



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE *CAMPUS* ARACATI
BACHARELADO EM ENGENHARIA DE AQUICULTURA

ANA CLÁUDIA TEIXEIRA SILVA

**AVALIAÇÃO DO BIOTRATAMENTO DO EFLUENTE DA ETA DO DISTRITO DE
SANTA TEREZA NO MUNICÍPIO DE ARACATI-CE, UTILIZANDO A MICROLGA**
Chlorella vulgaris

ARACATI

2023

ANA CLÁUDIA TEIXEIRA SILVA

**AVALIAÇÃO DO BIOTRATAMENTO DO EFLUENTE DA ETA DO DISTRITO
DE SANTA TEREZA NO MUNICÍPIO DE ARACATI-CE, UTILIZANDO A
MICROLGA *Chlorella vulgaris***

Monografia apresentado ao curso Bacharelado em Engenharia de Aquicultura do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Aracati, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Aquicultura. Área de concentração: Aquicultura.

Orientador: Prof. Dr. José William Alves da Silva.

ARACATI

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S586a Silva, Ana Cláudia Teixeira.
Avaliação do biotratamento do efluente da ETA do Distrito de Santa Tereza no município de Aracati - CE, utilizando a microalga *Chlorella vulgaris* / Ana Cláudia Teixeira Silva. - 2023.
84 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Instituto Federal do Ceará, Bacharelado em Engenharia de Aquicultura, Campus Aracati, 2023.
Orientação: Prof. Dr. José William Alves da Silva.
1. efluente. 2. microalga. 3. reuso. 4. sustentabilidade. I. Título.

CDD 639.3

ANA CLÁUDIA TEIXEIRA SILVA

**AVALIAÇÃO DO BIOTRATAMENTO DO EFLUENTE DA ETA DO DISTRITO
DE SANTA TEREZA NO MUNICÍPIO DE ARACATI-CE, UTILIZANDO A
MICROLGA *Chlorella vulgaris***

Monografia apresentado ao curso Bacharelado em Engenharia de Aquicultura do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Aracati, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Aquicultura. Área de concentração: Aquicultura

Aprovado (a) em: 23 / 02 / 2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José William Alves da Silva (Orientador)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus* Aracati

Prof. Dr. Emanuel Soares dos Santos

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus* Aracati

Prof. Me. Bruno e Silva Ursulino

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus* Aracati

A Deus, pai soberano por sua infinita bondade.
Aos meus pais, Maria Irenilza e Vandic pelo
amor, dedicação e empenho. Amo vocês
incondicionalmente.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por conceder-me a graça de concluir esta etapa, somente por sua infinita bondade e misericórdia aqui estou. Quem como Deus? Ninguém!

A minha família, em especial a minha mãe Irenilza Teixeira (*in memoriam*), o meu eterno amor, que foi minha maior incentivadora, amiga e impulsionadora para esta conquista, sei que hoje ela intercede por mim e este sonho é uma realização nossa. Gratidão por seu amor e doação de uma vida. Ao meu pai, Vandic (Diquin) por ser meu braço direito, dando-me todo o suporte necessário para que eu hoje aqui estivesse. Este título é fruto do seu suor e esforço, graças ao trabalho de suas mãos, o senhor formou mais um filho, te amo meu pai! Ao meu estimado irmão Vinícius, por sua contribuição na minha jornada, por diversas vezes ser meu apoio e suporte. A minha irmã Débora por ser meu arrimo, conselheira no desenvolvimento deste trabalho se tornando peça fundamental, minha eterna gratidão. Família Teixeira, amo vocês!

Ao Janailson Moreira por todo incentivo, calma e paciência nesta reta final, obrigada por tanto!

Aos demais familiares que vibram e torcem por mim, obrigada pelas palavras de incentivo. Como diz meu avô José Chaves: “Família grande tem de tudo!”

Aos meus amigos. Em especial ao Aldevan de Lima por amizade e companheirismo durante toda essa jornada, que por diversas vezes me acolheu, incentivou e foi parceiro de muitas lutas sempre me encorajando e fortalecendo nos momentos de aridez. A minha amiga Illana Beatriz e a Susana Félix por todos esses anos de parceria em sala de aula e laboratório por terem sido companheiras de risos e desafios, os quais nos tornaram mais fortes, colecionando diversos momentos e principalmente por estenderem-me à mão quando precisei, obrigada!

A todas as pessoas que durante essa trajetória somaram no meu crescimento profissional, entre tantos aqui cito a Maria Jackeline, Cristiano Santos e a Tayná Monteiro os quais estimo, por toda solicitude e paciência, me dando o suporte necessário nas vezes em que necessitei, minha gratidão por tanto.

Ao técnico de laboratório, Tarcio Gomes, aos meus colegas de laboratório Vivian Lima, Rodrigo Emanuel Lima, João Victor Rodrigues, Camila Melo e Alysson Matos por toda ajuda, vocês contribuíram de forma ímpar para a realização deste trabalho. Agradeço pelo apoio, paciência, parceria e empatia nesses meses de aprendizado mútuo.

Aos professores, que muito contribuíram com minha formação acadêmica, agradeço os ensinamentos, as orientações, as lições. Em especial, a professora Rachel Costa Sabry pela solicitude, por não medir esforços para me ajudar, agradeço por todo o acolhimento, conselhos e mensagens de positividade durante essa jornada. Meu carinho, respeito e gratidão! Em sua pessoa, estendo meu sincero agradecimento ao LABPOA pela assistência e parceria.

Ao meu orientador, o professor Dr. José William Alves da Silva, pela oportunidade, confiança em todos esses anos de laboratório, pelos ensinamentos transmitidos, por não medir esforços para que pudesse dar o melhor de mim como pesquisadora e profissional. Sou grata pelas orientações, paciência e compartilhamento de informações.

A equipe de colaboradores desta instituição, especialmente aos porteiros: Joab Almeida, Pedro Moreira e o saudoso Zelito (*in memoriam*) por toda a gentileza diária. A equipe de limpeza, em especial ao Olday José (Aldair), Francisco Reinaldo (Chiquinho), Jorge Moreira, e as meninas: Ana Cristina, Aline de Souza e Eleuzir Pereira por toda ajuda, atenção e suporte. Ao Reginaldo Queiroz e José Clenilson motoristas desta casa. Por fim, mas não menos importante, ao Armando e Nélio do setor de manutenção (importantes contribuintes na realização da minha pesquisa), a quem prezo, obrigada pelo empenho, zelo e dedicação com cada um de nós, discentes, minha gratidão.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado do Ceará onde dediquei valiosos anos de minha vida na minha formação acadêmica. Aqui construí valores e aperfeiçoei habilidades, amadureci diante de cada luta que precisei enfrentar para que essa conquista fosse possível. Apesar de todos os percalços, tenho orgulho de ser IFCE, obrigada.

Ao SISAR BBJ Russas, pelo apoio na realização deste trabalho, agradeço a parceria e a disponibilidade. Em especial ao responsável técnico Carlos Júnior e aos colaboradores da ETA de Santa Tereza, pela receptividade e disponibilidade nas coletas de amostras para que o meu trabalho fosse desenvolvido.

RESUMO

A geração de consideráveis volumes de efluente resultante do processo de potabilização da água é um dos problemas ambientais comumente enfrentado pelas Estações de Tratamento de Água (ETA). A busca por medidas de mitigação dos impactos gerados, entre eles o desperdício de água e o acúmulo de compostos residuais resultantes das etapas de tratamento, tem estado cada vez mais em evidência. Entre os diferentes tipos de tratamento empregado, encontra-se o tratamento biológico, também chamado de biotratamento, que consiste no processo de utilização de organismos como bactérias, fungos, microalgas, entre outros, na regeneração de águas residuais com intuito de recuperar e/ou reutilizar esses efluentes que a princípio seriam descartados. No presente estudo, avaliou-se a capacidade de biotratamento do efluente da ETA do Distrito de Santa Tereza em diferentes concentrações por intermédio da microalga *Chlorella vulgaris*. O presente estudo foi realizado no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFCE) *campus* Aracati, onde a microalga foi cultivada em três tratamentos: Efluente de ETA diluído em 50% - EETA 50%, Efluente de ETA diluído em 75% - EETA 75% e o Tratamento Controle, utilizando meio alternativo Uréia. Cada tratamento possuía cinco repetições, cultivados em sacos plásticos com volume útil de 15 L por 12 dias em condições similares de cultivo. Durante o experimento, foi realizado diariamente a contagem celular e a análise dos parâmetros físico-químicos realizados no 1º dia, 4º dia e último dia de cultivo das unidades experimentais. A *C. vulgaris* obteve bom desempenho algal nos três tratamentos, apresentando maior índice de crescimento celular para o tratamento que continha o meio padrão e para o tratamento EETA 50% de efluente. No que concerne à remoção de compostos, a microalga *C. vulgaris* foi capaz de absorver 100 % das concentrações de nitrato, e metais como alumínio e ferro nos tratamentos analisados, demonstrando o potencial biorremediador da microalga no tratamento de águas residuais de ETA. Ademais, apresentou bom desempenho de cultivo tanto em meio padrão quanto nas condições preexistentes no efluente aplicado como meio de cultura. Os resultados da microalga cultivada em Efluente de ETA (EETA) foram semelhantes ao desempenho do cultivo em meio padrão demonstrando o potencial do cultivo da *C. vulgaris* em águas residuárias apresentando ótimo desempenho de biorremoção. Além da reutilização da água residuária, a utilização da microalga *C. vulgaris* pode auxiliar na redução dos impactos gerados pelo lançamento destes compostos em ambientes circunvizinho às estações de tratamento de água.

