratamento.

5.3 Variáveis físico-químicas

As variáveis físico-químicas avaliadas também apresentaram comportamentos distintos entre os tratamentos, com destaque para o ensaio contendo manganês, no qual se verificaram condições mais favoráveis à atividade algal.

No ensaio contendo manganês, o pH apresentou elevação expressiva, passando de 8,8 no início para 11,3 no dia 2 e mantendo-se elevado até o dia 10 (10,9), essa variação pode ser observada na figura 14. O aumento abrupto no valor do pH indica intensa atividade fotossintética das microalgas, que promoveu consumo de CO_2 e consequente alcalinização do meio (Silva, 2023). No controle biológico a elevação foi mais moderada (7,8 no dia 0 e 10,3 no dia 10), o que sugere menor intensidade de atividade metabólica. No controle químico, o pH apresentou valores mais baixos em comparação às demais condições, variando de 8,1 no dia 0 para 8,9 no dia 6. Contudo, não foi possível dar continuidade às análises desse controle, uma vez que o meio apresentou coloração esverdeada, indicando contaminação, o que comprometeu o sequenciamento experimental. Essa alteração visual pode ser observada na figura 15.

Figura 14-Concentração de pH no ensaio de controle biológico, experimento principal e químico.

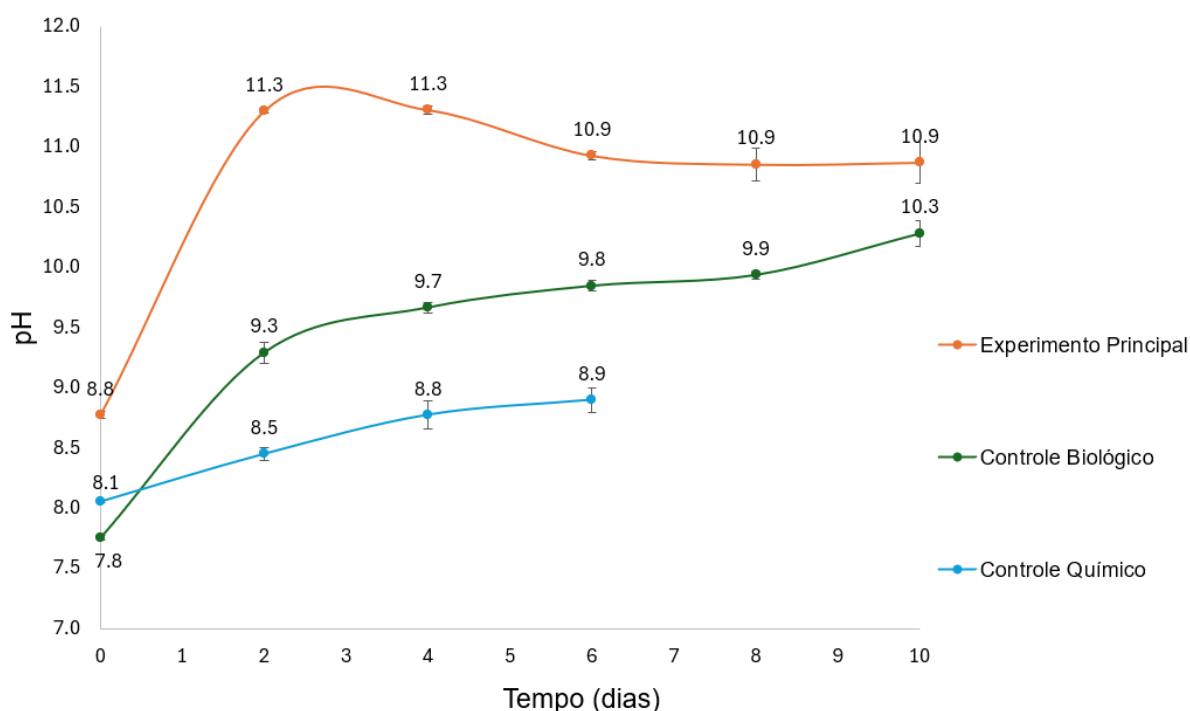
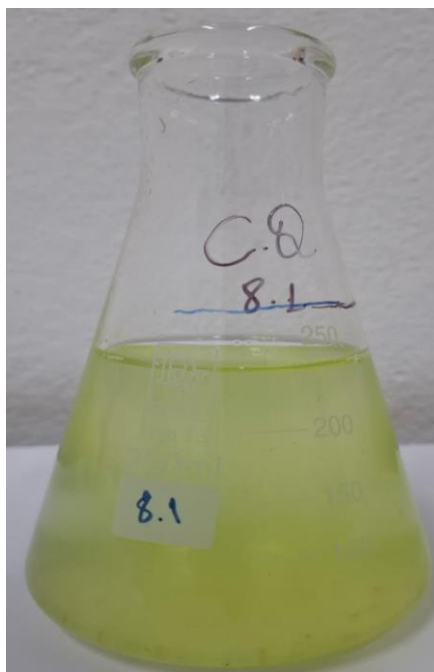