Palavras-chave: efluente; microalga; reuso; sustentabilidade.

ABSTRACT

The generation of considerable volumes of effluents resulting from the water purification process is one of the environmental problems commonly faced by Water Treatment Plants (WTP). The search for measures to mitigate the effects generated, such as the waste of water and the accumulation of residual compounds resulting from the treatment steps, has been increasingly in focus. Among the different types of treatment used, there is biological treatment, also called biotreatment, which consists of the process of using organisms such as bacteria, fungi, microalgae, among others, in the regeneration of wastewater in order to recover and/or reuse the effluents that would be discarded. In this study, the biotreatment capacity of the effluent from the WTP in the District of Santa Tereza was evaluated at different concentrations using the microalgae *Chlorella vulgaris*. The research was carried out at the Federal Institute of Education, Science and Technology (IFCE) on Aracati campus, where the microalgae were cultivated in three treatments: Effluent diluted in 50% - EWTP 50%, Effluent from WTP diluted in 75% - EWTP 75% and Control Treatment, using Urea growth medium. Each treatment had five replications, cultivated in plastic bags with a useful volume of 15 L for 12 days under similar cultivation conditions. During the experiment, cell counts and analysis of physical-chemical parameters were carried out daily on the 1st, 4th and last day of cultivation of the experimental units. *C. vulgaris* obtained good algal performance in the three treatments, showing a higher cell growth rate for the treatment that contained the standard medium and for the EWTP treatment with 50% effluent. Regarding to the removal of compounds, the microalgae *C. vulgaris* was able to absorb 100% of the concentrations of nitrate, and metals such as aluminum and iron, demonstrating the bioremediation potential of the microalgae in the treatment of wastewater from WTP. Moreover, it showed good growth performance both in standard medium and in pre-existing conditions in the effluent, applied as culture medium. The results of the microalgae cultivated in WTP Effluent (EWTP) were similar to the performance of cultivation in Standard Medium, demonstrating the potential of cultivating *C. vulgaris* in wastewater, presenting excellent bioremoval capacity. Besides the reuse of wastewater, the use of microalgae *C. vulgaris* can help to reduce the effects generated by the release of these compounds in environments surrounding water treatment plants.

Keywords: effluent; microalgae; reuse; sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Visualização microscópica da espécie <i>Chlorella vulgaris</i>	39
Figura 2 — a. Tubo de ensaio contendo a espécie algal <i>Chlorella vulgaris</i> ; b. Banco de espécies algais (cepário) no Laboratório de Tecnologias Aquícolas, campus Aracati.....	42
Figura 3 — Mapa de localização da ETA no distrito de Santa Tereza, Aracati – Ce.....	44
Figura 4 — a. Filtro decantador. b. Tanque de sedimentação após a lavagem do filtro e descarga do decantador	45
Figura 5 — a. Erlenmeyer de 5 litros contendo inóculo da microalga <i>Chlorella vulgaris</i> ; b e c. Cultivo da microalga <i>Chlorella vulgaris</i> em carboys de 20 litros.....	46
Figura 6 — Unidades experimentais disposta na bancada	46
Figura 7 — Fotocolorímetro de bancada.....	47
Figura 8 — Curva de crescimento de uma população algal com as cinco fases de crescimento expressa em densidade celular por dia de cultivo.....	50
Figura 9 — Curva de crescimento dos três tratamentos de <i>C. vulgaris</i> cultivada em diferente meio de cultura: (TC) Tratamento Controle, T1 (EETA 50%) Efluente diluído em 50% e T2 (EETA 75%) Efluente diluído em 75%.....	51
Figura 10 — Média das concentrações de Amônia Total e Nitrato em mg. L ⁻¹ nos cultivos experimentais e a curva de crescimento algal.....	56
Figura 11 — Concentração de Fósforo Total em mg. L ⁻¹ nos cultivos experimentais e o comportamento do crescimento algal	61
Figura 12 — Média das concentrações de Alumínio, Ferro e Manganês em mg. L ⁻¹ e o comportamento algal.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Composição do meio Guillard f/2	43
Tabela 1.1— Composição da solução de metais traço do meio Guillard f/2	43
Tabela 2 — Composição do meio Uréia e SPT (Superfosfato triplo) para <i>Chlorella vulgaris</i>	43
Tabela 2.1— Composição da solução de vitaminas.....	43
Tabela 3 — Número de divisões por dia (k) e Taxa de crescimento (r) da <i>C. vulgaris</i> em diferentes meios de cultivo: TC – Tratamento Controle; T1 (EETA 50%) - Tratamento 1 Efluente Estação de Tratamento de Água 50%; T2 (EETA 75%) - Tratamento 2 Efluente Estação de Tratamento de Água 75%.....	52
Tabela 4 — Parâmetros da qualidade de água do Efluente Bruto da ETA.....	54
Tabela 5 — Parâmetros da qualidade de água do Efluente Estação de Tratamento de Água (EETA) diluído em 50% e 75%.....	54

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
AP	Águas Produzidas
ATP	Adenosina Trifosfato
BBJ	Bacia do Baixo Jaguaribe
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
COEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DO _{680nm}	Densidade Óptica a 680 nanômetros
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETA	Estação de Tratamento de Água
EETA	Efluente da Estação de Tratamento de Água
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
KFW	Kreditanstalt für Wiederaufbau
NADPH	Nicotinamida Adenina Dinucleótido Fosfato
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
PNSH	Plano Nacional de Segurança Hídrica
RPM	Rotações Por Minuto
SISAR	Sistema Integrado de Saneamento Rural
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
UN-WATER	United Nations World Water Assessment Programme
UNICEF	United Nations International Children's Emergency Fund

LISTA DE SÍMBOLOS

Δ Delta

® Marca registrada

% Porcentagem

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVO GERAL	17
2.1	Objetivos Específicos	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1	A ÁGUA NO NORDESTE E AS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA	18
3.1.1	<i>Histórico da seca no Nordeste e a importância da água</i>	18
3.2	Estação de Tratamento de Água (ETA)	23
3.3	Estação de Tratamento e reaproveitamento de água	26
3.4	Reuso de água e a remoção de compostos	28
3.5	Microalgas: organismos fotossintetizantes	32
3.6	Bioremoção	33
3.7	<i>Chlorella vulgaris</i>	38
3.7.1	<i>Utilização da Chlorella vulgaris</i>	40
4	MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1	Aquisição e cultivo da espécie <i>Chlorella vulgaris</i>	42
4.2	Caracterização da ETA, obtenção e procedimento de coleta do efluente	44
4.3	Delineamento experimental	45
4.3.1	<i>Cultivo da espécie Chlorella vulgaris</i>	45
4.3.2	<i>Cultivo algal em efluente residuário</i>	46
4.3.3	<i>Parâmetros físico-químicos analisados</i>	47
4.3.4	<i>Parâmetro de rendimento cinético</i>	48
4.3.5	<i>Acompanhamento do Crescimento Algal</i>	49
4.3.6	<i>Análise estatística</i>	49
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
5.1	Desenvolvimento da microalga <i>C. vulgaris</i>	50
5.2	Determinação dos parâmetros de qualidade da água	53
6	CONCLUSÃO	68

REFERÊNCIAS.....	69
-------------------------	-----------

1 INTRODUÇÃO

Entre os métodos aplicados para potabilização da água bruta, as Estações de Tratamento de Água (ETA) do tipo convencional possuem destaque, por serem consideradas economicamente viáveis e de fácil operação (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008). Apesar de serem uma ótima alternativa de acesso à água de qualidade, principalmente em regiões do semiárido nordestino, as ETA's geram grandes volumes de efluentes que são descartados em ambientes próximos aos usuários, quando não reaproveitados, resultam em desperdícios de água (MOLINA, 2010; SOBRINHO *et al.*, 2019).

As ETA's de ciclo completo, possuem todas as fases de tratamento. A água bruta coletada passa pelas seguintes fases: coagulação, floculação, sedimentação (consideradas fases de pré-tratamento) filtração, desinfecção e fluoretação (SAKAMOTO, 2013). O tipo de efluente gerado e descartado, na sua maioria, é constituído de material orgânico e inorgânico. Entre eles, podemos mencionar produtos decorrentes da utilização de reagentes químicos, como os sais de alumínio e/ou ferro usados na forma de cloreto férrico, sulfato de alumínio e o policloreto de alumínio por exemplo, que são empregados nas etapas iniciais como agentes coagulantes (RICHTER, 2001; RIBEIRO, 2007).

Estes resíduos, quando descartados no meio ambiente em concentrações elevadas ou de forma inadequada, podem desestabilizar o ecossistema local afetando de forma direta o solo, a fauna, a flora, bem como os seres humanos. Entre os efeitos colaterais, podemos citar a salinização do solo, que consiste no aumento das concentrações de sais; o aumento da condutividade elétrica, responsável por maiores gastos energéticos pelas plantas para absorver água e nutrientes; acúmulo de sedimentos; toxidez por alumínio e ferro, que dificulta a absorção de fósforo pela base radicular das plantas (SILVA, NASCIMENTO, 2019; SMIDERLE, 2016) entre outros.