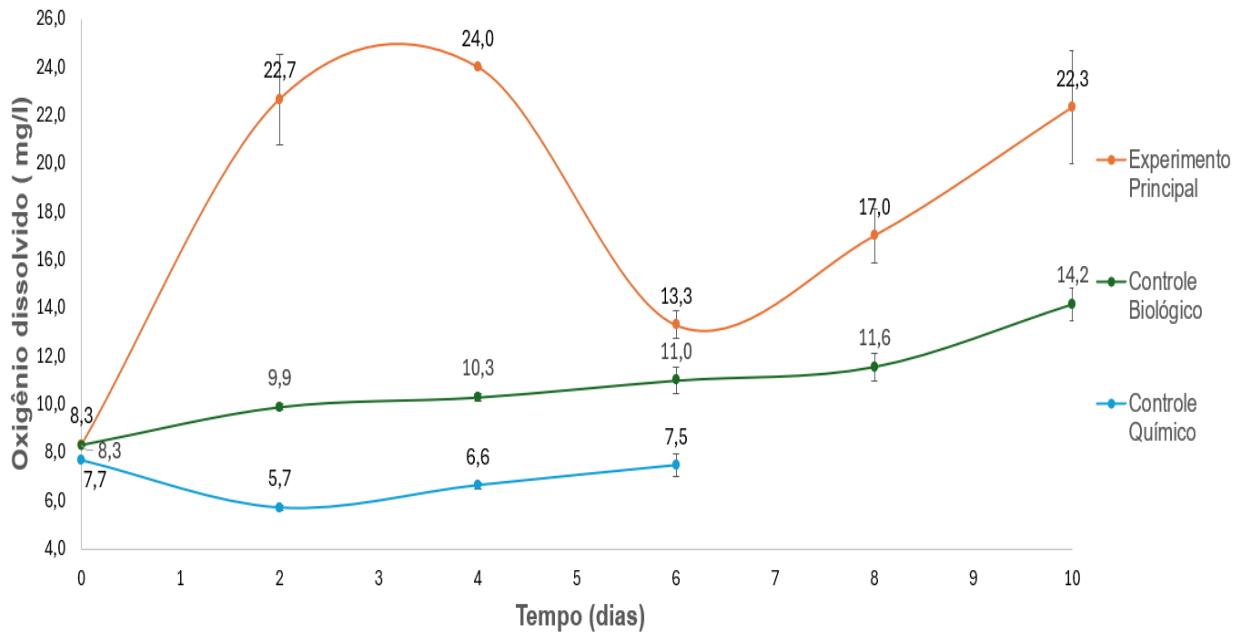
Figura 15- Controle químico contaminado



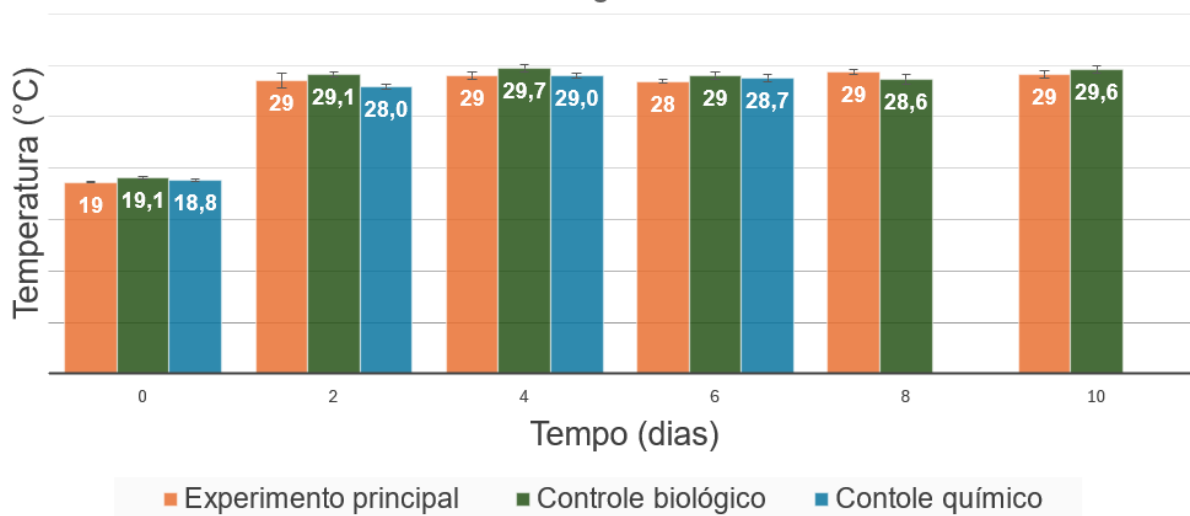
Fonte: Autora, 2025.

Em relação ao oxigênio dissolvido, no ensaio com manganês, observou-se um incremento marcante entre o dia 0 ($8,33 \text{ mg L}^{-1}$) e o dia 4 (24 mg L^{-1}), refletindo intensa atividade fotossintética, seguida de oscilações até o final do período experimental ($22,3 \text{ mg L}^{-1}$ no dia 10) figura 16. O controle biológico apresentou valores crescentes, porém mais estáveis, variando de $8,3 \text{ mg L}^{-1}$ para $14,2 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto o controle químico permaneceu em níveis mais baixos. Iniciando com valor de $7,7 \text{ mg L}^{-1}$ no dia 0 e no dia 6 apresentou valor de $7,5 \text{ mg L}^{-1}$. Esses resultados demonstram que o efluente contribuiu para maior disponibilidade de nutrientes, favorecendo a atividade fotossintética e, conseqüentemente, o aumento da concentração de oxigênio dissolvido no meio, condição benéfica para a oxidação de Mn (II) e manutenção da atividade microalgal (CÂNDIDO, 2018).

Figura 16- Concentração de oxigênio no ensaio de controle biológico, experimento principal e químico.