De modo geral, as estações de tratamento de água apresentam perdas consideráveis durante o processo de potabilização (RICHTER, 2001). Com intuito de buscar medidas de mitigação para a perda dos volumes desperdiçados, estudos de reaproveitamento do efluente vem sendo desenvolvidas. No Ceará, autores como Moreira *et al.* (2019) ao avaliarem o efluente gerado a partir da descarga e da lavagem dos filtros da ETA do município de Várzea Alegre, evidenciaram medidas de reaproveitamento, a fim de proporcionar o retorno da água de lavagem dos filtros ao sistema, uma vez que cerca de 5% do volume total produzido é desperdiçado. A geração de consideráveis volumes de água residuais e na maioria das vezes a destinação inadequada, são problemáticas recorrentes nas estações.

Nesse sentido, Silva *et al.* (2022) apresentam como alternativa, a construção de uma estação de tratamento de rejeitos para o efluente gerado na ETA localizada no distrito de Iara, no município de Barro no Ceará, já que a mesma não dispõe de destinação adequada, tendo os resíduos gerados lançados em terreno de propriedade particular. Cidrack *et al.* (2017), em estudos para avaliar o reaproveitamento da água de lavagem dos filtros da ETA Gavião, responsável pelo abastecimento do município de Fortaleza (CE) e região metropolitana, constataram que era possível sua reintegração no sistema após a passagem por *wetland* já que os padrões de qualidade não foram comprometidos, sendo possível sua reutilização.

A busca frequente por tecnologias que minimizem os desperdícios gerados no processo de potabilização de forma a assegurar seu uso sustentável, contribuem para a minimização dos impactos, além de auxiliarem no desenvolvimento sustentável (ARAÚJO *et al.* 2019). Nesse sentido, o uso de microalgas tem demonstrado potencial no tratamento e depuração de ambientes aquáticos (ROSSATO; OLIVEIRA; SAGRILLO, 2021).

As microalgas, organismos fitoplanctônicos, apresentam-se como uma alternativa viável na absorção de compostos orgânicos e inorgânicos, entre eles metais, compostos nitrogenados e fósforo pois necessitam de nutrientes para o seu desenvolvimento celular (CAVALCANTI, 2016, CARVALHO; OLIVEIRA; SILVA, 2019, ZHOU *et al.*, 2014). Entre as espécies algais utilizadas no processo de biotratamento encontra-se a *Chlorella vulgaris*.

A *C. vulgaris* é objeto de estudos como o realizado por Singh, Birru e Sibi (2017), que utilizaram essa microalga no tratamento de águas residuais urbanas com eficiência na remoção de compostos nitrogenados (87,9%) e fósforo (98,4%), sendo uma alternativa ecológica para o tratamento de corpos eutrofizados. Safi *et al.* (2014) salientam que essa espécie apresenta bom rendimento no tratamento de efluentes residuais, podendo diminuir satisfatoriamente as concentrações de compostos preexistentes, evidenciando seu uso.

O alto volume de efluentes gerados nas ETAs, a necessidade de reutilização e o alto potencial biorremediador da espécie escolhida justificam a realização deste trabalho. Levantou-se a hipótese que a espécie algal *Chlorella vulgaris* é capaz de absorver compostos residuais, entre eles metais pesados, como alumínio, ferro e manganês presentes no efluente dos filtros e decantador da Estação de Tratamento de Água do distrito de Santa Tereza, Aracati, Ceará.

A Estação de Tratamento de Água em estudo, localizada no distrito de Santa Tereza, no município de Aracati, não dispõe de uma destinação ambientalmente sustentável para os rejeitos gerados. Nesse sentido, desenvolvemos o seguinte problema de pesquisa: a microalga *Chlorella vulgaris* é capaz de biorremediar os rejeitos oriundos da ETA?

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a microalga *Chlorella vulgaris* na biorremocão de compostos oriundos da água de rejeito da lavagem do filtro e decantador na ETA de Santa Tereza.

2.1 Objetivos específicos

- Analisar o desempenho algal da microalga *Chlorella vulgaris* em efluente de ETA, considerando diferentes concentrações;
- Monitorar a qualidade da água dos sistemas durante o cultivo algal e do efluentes tratados;
- Avaliar a microalga *Chlorella vulgaris* como biorremediadora de compostos residuais;
- Avaliar o efluente tratado e o seu possível uso potencial em outras atividades.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A ÁGUA NO NORDESTE E AS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

3.1.1 Histórico da seca no Nordeste e a importância da água

A água é um dos principais recursos quando se refere à existência e sobrevivência humana. Presente na formação dos seres vivos, a água é responsável pela manutenção da vida apresentando funções imprescindíveis ao bom funcionamento dos organismos. Além do mais, desde os primeiros registros históricos, observa-se a sua importância e com o passar dos anos, na medida que ocorrem os avanços tecnológicos, constata-se a sua multifuncionalidade. (BILOTTA, 2000; MEDEIROS; LIMA; GUIMARÃES, 2016; VIERO, 2004).

Podemos afirmar que sem água não há vida. Ela está presente na formação celular de diversos organismos, como no caso dos seres humanos, além de ser decisiva no bom funcionamento e produção de diferentes bens e serviços para a população (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008). Dentre esses, podemos salienta a produção de energia, combustíveis, uso agropecuário, tecnológico, industrial e, não menos importante, no uso doméstico, nas atividades básicas como beber, cozinhar e lavar (ANA, 2022; CNI, 2013)

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU, 2022), entre as dezessete metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), a serem atingidas até 2030, encontra-se a de nº 6, que dispõe sobre o direito à água limpa e saneamento, com finalidade de assegurar a disponibilidade, manejo e qualidade da água para todos.

Segundo levantamentos realizados pela *United Nations International Children's Emergency Fund* - UNICEF (2021), cerca de 1,42 bilhão de pessoas vivem em regiões de alta ou extrema privação hídrica no mundo. Fatores ambientais, entre eles o baixo índice de precipitações, a má distribuição de água doce nos continentes e principalmente a ação antrópica, como o desperdício, uso inadequado da água potável e a poluição dos corpos hídricos, tem contribuído para o agravamento da escassez hídrica.

Conforme estabelecido na Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), água própria para o consumo humano é aquela que independente de sua origem é destinada à ingestão, preparação de alimentos e necessidades básicas das pessoas. Problemas relacionados à baixa disponibilidade de água geram conflitos, uma vez que a água se trata de um elemento essencial e sua insuficiência impacta no modo de vida de seus usuários. Buriti e Barbosa (2018) explicam que a intensificação das atividades humanas, aliadas ao gradual consumo e a degradação dos recursos naturais, afeta diretamente a crescente demanda por água.

De acordo com a Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA, 2022), dados apontam que, com o crescente aumento da população mundial e as ascensões industriais e tecnológicas, as exigências por água se tornam cada vez mais elevadas e, caso medidas preventivas e/ou corretivas do bom uso da água não sejam aplicadas, muito em breve o mundo enfrentará uma crise hídrica global.

Estima-se que cerca de 97% do total de água existente na Terra localiza-se nos mares e oceanos (POMPEO; SAMWAYS, 2020) e, devido às altas concentrações de sais, principalmente cloreto (SCHMIEGELow, 2004), se torna indisponível ao consumo humano. Os 3% restantes são de água doce, os quais 2,5% encontram-se no estado sólido, nas calotas polares, e apenas 0,5% se fazem acessíveis para consumo, distribuídos na superfície terrestre em rios, lagos e lagoas ou em reservas subterrâneas presentes nas formações geológicas, denominadas aquíferos (SAVEH, 2022).

De acordo com Guimarães (2021), o Brasil possui aproximadamente 12% da água doce do mundo e, apesar de ter considerável reserva hídrica, esse recurso é mal distribuído entre as cinco regiões do país. Dentre as regiões que mais sofrem com períodos de estiagem, encontra-se a região Nordeste, a qual, no período de 2003 a 2016, aproximadamente 78,5% dos municípios decretaram situação de emergência (ANA, 2021).

A região Nordeste é caracterizada por baixa disponibilidade hídrica e baixos níveis pluviométricos, o que resulta em longos períodos de estiagem. Isso afeta diretamente as populações que economicamente dependem do regime de chuvas, como o caso da agricultura de subsistência (BURITI, 2010).

Dentre os climas dessa região, destacamos o Semiárido, o qual o Conselho Deliberativo da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) na Resolução nº 107 de 2017 estabelece que a delimitação do Semiárido Brasileiro se dá de acordo com alguns critérios, entre eles citamos: altas taxas de evaporação da água (evapotranspiração), irregularidade de chuvas e valores médios de precipitação pluviométrica/ano igual ou inferior a 800 mm.

De acordo com a Resolução nº 150/2021 do Conselho Deliberativo da SUDENE, a delimitação atual abrange o norte do estado de Minas Gerais e nove estados da região Nordeste, entre eles o estado do Ceará. Buriti e Barbosa (2018) explanam que essas regiões de clima semiárido necessitam de soluções específicas, principalmente no que concerne ao gerenciamento de suas águas. Nesse sentido, Guimarães Júnior (2007) afirma que políticas públicas regionais são pertinentes, a fim de promover o desenvolvimento sustentável dessas regiões.