De acordo com a figura 17, pode-se observar que temperatura apresentou comportamento semelhante entre os diferentes tratamentos, sem variações significativas que pudessem influenciar diretamente as demais variáveis. Os resultados indicam que a temperatura não foi fator limitante para o crescimento da *Chlorella vulgaris*, permanecendo dentro da faixa considerada adequada para o desenvolvimento da espécie (aproximadamente 20–30 °C) (VASSOLER, 2019).



De forma geral, os resultados confirmam que o ensaio contendo manganês proporcionou condições mais favoráveis à atividade das microalgas, evidenciadas pelo aumento do pH e das concentrações de oxigênio dissolvido. Em relação a remoção de manganês aplica-se a mesma justificativa apresentada no item 5.1. Não foi possível estabelecer uma correlação clara entre os parâmetros avaliados (pH, oxigênio dissolvido, temperatura) e a remoção de manganês.

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, verificou-se que a remoção de Mn (II) ocorreu de forma rápida e com alta eficiência, reduzindo de 0,09 mg L⁻¹ no início para 0,01 mg L⁻¹ a partir do segundo dia de experimento. Permanecendo estável até o décimo dia de experimento, com valor inferior a 0,01 mg L⁻¹. Esse comportamento impossibilitou estabelecer uma correlação direta entre remoção do metal e os parâmetros de crescimento algal, já que a remoção ocorreu em estágio inicial, enquanto a atividade fotossintética e a biomassa apresentaram variações graduais ao longo do tempo.