Buriti e Barbosa (2018, p. 127) apresentam uma cronologia que abrange o período de 1901 a 2016, concernente a mais de um século de seca da região do semiárido. Entre os marcos cronológicos, destaca-se a seca de 1915, sendo considerada um grande desastre social, pois houve migração em massa devido à calamidade instalada pela escassez de água ocasionando a perda de culturas agrícolas, a morte de animais e de centenas de pessoas; a crise hídrica enfrentada entre os anos de 1953 e 1955, que resultou em altos níveis de migração para a região Sudeste do país em resposta aos impactos negativos da seca. Os autores apontam que, no decorrer dos anos, a situação de calamidade era cada vez mais intensificada, como relatado no período de 1979 a 1983, em que morreram mais de 3 milhões de pessoas, em sua grande maioria crianças, por fatores nutricionais.

Apesar de diversas intervenções governamentais realizadas durante esse período, como a operação carro-pipa em meados de 1998 a 1999 pelo Governo Federal, operação na época de responsabilidade do Exército Brasileiro (SANTOS, 2018), elas não foram suficientes para estabelecer direitos básicos, como acesso à água de qualidade, perdurando situações críticas até os anos 2000, posto que a população continuava dependente de ações governamentais para resistir aos agravantes da seca (BURITI; BARBOSA, 2018).

Durante esse período, foi criada a Lei Federal nº 9.433 (BRASIL, 1997), amplamente conhecida como Lei das Águas de 1997, que institui legalmente a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e visa a utilização racional e integrada dos recursos hídricos. Além de incentivar e promover a captação, a PNRH objetiva a preservação e o aproveitamento de águas pluviais de forma sustentável, propondo-se a garantir a proteção das águas nacionais. Outro marco legal é a criação da Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA) pela Lei nº 9.984 em 2000 (BRASIL, 2000) para dar cumprimento à Lei nº 9.433/97, possuindo papel fundamental na aplicabilidade da lei vigente.

Com a finalidade de supervisionar esse recurso natural limitado, parcerias internacionais e projetos regionais de acompanhamento contra a seca foram criados. Entre eles, o acompanhamento de fatores climáticos por satélite. Dados coletados no Brasil, por intermédio de mapeamentos de superfície de água via satélite, apontaram que, dos anos 90 até o ano de 2020, foram perdidos cerca de 3,1 milhões de hectares de superfície de água. Esse valor é correspondente a uma vez e meia a superfície de água de toda a região nordeste no ano de 2020. Além disso, observou-se que 70% dos municípios do território brasileiro tiveram redução da superfície de água (MAPBIOMAS, 2022). Essas reduções nos corpos superficiais estão diretamente ligadas a fatores climáticos. Acerca disso, Ferreira Filho (2017) salienta que as consequências da seca se relacionam diretamente com o desmatamento de áreas florestais que

interferem, por exemplo, na umidade do ar. Além disso, queimadas em zonas de mata podem alterar o ciclo da água, acarretando em baixas precipitações.

Em consonância com os objetivos estabelecidos na PNRH, a ANA, em colaboração com o Ministério do Desenvolvimento Regional, desenvolveu o Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH), de modo a assegurar ao país infraestrutura consistente que garanta segurança hídrica, a fim de reduzir os impactos provocados pela ocorrência de cheias e secas. Com base no conceito proposto pela ONU, a ANA (2019) explica que a segurança hídrica diz respeito à disponibilidade de água para atender as necessidades humanas, econômicas, sociais e que garanta a manutenção e preservação dos ecossistemas. Em oposição, fatores climáticos, o crescente aumento populacional e as limitações na gestão hídrica podem desencadear situações de desequilíbrio, denominado insegurança hídrica, a qual é atingida quando a demanda por água é superior à infraestrutura hídrica disponível.

Nesse contexto, o Ceará encontra-se em alto risco hídrico (ANA, 2021), sendo diretamente afetado por chuvas irregulares e mal distribuídas. De acordo com dados do Monitor de Secas (2023), coordenado pela ANA, o estado do Ceará em dezembro de 2022 foi classificado com recuo da seca fraca (S0). Isso ocorreu pela atenuação das condições de seca devido a irregularidade na ocorrência de precipitações acima da média no referido mês. Em decorrência disso, o Ceará pode apresentar impactos de seca a curto e longo prazo. Com base em dados disponibilizados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2022), isso se explica devido às precipitações ocasionadas pela Pré-Estação Chuvosa, que ocorre entre dezembro e janeiro.

O Ceará é um dos estados do semiárido nordestino impactado pelas diversas secas existentes ao longo da história. Com 184 municípios e uma população média estimada no ano de 2021 de “9,2 milhões de habitantes” (IBGE, 2022), buscou-se ao longo dos anos medidas de combate à seca, como a implantação de cisternas para captação de águas pluviais; operação carro-pipa e programas de combate à pobreza rural, como o Projeto São José, que combate a precariedade na zona rural, levando subprojetos produtivos como a criação de sistemas de abastecimento de água, eletrificação rural, entre outros serviços (PIRES, 2017; TOLEDO; TSUZUKI; SOUSA, 2008). Apesar do Projeto São José ser uma política que visa o combate e a redução das desigualdades nas zonas rurais, apenas 1% dos subprojetos foram destinados para ações sociais. As ações foram significativas, mas de modo pontual, falhando nos objetivos propostos no plano de Governo, que para alcançar tais metas necessitaria de um sistema transparente e que abrangesse outras áreas culturais, econômicas e educacionais por exemplo (ARAÚJO, 2003).

O levantamento realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2021) demonstrou que, em 2020, dos 9,2 milhões de habitantes cearenses, apenas 60,1% apresentavam água proveniente de redes de distribuição e somente cerca de 29,4% possuíam atendimento de rede de esgoto. Além disso, no referido ano, 96,9% possuíam ligações ativas registradas por hidrômetro e uma taxa de água não contabilizada ou perdida durante a distribuição de 44,9%, um número de desperdício expressivo para uma região que passa por privação hídrica.

A Portaria GM/MS nº 888 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021) estabelece que a água potável deve possuir padrão de potabilidade em conformidade com os parâmetros físicos, químicos e biológicos estabelecidos nos anexos da referida portaria, além de não ser nociva à saúde humana. Sendo assim, toda água destinada ao consumo humano deve possuir tratamento prévio para que possa atender as condições necessárias de uso. Com a finalidade de atingir os padrões estabelecidos, os recursos hídricos destinados à subsistência humana devem passar por sistemas de tratamento de água.

Conforme a Resolução 357 (BRASIL, 2005) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), as águas consideradas doce são águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, sendo subclassificadas em classe especial, 1, 2 e 3. Dentre os usos preponderantes, encontra-se a classe especial, que se destina exclusivamente ao consumo humano, a manutenção da vida aquática e a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação integral. As demais classes 1, 2 e 3 abrangem diversos fins, incluindo o consumo humano que necessariamente deve passar por tratamento, sendo este avançado ou convencional, para que se torne apto ao consumo.

Os sistemas de abastecimento podem ser definidos como a junção de infraestrutura, equipamentos e serviços que possui como finalidade a distribuição de água potável para o consumo (SNIS, 2019). A Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE), sistema ativo de abastecimento fundado em 1971, atua em 152 municípios, prestando serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto (CAGECE, 2022). Além da CAGECE, também opera em zona rural o Sistema Integrado de Saneamento Rural (doravante SISAR), o qual possui um sistema de gestão compartilhada com associações comunitárias.

O SISAR é uma organização não governamental que surgiu em 1996. Desenvolvido a partir de um modelo de gestão promovido pela CAGECE, que atua como apoiador da gestão, e o Banco Alemão KfW, o SISAR foi inicialmente implantado na região norte do estado, na cidade de Sobral. O SISAR reúne comunidades rurais organizadas por intermédio de associações situadas em uma mesma bacia hidrográfica (ÁGUAS DO BRASIL, 2017). Com os

resultados positivos desse sistema integrado, ele foi replicado para mais sete regiões do estado, abrangendo atualmente um total de oito bacias hidrográficas, com cerca de 1.316 sistemas instalados e 911.725 cidadãos beneficiados (SISAR, 2023).

Seu funcionamento ocorre por meio de parcerias entre as comunidades associadas, que operam o sistema de abastecimento por intermédio de moradores voluntários residentes da própria comunidade, denominados operadores voluntários, e o SISAR. De acordo com Rocha e Salvetti (2017), o SISAR fornece suporte técnico necessário para que haja o bom desempenho e manutenção dos sistemas de abastecimento, ao passo que as comunidades entram com a mão de obra de operadores voluntários como contrapartida e se responsabilizam pelo pagamento da energia elétrica utilizada. Esse modelo de gestão utilizado tornou-se reconhecido nacionalmente, vencendo, no ano de 2018, o Prêmio ODS Brasil, na classe de organização sem fins lucrativos (SILVA; NUNES; BANDEIRA, 2020).

3.2 Estação de Tratamento de Água (ETA)

Para que seja usufruída sem danos à saúde humana, a maioria das águas doces necessita passar por tratamento. Esse, fundamentalmente, consiste na realização de um conjunto de mecanismos físicos e químicos, para que as condições adequadas para o consumo sejam atendidas, isto é, para que a água se torne potável (SANESUL, 2022).

Como ferramenta primordial nesse processo, encontram-se as Estações de Tratamento de Água, popularmente conhecidas como ETAs. Sakamoto (2013) afirma que as estações de tratamento são essenciais para o melhoramento do saneamento ambiental de uma nação. As ETAs possuem como principal finalidade atingir os padrões de potabilidade, em acordo com o disposto na Portaria GM/MS nº 888 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021), assim como garantir o que está estabelecido no Decreto nº 7.217 (BRASIL, 2010), que inclui o abastecimento de água como um serviço público de saneamento básico de natureza essencial.

A depender de sua origem e utilização, a água pode receber diferentes tipos de tratamento, como explica a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB, 2022). O tipo de tratamento pode atender os seguintes tópicos: higiênico, atuando na remoção de organismos indesejáveis como bactérias, protozoários e outros organismos, além de atuar na redução de compostos orgânicos; na correção de padrões estéticos, como odor e sabor; e econômico que diz respeito à redução de ferro e corrosividade, por exemplo (CAESB, 2022).

No Brasil, as estações de tratamento comumente empregadas são categorizadas em: convencional, filtração direta e flotação a ar dissolvido (RICHTER, 2009). À vista disso, o autor

explica que o tipo de tratamento utilizado pode ser definido a partir da observação de alguns aspectos, tais como a segurança do sistema, a viabilidade econômica e sua funcionalidade. Dentre a classificação dos sistemas, importa ao presente trabalho, a do tipo convencional.

O sistema convencional é o mais completo e amplamente utilizado, podendo possuir as seguintes etapas de tratamento: coagulação, floculação, decantação ou sedimentação, filtração, desinfecção e fluoretação (BRASIL, 2006; RICHTER, 2009; SAKAMOTO, 2013). CAESB (2022) e SILVA *et. al* (2008) esclarecem que o sistema convencional ou completo pode possuir todas as etapas anteriormente descritas ou sofrer adaptações de acordo com a viabilidade do sistema.

A primeira etapa do tratamento na estação, após a captura da água bruta, é a coagulação, que envolve em seu processo a utilização de produtos químicos. Os coagulantes a base de sais de alumínio e/ou ferro são amplamente empregados nas ETAs. De modo geral, o mais utilizado é o sulfato de alumínio, seguido do policloreto de alumínio e outros tipos, como os coagulantes férricos. O tipo de coagulante é definido por fatores relacionados à sua eficácia, à qualidade da água bruta, ao tipo de tratamento adotado e, principalmente, ao viés econômico (RICHTER, 2009; WAJSMAN, 2014; LIBÂNIO, 2016).

Para esses autores, na etapa de coagulação, basicamente ocorre uma mistura rápida entre a água bruta e o reagente coagulante, que por intermédio de interações químicas resulta na agregação das partículas coloidais (RICHTER, 2009; WAJSMAN, 2014; LIBÂNIO, 2016). Ou seja, a aplicação desses produtos em contato com a água gera reações, já que o reagente coagulante carregado positivamente reage com as partículas de carga negativa ali existentes, reduzindo as forças que mantêm as partículas separadas (RICHTER, 2009). Nessa etapa, Lopes (2014) explica que fatores como o pH, alcalinidade, o tipo e o tamanho de partículas podem gerar interferência na efetividade da coagulação.

Esse processo de agrupamento é resultante do deslocamento de fluidos, chamado de floculação, a segunda operação unitária do processo de tratamento da água. Essa unificação ocorre de forma lenta, formando partículas maiores. Para Libânio (2016), o bom resultado nessa etapa se dá pelas características da água decantada, monitoradas pela turbidez e diminuição da cor aparente. Ferreira Filho (2017) ressalta que o êxito do processo de floculação se dá devido a correta elaboração da etapa anterior. Os flocos aglutinados devem possuir densidade e tamanho ideais para a próxima etapa. Além disso, a ineficiência da floculação pode acarretar o aumento de partículas nas unidades filtrantes, resultando no processo de deterioração da água, além de aumentar a quantidade de lavagem dos filtros (LIBÂNIO, 2016).

A terceira etapa do processo, a decantação, é uma das metodologias mais antigas utilizadas, consistindo na sedimentação do material floculado (LIBÂNIO, 2016; RICHTER, 2009). Geralmente, a decantação ocorre de forma horizontal por diferença de densidade, na qual as partículas com densidade superior à da água, por meio de forças gravitacionais, tendem a se concentrar no fundo do decantador (LOPES, 2014; RICHTER, 2009; WAJSMAN, 2014). Dessa forma, as partículas sedimentadas e o efluente resultante são chamados de água decantada. Nessa fase também ocorre a última etapa de clarificação da água (LIBÂNIO, 2016).

A etapa da filtração pode ser definida como a última parte constituinte do processo unitário do tratamento, que tem por finalidade a remoção de partículas coloides existentes na fase líquida, que são responsáveis pela cor e turbidez ainda existentes (FERREIRA FILHO, 2017). No sistema convencional, a filtragem é uma das etapas mais importantes. De forma simplificada, esse processo ocorre por intermédio de percolação, ocorrendo a separação de impurezas da água através da utilização de meio poroso com granulometria e altura específica, onde os sólidos ficam represados no interior do leito filtrante. Entre os materiais mais utilizados como meio filtrante estão: areia, antracito, areia de granada, cascalho, carvão e outros. O tamanho e o tipo de material filtrante podem ser definidos a partir de um conjunto de fatores, entre eles, o formato do material, a porosidade, a densidade, o tamanho efetivo e a uniformidade (FERREIRA FILHO, 2017; LIBÂNIO, 2016; RICHTER, 2001, 2009).

A água para abastecimento humano visa o fornecimento de água de qualidade isenta de organismos indesejados e maléficos à saúde e, para tanto, na ETA, a etapa de desinfecção é indispensável, pois visa a eliminação de microrganismos nocivos por intervenção de agentes que podem ser de natureza física (fontes de radiação) e/ou química (agentes químicos). Libânio (2016) afirma que nessa etapa encerra-se o processo de potabilização, cabendo a esse inativar microrganismos prejudiciais, além de prevenir a proliferação de um possível crescimento biológico na rede de distribuição.

O principal agente químico desinfetante utilizado nas estações de tratamento de água de abastecimento quanto de águas residuais é o cloro. Isso ocorre devido: a alta disponibilidade, geralmente utilizado na forma elementar (gasoso), hipoclorito de sódio (líquido), hipoclorito de cálcio (sólido); ser facilmente determinável nas estações por intermédio de testes; baixo custo; possuir alta capacidade de destruição da grande maioria dos organismos nocivos (RICHTER, 2009; FERREIRA FILHO, 2021). Outros compostos desinfetantes como bromo e iodo podem ser utilizados, o que irá definir o reagente aplicado será o viés econômico e o tipo de organismo que se propõe inativar (RICHTER, 2009; LIBÂNIO, 2016). Ao término dos processos

mencionados, a água é encaminhada para o reservatório na ETA, e em seguida encaminhada para a rede de distribuição até a população.

3.3 Estação de Tratamento e reaproveitamento de água

Segundo o SNIS (2021) a região nordeste apresentou, no ano de 2020, um índice de hidrometração de 87,6%, abrangendo 1.794 municípios com abastecimento de água. De fato, a quantidade de residências no semiárido com ligações ativas, no último dia do ano de registro da arrecadação desses dados, demonstra que grande parte da população possui água encanada. Ou seja, é ofertada uma água potável, visto que o índice hidrométrico corresponde à quantidade de ligações ativas de água micromedidas. No entanto, a taxa de desperdício de água potável não contabilizada ou perdida durante o processo de distribuição no ano de 2020 era a segunda maior do país com 46,3%, superando a média nacional de 40,1%.

No sistema convencional de tratamento de água, alguns pontos devem ser levados em consideração para que haja o bom êxito entre as etapas do processo. Silva (2018) e Libânio (2016) enfatizam que, para que ocorra o bom funcionamento entre as fases do sistema, é necessário observar dois fatores: característica da água bruta captada que, a depender de suas especificidades, determina o tipo de filtro empregado, podendo este ser de fluxo lento ou rápido; e a limpeza dos filtros e decantadores.

A limpeza dos filtros e decantadores é um ponto crucial para o êxito das etapas filtração e decantação. A colmatação é o termo usado para o entupimento dos poros existentes nas camadas dos filtros. Quando essa obstrução ocorre, gera perdas de pressão significativa dos filtros, impossibilitando a filtração e afetando a capacidade drenante ao longo do tempo (CAVALHEIRO, 2018). Segundo Richter (2009), a limpeza dos filtros ocorre por intermédio de cargas hidráulicas com inversão do fluxo.

No que concerne ao decantador, o acúmulo de lodo é formado pelo agrupamento de partículas floculadas, que pode ser removido de forma contínua ou intermitente a depender do tipo de sistema. O material residual do decantador pode apresentar características similares ao resíduo gerado no processo de limpeza dos filtros (RICHTER, 2009). O autor salienta que a remoção do lodo no decantador e a lavagem dos filtros são feitas sempre que necessário.

De acordo com a UN-Water (2017) o descarte de águas residuárias sem o devido tratamento tem colaborado para a poluição de corpos hídricos. A poluição hídrica afeta diretamente a disponibilidade da água, desse modo, medidas a fim de reduzir os impactos gerados devem ser realizadas. Com o aumento e distribuição crescente das redes de

abastecimento, o consumo de produtos durante o processo de tratamento se torna imprescindível, acarretando no aumento da quantidade de produtos utilizados e, conseqüentemente, na geração de resíduos, o que é quase inevitável.