Os parâmetros de crescimento algal evidenciaram que a *Chlorella vulgaris* apresentou bom desempenho no efluente real. A densidade óptica e a contagem celular confirmaram maior crescimento nos primeiros dias, atingindo valores superiores ao controle biológico, embora posteriormente tenha ocorrido declínio, possivelmente em função da limitação de nutrientes. A clorofila *a* reforçou essa interpretação, demonstrando aumento inicial da atividade fotossintética seguido por queda progressiva, indicando redução da eficiência metabólica das células após a fase de adaptação.

As variáveis físico-químicas confirmaram esses resultados, especialmente no ensaio com efluente. O pH apresentou elevação acentuada, ultrapassando valores de 11, o que reflete intensa atividade fotossintética e consumo de carbono inorgânico dissolvido. O oxigênio dissolvido atingiu concentrações elevadas (24 mg L⁻¹), confirmando a produção de O₂ pelas microalgas.

De forma geral, o ensaio contendo efluente real da mineração apresentou desempenho superior em comparação ao controle biológico, indicando que, embora o efluente de mineração seja frequentemente considerado um ambiente inóspito para microalgas, neste estudo demonstrou-se o contrário. A presença de nutrientes e condições específicas favoreceu o crescimento inicial da biomassa e possibilitou a

rápida remoção do manganês. Esses resultados reforçam o potencial de utilização de efluentes reais em processos biotecnológicos com microalgas, tanto para a remoção de metais quanto para a valorização ambiental, evidenciando a viabilidade da *Chlorella vulgaris* como alternativa sustentável para o tratamento de efluentes da mineração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7 Bibliografia

AFONSO, Júlio Carlos. **Manganese in brazil: Discovery, extraction, consumption and marketing from a historical perspective**. Química Nova Sociedade Brasileira de Química, 1 out. 2019.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

ALMEIDA, Alexandre Batista de. **Caracterização químico-mineralógica de minérios de Minério de Manganês**. Mar. 2010.

BARBOZA, Natália R. *et al.* High manganese tolerance and biooxidation ability of *Serratia marcescens* Isolated from manganese mine Water in Minas Gerais, Brazil. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. OCT, 9 out. 2017.

BARRETO, de Oliveira R. (2023). ***Remoção de manganês por precipitação oxidante catalítica utilizando H2O2 no tratamento de água para consumo humano.***

BIOMA MEIO AMBIENTE. **Relatório de Avaliação de impactos socioambientais- obras de descaracterização de barragens alteadas pelo método à montante- Barragem Campo Grande-Complexo Mariana, Mariana-MG**. Nov. 2022.

BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Brasília.

BRASIL. **Lei nº 12.305 De 2 De Agosto de 2010** LEI Nº. Brasília. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>.

BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011**. Brasília.

BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 463, DE 29 de julho de 2014**. 29 jul. 2014.

BRASIL. **Instrução Normativa- IN Nº 75, de 8 de outubro de 2020**. Brasília. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-75-de-8-de-outubro-de-2020-282071143>>.

BRASIL. **PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021**. Brasília. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>>.

CAMPOS, Marcos Vinicius Pereira Borges De. Cultivo de microalgas da espécie *Chlorella vulgaris* em efluente sanitário sintético, com foco na fitorremediação e na produção de bioprodutos. 2022.

CÂNDIDO, Giselle Cristina. Remoção de íons manganês (Mn (II)) utilizando a microalga *Chlorella vulgaris*. 2018.

CARUSO, Brian S. *et al.* Effects of Manganese Mining on Water Quality in the Caucasus Mountains, Republic of Georgia. **Mine Water and the Environment**, v. 31, n. 1, p. 16–28, mar. 2012.

CLAM MEIO AMBIENTE. **Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas- PRAD**. 2022.

CLARKE, Carl; UPSON, Sophie. A global portrait of the manganese industry—A socioeconomic perspective. **NeuroToxicology**, v. 58, p. 173–179, 1 jan. 2017.

CORONADO-REYES, Jesús Alberto *et al.* **Chlorella vulgaris, a microalgae important to be used in Biotechnology: a review**. **Food Science and Technology (Brazil)**Sociedade Brasileira de Ciencia e Tecnologia de Alimentos, SBCTA, 2022.

FONTURA, Juliana Tolfo Da. **Crescimento de microalgas em efluente de curtume: remoção de nutrientes, viabilidade de produção de biodiesel e utilização da biomassa residual**.2017.

FREELAND-GRAVES, Jean H.; MOUSA, Tamara Y.; KIM, Sangyoung. **International variability in diet and requirements of manganese: Causes and consequences**. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**Elsevier GmbH, 1 dez. 2016.

KOMENO, Breno Kiyoshi Miranda. **Absorção de metais pesados por macrófitas em unidades Wetlands**. 2023.

LEÃO, V. A. **Bases científicas das tecnologias aplicadas à remoção de manganês de águas de minas: oxidação e adsorção**.2022.Disponível em: <<https://proceedings.science/p/154174?lang=pt-br>>.

LEONG, Yoong Kit; CHANG, Jo Shu. **Bioremediation of heavy metals using microalgae: Recent advances and mechanisms**. **Bioresource Technology**Elsevier Ltd,, 1 maio 2020.

LI, Feng *et al.* **Understanding the role of manganese oxides in retaining harmful metals: Insights into oxidation and adsorption mechanisms at microstructure level**. **Eco-Environment and Health**Elsevier B.V., 1 mar. 2024.

LI, Yongchao *et al.* **Removal of Manganese (II) from acid mine wastewater: A review of the challenges and opportunities with special emphasis on mn-oxidizing bacteria and microalgae**. **Water (Switzerland)**MDPI AG, 1 dez. 2019.

LIU, Zhao *et al.* Pollution distribution of potentially toxic elements in a Karstic river affected by manganese mining in Changyang, Western Hubei, Central China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 4, p. 1–15, 2 fev. 2021.

MOREIRA, Leonardo Marmo *et al.* Manganês (Mn): Propriedades redox, química de coordenação e implicações. mar. 2024.

MOTA, Ester Alves. **Caracterização de Fungos filamentosos com Potencial para Biorremediação de Águas contaminadas com Manganês.** 2015.

NECULITA, Carmen Mihaela; ROSA, Eric. **A review of the implications and challenges of manganese removal from mine drainage.** ChemosphereElsevier Ltd, 1 jan. 2019.

PEREIRA, Josiolda Gomes. **Levantamento dos níveis de metais pesados em águas brasileiras-uma revisão toxicológica.** [S.l.: S.n.].

PIRES, Tamires De Almeida. Avaliação do uso de microalgas na remoção de nutrientes e metais de efluente contendo soro de queijo. 2019.

RAMANAN, Rishiram *et al.* **Algae-bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications.** Biotechnology AdvancesElsevier Inc., 1 jan. 2016.

REBOUÇAS BOMFIM, Marcela. **Avaliação de Impactos Ambientais da Atividade Minerária.** 2017.

SAFI, Carl *et al.* **Morphology, composition, production, processing and applications of Chlorella vulgaris: A review.** Renewable and Sustainable Energy ReviewsElsevier Ltd, 2014.

SANTOS, Karine Batista Dos. **Tratamento de drenagem ácida de minas por neutralização/precipitação-efeito do ph, agente neutralizante e tratamento complementar por bioissorção com microalgas.** 2020.

SILVA, Ludymylla Marcelle Lima. **Avaliação de fotobiorreatores iluminados por diodos emissores de luz para o tratamento de efluentes domésticos.** 2016.

SILVA, Ludymylla Marcelle Lima. **Inativação de Escherichia Coli em sistemas microalga bactéria.** 2023.

SILVEIRA, Henrique Azevedo. **Remoção de ferro e manganês através de filtração adsorbtiva em zeólitas, em escala de bancada e unidade de filtração piloto.** 2017.

SMYTHERS, Amanda L.; PERRY, Nicole L.; KOLLING, Derrick R. J. Chlorella vulgaris bioaccumulates excess manganese up to 55× under photomixotrophic conditions. **Algal Research**, v. 43, 1 nov. 2019.

VASSOLER, Fábio. **Fotobiorreatores tubulares com microalgas aplicados ao tratamento terciário de esgotos sanitários.** 2019.

WANG, X., Jones, M. R., Pan, Z., Lu, X., Deng, Y., Zhu, M., & Wang, Z. (2024). **Trivalent manganese in dissolved forms: Occurrence, speciation, reactivity and**

environmental geochemical impact. In Water Research (Vol. 263). Elsevier Ltd.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122198>.