Gonçalves *et. al* (2017) explicam que o material resultante da lavagem dos filtros e decantadores pode ser composto por frações inorgânicas, como resquícios de argila, silte, areia fina, podendo apresentar substâncias húmicas e microrganismos, além de resíduos dos produtos utilizados no processo de coagulação. Lustosa *et al.* (2017) ressalta que os resíduos gerados em uma ETA convencional, na sua maioria, são provenientes principalmente dos filtros e decantadores. O material resultante dos filtros é maior em relação ao volume, geralmente em concentrações baixas de sólidos em suspensão (FERREIRA FILHO, 2017), enquanto que os decantadores geram grandes quantidades em termos sólidos. Esse tipo de material, de acordo com a classificação de resíduos, se enquadra na Classe II A, não perigoso e não inerte (ABNT, 2004).

Devido ao grande volume de rejeitos gerado pelas estações, denota-se a necessidade de medidas de reaproveitamento desses resíduos. De acordo com Ferreira Filho (2017), os principais resíduos de uma estação convencional são gerados nos decantadores do tipo tradicional ou de fluxo alto, flotores de ar dissolvido e pela lavagem dos filtros. Nunes (2012) salienta que o tratamento de águas residuárias possuem alta relevância, consistindo em um processo de remoção de poluentes e ajustamento de parâmetros, de maneira a tornar os efluentes próprios para sua disposição final. Técnicas de reaproveitamento de água vem sendo aplicadas, com objetivo de reusar águas residuárias, oriundas dos processos de tratamento através da recirculação. Essa, por sua vez, proporciona a reutilização parcial ou total do efluente que seria outrora descartado.

Em pesquisa desenvolvida por Lustosa *et al.* (2017), foi avaliada a eficiência de um sistema de reúso de água de lavagem de filtros utilizando um tanque separador de fases, partículas sólidas da parte líquida, obtendo um reaproveitamento de 75%, além da redução de custos operacionais. É importante ressaltar que, na ETA estudada pelos autores, para a lavagem dos filtros eram utilizados uma média 90 m³ de água, de modo que a reutilização dessa água foi altamente favorável, apresentando grande redução dos volumes descartados.

De forma simplificada, a reutilização dos efluentes na própria água de abastecimento da ETA consiste na mistura do efluente residual com água bruta, a qual é reinserida no sistema, minimizando os desperdícios. Nesse contexto, Silva *et al.* (2021) avaliaram as características físico-químicas e bacteriológicas de águas residuárias de efluente proveniente da lavagem dos filtros de uma ETA localizada no município do Cabo de Santo Agostinho, em Pernambuco. O

efluente analisado foi misturado a água bruta do próprio sistema, a uma taxa de recirculação de 2,4%. A partir dos resultados obtidos, constatou-se que o efluente misturado à água, proveniente da captação, apresentou concentrações similares à água bruta, não havendo mudanças nas suas propriedades. Dados dispostos pelos autores reiteram a viabilidade da reutilização dos efluentes gerados na própria ETA, de forma a minimizar os desperdícios e contribuir para um sistema sustentável, já que reduz a água retirada do manancial, e que outros estudos devem ser realizados, a fim de verificar a taxa de reutilização ideal sem que haja o comprometimento das características da água bruta utilizada.

Ainda em relação ao reaproveitamento de águas residuárias no próprio sistema de tratamento, Moreira *et al.* (2019), em pesquisa realizada no município de Várzea Alegre no Ceará, avaliou o reúso de água proveniente da descarga e da lavagem dos filtros da ETA. Por intermédio da caracterização das análises físico-químicas e microbiológicas dos rejeitos gerados, pôde-se atestar a viabilidade da implantação do sistema de reutilização, visto que, anteriormente se tinha uma perda de 5% do volume total produzido no tratamento de água. Em consideração a isso, o reaproveitamento do efluente propicia diversas vantagens como a redução de volume capturado do manancial, atenuação do efluente gerado e descartado no meio ambiente. Além disso, os autores ressaltam que essa prática resulta ainda na aplicabilidade dos 5 R's da sustentabilidade, que são: Reaproveitar, Reduzir, Repensar, Reciclar e Recusar, os quais consistem em atitudes éticas de forma a contribuir com o meio ambiente.

3.4 Reúso de água e a remoção de compostos

Conforme estabelecido na Resolução n° 54 de 2005 (BRASIL, 2005), no artigo 2°, o reúso de água pode ser definido como a utilização de águas residuárias. Essa, por sua vez, deve estar dentro dos padrões estabelecidos para a modalidade que se pretende reutilizar. Nesse sentido, Pompeo e Samways (2020) salientam que se faz necessário adequar as características da água de rejeito aos padrões de uso pretendido. As modalidades de reúso estão dispostas no art. 3° da referida resolução, sendo elas para fins: ambientais, agrícolas e florestais, industriais, urbanos e, por fim, para aquicultura, podendo ser mutuamente empregadas entre si, como prevê o § 1° do art.3°.

A aplicabilidade de águas residuárias vem sendo amplamente difundida. A exemplo disso, podemos citar seu uso em irrigação, como biofertilizante, também chamado de fertirrigação. Como explica Nunes (2012), a fertirrigação é uma alternativa sustentável, que deve primeiramente corresponder as exigências nutricionais da cultura, tendo a preservação

ambiental como objetivo secundário. Silva, Maciel e Cruvinel (2021) afirmam que águas residuais podem ter outras finalidades que não necessariamente dependem de padrões de potabilidade. A depender do tipo de utilização, a água de reúso deve apresentar limites estabelecidos para determinada finalidade.

A partir desta temática, muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas com intuito de reaproveitar a água residuária de estações de tratamento, seja de água ou de esgotos. Demartelaere *et al.* (2020) utilizaram águas residuárias provenientes de esgotos tratados para cultivo hidropônico de alface, obtendo cultivares aptas à ingestão, demonstrando-se eficiente, além de ser uma alternativa que pode ser aplicada durante o ano todo. Silva e Proença (2021) cultivaram espécies de vegetais como abóbora e banana em tanque de evapotranspiração, os quais eram irrigados com efluentes gerados na própria estação de tratamento de água. Os autores salientam que obtiveram resultados satisfatórios, já que as espécies cultivadas tiveram índices de crescimento acima da média. As bananeiras tiveram desenvolvimento acima da média local e a aboboreira expandiu-se em um perímetro de 100 m², produzindo cerca de 300 frutos em 3 meses de cultivo. Mediante os resultados obtidos, os pesquisadores afirmam que houve vasta disponibilidade de nutrientes resultantes da decomposição dos resíduos gerados na estação.

Em análises desenvolvidas com lodo proveniente de estações de tratamento de água, Ahmad, Ahmad e Alam (2016) encontraram entre os constituintes, além de partículas sólidas, compostos a base de alumínio, bem como outros metais em concentrações relevantes como chumbo e arsênico, esse último apresentando efeito bioacumulativo (LIBÂNIO, 2016).

Os resíduos gerados pela ETA durante a lavagem de filtro apresentam-se no estado líquido com a presença de contaminantes biológicos provenientes da matéria orgânica, compostos nitrogenados e, além disso, resquícios de metais pesados que por ventura possam existir na água captada ou consequente dos processos químicos. Entre os metais encontrados, podem ser citados: alumínio, ferro e o manganês (LIBÂNIO, 2016; NUNES, 2012). Visando minimizar os impactos que esses possíveis compostos possam vir a acarretar ao meio ambiente, tem-se buscado reduzir suas concentrações. O lançamento de resíduos, sem tratamento prévio, próximo a corpos hídricos ou em locais de disposição final de resíduos não é uma alternativa ambientalmente adequada, podendo resultar em impactos para o meio ambiente (AHMAD, AHMAD, ALAM, 2016).

Machado, Schneider e Arnold (2021) afirmam que elevadas concentrações de agentes químicos, como sais de alumínio no tratamento de água, podem ser prejudiciais a ponto de dificultar o tratamento do material residual em si, ou, em casos mais extremos, afetar a saúde

humana. Metais quando lançados no meio ambiente de forma indiscriminada tendem a acumular-se, sendo capazes de alcançar diferentes níveis da cadeia alimentar, podendo afetar o bem-estar humano de forma indireta.

Igibah, Agashua e Sadiq (2019) salientam que faz necessário a realização de análises de água e alimentos para que se possa detectar concentrações máximas de substâncias, como por exemplo metais e pesticidas que, de forma involuntária, podem ser consumidos pelos seres humanos, ocasionando riscos à saúde.

Diante disso, muito se tem pesquisado sobre os efeitos colaterais de metais em seres humanos, entre eles o alumínio. A Resolução 357 (BRASIL, 2005) limita concentrações máximas desse metal em águas para consumo nas seguintes proporções: condições similares de 0,1 mg. L⁻¹ para águas de classe 1 e 2, e para águas de classe 3 são permitidos valores de até 0,2 mg. L⁻¹. Uma revisão de literatura desenvolvida por Neto *et al.* (2020) demonstra que concentrações de alumínio existentes na água podem aumentar as chances de surgimento de casos de Alzheimer, existindo correlação entre as concentrações de alumínio e o surgimento de placas de beta-amiloide.

Conforme explica Vieira *et al.* (2014, p. 218), o mal de Alzheimer tem fortes indícios de ser ocasionada pelo “acúmulo de peptídeos beta-amiloide no encéfalo”. Diante disso, as concentrações de sais de alumínio utilizadas como agente coagulante devem ser criteriosamente estabelecidas, para que não ocorra aplicações indesejáveis. Apesar de existirem diversos estudos epidemiológicos relacionando o alumínio residual ao Mal de Alzheimer, admite-se que existe baixo risco de exposição ao alumínio em águas provenientes de ETA (LIBÂNIO, 2016).

Os processos de tratamento de águas residuais consistem na remoção de poluentes de forma que atendam aos padrões estabelecidos para as águas receptoras. Para isso, esses processos podem ser divididos em: físico-químicos e biológicos (NUNES, 2012). Visando reduzir concentrações elevadas destes compostos e minimizar os custos gerados para tal fim, cada vez mais tem-se buscado alternativas que sejam viáveis, tanto do ponto de vista de redução quanto do ponto de vista econômico.

Nesse sentido, Espíndola (2020) aplicou o método de adsorção utilizando carvão em pó feito a partir de folhas de *Persea americana* Mil, com intuito de avaliar a eficiência de remoção de alumínio residual em efluente sintético. Os resultados obtidos pela autora denotam a eficiência de remoção das concentrações de alumínio utilizando um carvão de origem alternativa, atingindo em alguns tratamentos reduções de 100%, e, nos tratamentos que não alcançaram a redução total, os valores permaneceram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução 357 do CONAMA.

O tratamento de águas residuais de forma biológica ocorre por intermédio de microrganismos pré-existentes no meio. Como salienta Lucena (2016), esses podem ser bactérias, protozoários, algas entre outros; além disso, o tratamento biológico, se subdivide quando há a presença (aerobiose) ou ausência (anaerobiose) de oxigênio. No que se refere ao tratamento biológico, as microalgas têm sido amplamente empregadas no tratamento de águas residuais. Dias *et al.* (2019) explicam que esse tipo de biotratamento tornou-se uma opção viável, por se tratarem de organismos de estrutura celular simplificada e possuírem a capacidade de realizar a biossíntese de compostos ao absorverem os nutrientes presentes no meio. A esse respeito, Gao *et al.* (2016) afirmam que as microalgas têm sido uma alternativa promissora para tratamento de águas residuárias, já que são eficientes na remoção de nutrientes, íons metálicos e material biológico, por exemplo.

3.5 Microalgas: organismos fotossintetizantes

São organismos aquáticos unicelulares microscópicos, podendo ser classificadas em eucariontes ou procariontes, que, de acordo com Abreu (2020) habitam a camada superficial dos corpos d'água onde há maior incidência de luz, retirando desses ambientes os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento. A depender da espécie, desenvolvem-se em águas continentais ou marinhas, realizam atividade fotossintetizante, no qual detém o carbono atmosférico necessário em seus processos metabólicos, resultando na geração de energia por reações químicas. Esses organismos são responsáveis pela maior parte do oxigênio presente na atmosfera, além de ser o principal produtor primário marinho (HAMDAN, 2019; LOURENÇO, 2006).

Com vasta distribuição, esses organismos estão presentes desde regiões de clima favorável até em circunstâncias extremas, como regiões arenosas desérticas. A maioria das algas são autotróficas, ou seja, são organismos capazes de sintetizar os metabólitos essenciais a partir de substâncias químicas. A exemplo, temos a microalga *Chlorella* sp. que se desenvolve por atividade fotossintética (GONÇALVES, 2017).

As algas, de modo geral, contribuem para a absorção do gás carbônico (CO₂). Em revisão desenvolvida por Ohse *et al.* (2007), cerca de 50% dessa absorção ocorre com maior intensidade nos oceanos, por comunidades fitoplanctônicas. Entre esses organismos, estão inclusas as microalgas, que, por sua vez, utilizam de forma mais eficiente o CO₂ quando comparadas aos vegetais maiores.

Assim como as plantas, as microalgas adquirem por intermédio da fotossíntese a energia necessária para suas atividades metabólicas. Como evidencia Crocco (2009), essa energia é armazenada na forma de ATP (adenosina trifosfato) e NADPH (nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato), as quais serão utilizadas nas atividades intracelulares e na síntese de compostos. Vieira (2016) aponta que apesar das microalgas possuírem um mecanismo de funcionamento similar ao das plantas superiores, elas são mais efetivas na conversão da energia solar (fotossíntese).

Silveira *et al.* (2015) destacam algumas vantagens que as microalgas possuem quando comparadas às plantas, dentre elas: crescimento rápido, maior rendimento energético e utilização como biorremediadoras de águas residuais, que contribuem de forma positiva para a sustentabilidade. Esses fatores favorecem seu uso potencial nos segmentos alimentício, farmacêutico e industrial.

Lourenço (2006) e Dias *et al.* (2019) ressaltam que esses organismos são indivíduos importantes para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, pois encontram-se na base da cadeia alimentar. Os autores apontam ainda que as microalgas são excelentes bioindicadores da qualidade da água, sendo aplicadas também no tratamento de efluentes contaminados, já que são capazes de remover compostos, como nitrogenados e metais.

Yang *et al.* (2022) explicam que as microalgas são organismos capazes de utilizar os nutrientes existentes em águas residuárias para seu desenvolvimento, o que as tornam uma alternativa ecologicamente correta para a remoção de compostos. Além disso, as microalgas podem crescer em diferentes ambientes, reduzindo a competição entre si (LAU *et al.*, 2022).

Lourenço (2006) explica ainda que, em escala comercial, os cultivos devem ser desenvolvidos com nutrientes de menor custo possível, com intuito de reduzir despesas de produção. Nesse contexto, a utilização de águas residuárias como meio produtivo tem-se mostrado uma alternativa, já que as microalgas são capazes de absorver os nutrientes existentes, podendo ser utilizadas na recuperação de corpos hídricos e obtenção de produtos de valor agregado.

Dessa forma, com base em Vidotti e Rollemberg (2004), entendemos que as microalgas possuem importância ecológica e econômica. Nesse sentido, diversas espécies são utilizadas para diferentes fins, aqui destacamos a biorremediação de compostos em distintos efluentes. Entre as espécies biorremediadoras encontra-se a espécie *Chlorella vulgaris*, objeto deste estudo.

3.6 Biorremediação

As microalgas são organismos, assim como as bactérias, que possuem a capacidade de absorver compostos inorgânicos, como carbono, fósforo e nitrogênio, essenciais para o seu crescimento celular. Além disso, elas são capazes de absorver metais como ferro, cobre e zinco, que são requeridos em pequenas quantidades (LOURENÇO, 2006), assim como reter metais, sem que haja o envolvimento de vias metabólicas (DIAS *et al.*, 2019). Isso se dá através da adsorção, denominado de biossorção quando realizado por uso de biomassa, que pode estar viva ou não, sendo esse um método favorável no tratamento de efluentes que contém metais (PINO; TOREM, 2011).

Mendonça e Mendonça (2017) explicam que águas residuárias, também chamadas de esgoto sanitário, são aquelas oriundas de sistema de abastecimento de água que sofreram modificações pelo seu uso, sendo classificadas de acordo com sua origem, geralmente constituídas de compostos orgânicos e inorgânicos. Lourenço (2006) salienta que os tipos de

tratamento convencionais de esgotos são constituídos de cinco estágios que devem ser bem executados para que se minimize, ao máximo, os efeitos nocivos ao ambiente. Por se tratar de uma tecnologia de alto custo, Lourenço (2006) afirma que tratamentos alternativos são mais viáveis.

Neste cenário, as microalgas possuem ampla utilização no tratamento de águas residuárias. A biorremediação realizada pelas microalgas torna esses organismos meios alternativos no tratamento de efluentes, uma vez que apresentam composição bioquímica que permite o processo de biossorção (DIAS *et al.*, 2019). Águas residuárias podem ser tratadas através de métodos físicos, químicos e biológicos (DERISIO, 2012), sendo as microalgas um meio biológico.

Fernandes *et al.* (2015) demonstraram que as microalgas são eficientes na remoção de fósforo e nitrogênio de águas negras, aquelas definidas como águas oriundas de esgoto de banheiros e pias. Os autores cultivaram diferentes espécies algais, entre elas a *Chlorella sorokiniana*, e identificaram que ela foi capaz de absorver 100% das concentrações de fósforo e nitrogênio presentes em água negra tratada anaerobicamente. Deste modo, as microalgas são, cada vez mais, utilizadas com a finalidade de remover compostos.

Em trabalho desenvolvido por Silva *et al.* (2021), que cultivaram a espécie *Chlorella sorokiniana* em efluente proveniente de uma mistura de estrume da criação de suínos e efluente doméstico, verificou-se que ocorreu reduções significativas nas concentrações de fósforo, cerca de 60%, reduções consideráveis de turbidez em torno de 93% e obtenção de uma densidade óptica de 90%. Nesse estudo, o efluente foi tratado em reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente e o efluente sobrenadante foi utilizado como meio de cultura para cultivo algal, resultando em uma biomassa que posteriormente se aplicou como biofertilizante. A biomassa obtida apresentou características semelhantes à de outros fertilizantes orgânicos, o que torna o cultivo de microalga em efluentes de águas negras sustentável, além de gerar uma alternativa para a fertilização de cultivares. Para a separação da biomassa algal, aplicou-se o pó integral de sementes de moringa *Oleifera Lam* com o intuito de reduzir gastos com coagulantes químicos, obtendo ótimo desempenho como agente coagulador.

Entre os tipos existentes de águas residuais, encontram-se as Águas Produzidas (AP), definidas como aquelas geradas na produção de subprodutos provenientes da exploração petrolífera. Silva (2021) cultivou a espécie *Chlorella vulgaris* em diferentes concentrações. Nos cultivos contendo 30% de AP, resultaram em produções de biomassa com viabilidade econômica, apresentando teores de ácidos graxos ideais para produção de biodiesel, em torno de 66,41%, além de apresentar altos índices de carboidratos, possibilitando a produção de

bioetanol. Silva (2020), cultivando a *C. vulgaris* em águas com concentrações de 50% de AP, obteve remoções significativas de metais pesados e hidrocarbonetos, identificando também que as biomassas resultantes dos cultivos possuíam teores de biomoléculas como carboidratos em torno de 40,19%, demonstrando bom desempenho algal dessa espécie.

DalCorso *et al.* (2019) também enfatizam que as microalgas são uma ótima alternativa no tratamento de efluentes. Entre os poluentes, a alta concentração de metais tem sido um ponto preocupante devido à expansão de seu uso em agriculturas e setores industriais. A busca por soluções que minimizem os impactos gerados coloca as microalgas em lugar de destaque. Para tal fim, a escolha da espécie ideal é um ponto que merece atenção.

Como frisado anteriormente, entre os resíduos capazes de serem absorvidos por microalgas estão incluídos os metais. Esses, por sua vez, são bioacumulativos e tóxicos quando presentes em concentrações elevadas no meio ambiente (DALCORSO *et al.*, 2019). Ansilago, Ottonelli e Carvalho (2016) utilizaram a alga verde *Pseudokirchneriella subcapitata* na absorção de três metais pesados: alumínio, ferro e zinco. Em níveis experimentais, as concentrações utilizadas foram o dobro do estabelecido na Resolução do Conama 357 (BRASIL, 2005), em que foi avaliado o comportamento algal em cultivos contendo os metais em estudo de forma individual e em conjunto.

Como resultado, os autores adquiriram alta produção de biomassa, com destaque para o tratamento em que continha os três elementos juntos. Os pesquisadores salientam que esse resultado pode estar correlacionado com a instabilidade que alguns metais possuem quando isolados no meio de cultivo. Ansilago, Ottonelli e Carvalho (2016) afirmam ainda que a espécie em estudo possui bom desempenho na remoção desses metais. Além disso, a espécie pode ser uma alternativa viável no emprego de atividades integradas, como no tratamento de águas residuais e na utilização da biomassa gerada no processo de tratamento para a produção de biocombustíveis e fertilizantes, por exemplo.

Várias espécies de microalgas são efetivas na remoção de compostos, sendo que algumas foram adaptadas a esse tipo de ambiente para atingirem ótimo desempenho em águas residuárias (MOLAZADEH *et al.*, 2019). Nesse sentido, e a fim de obter dados de qual melhor espécie algal seria capaz de absorver íons metálicos, Cameron, Mata e Riquelme (2018) utilizaram as espécies *Muriellopsis* sp. e *Nannochloropsis gaditana*, ambas de água doce, e *Tetraselmis marina* AC16-MESO, alga marinha, na absorção de íons de ferro, cobre e manganês em diferentes concentrações.

Os pesquisadores atestaram que a microalga marinha *Tetraselmis marina* AC16-MESO foi a que obteve melhor desempenho. A espécie atingiu taxas de remoção de cobre em torno de

42,9% em cultivos que continham 1,0 mg. L⁻¹ e 92% em cultivos com 5,0 mg. L⁻¹; para concentrações de ferro, a microalga foi capaz de absorver 100%, tanto nos cultivos que continha 1,0 mg. L⁻¹ quanto nos de 5,0 mg. L⁻¹; em concentrações de manganês, a microalga absorveu 50,4% e 23,4% para 1,0 e 5,0 mg. L⁻¹, respectivamente. Deste modo, os autores constataram que a espécie *Tetraselmis marina* AC16-MESO é capaz de absorver íons de cobre, ferro e manganês em concentrações elevadas, fazendo da mesma uma ótima ferramenta para tratamento de águas ricas nesses compostos.

Chai *et al.* (2021) salientam que as microalgas desempenham papel importante no tratamento de águas residuárias de diferentes origens, apresentando alto potencial na remoção de metais e outros contaminantes, como pesticidas que são amplamente utilizados na agricultura, possuindo alto nível de nocividade. Na revisão desenvolvida pelos autores, foi possível identificar que a microalga *Chlorella vulgaris* mostrou-se uma ótima opção, podendo ser considerada uma alternativa na remoção de pesticidas a longo prazo. Além disso, os autores salientam, que espécies algais como a *Spirogyra* e *C. vulgaris* vêm sendo utilizadas como biossorventes na remoção de corantes de efluentes proveniente de indústrias têxteis.

Ainda no contexto da remoção de compostos, as microalgas desenvolvem relevante papel na recuperação de ambientes aquáticos. Surtherland e Ralph (2019) frisam que esses organismos possuem elevado potencial, já que apresentam três rotas principais para tal finalidade: bioadsorção (adesão de compostos a parede celular), bioabsorção (locomoção de compostos para o meio intracelular) e biodegradação (transformação de compostos complexos em compostos simples por reações metabólicas).

Entre os poluentes, os contaminantes emergentes têm-se mostrado um problema de alto impacto para o meio ambiente. Montagner, Vidal e Acayaba (2017) explicam que os contaminantes emergentes são encontrados em diferentes ambientes, que podem ser de ocorrência humana e/ou natural, podendo apresentar risco ao ecossistema, sendo necessário estudos de ecotoxicidade.

Mediante essa problemática, muitas espécies algais vêm sendo empregadas com êxito na remoção de contaminantes emergentes. Em tabela desenvolvida por Surtherland e Ralph (2019), listam variadas espécies e sua eficiência de remoção, com destaque para o grupo das clorofíceas, entre elas a espécie *Chlorella vulgaris*. Ainda de acordo com os autores, entre os contaminantes que essa microalga é capaz de remover, encontra-se listado, seguidos de seu percentual de remoção, os seguintes compostos: clomipramina (100%), codeína (57%), hidroxizina (93%), tetraciclina (69%), entre outros.

A poluição de corpos hídricos é um problema crítico gerado principalmente pela ação antrópica decorrente do aumento populacional. Nessa circunstância, Rossato, Oliveira e Sagrillo (2021) realizaram um levantamento de quais espécies algais vem sendo utilizadas na remediação dos ecossistemas. Entre os gêneros estudados, as clorófitas são predominantemente aplicadas. Desse grupo, as espécies *C. mexicana*, *S. obliquus*, *C. vulgaris* e *Neochloris* sp. são destaques, sendo as mais indicadas. Já no tratamento de águas residuárias, a espécie *Chlorella vulgaris* possui bom desempenho e a aplicação para tal fim é favorável, desde que seja levado em consideração o tipo de efluente e as condições da espécie (ROSSATO; OLIVEIRA; SAGRILLO, 2021).

Em revisão desenvolvida por Javed *et al.* (2019), verificou-se que as microalgas são ótimas produtoras de energia com potencial para substituição de fontes convencionais, servindo ainda como subsídio para biorrefinarias. Efluentes de diversas origens vêm sendo empregados como meio de cultivo para espécies algais, já que são comumente ricos em nutrientes, como nitrogênio e fósforo, o que os tornam excelentes opções para meios alternativos.

Oliveira *et al.* (2020) avaliaram o desempenho da espécie *Nannochloropsis oculata* em diferentes variações de nitrogênio no cultivo. Como resultados, verificou-se que a microalga se desenvolveu e obteve maior rendimento de biomassa, cerca de 2,65 g. L⁻¹, em concentrações de 75 mg. L⁻¹ de nitrato. Esse resultado indica que a espécie *N. oculata* se desenvolve melhor em ambientes ricos em nitrogênio.

É importante destacar que a *N. oculata* possui ampla utilização, podendo ser cultivada também em baixas concentrações de nitrogênio de forma inversa, sendo capaz de produzir lipídios por estresse algal. Silva *et al.* (2019) cultivaram a *N. oculata* em diferentes variações da fonte nitrogenada. Na baixa oferta, a microalga produziu mais lipídeos em cultivos com concentrações mínimas de nitrato de sódio. Apesar de nesse tratamento ter obtido a menor densidade celular, a microalga obteve uma produção de aproximadamente 49,5 % de lipídio em cultivos com concentrações de 15 mg. L⁻¹ de nitrogênio. Isso pode ser explicado devido ao nitrogênio ser um fator limitante para o desenvolvimento e divisão celular, como afirma Lourenço (2006).

As microalgas possuem multifuncionalidade promissora devido a sua fácil adaptação aos diferentes tipos de condições, *a priori* adversas. A exemplo disso, podemos citar a microalga verde *Chlamydomonas biconvexa* Embrapa LBA40, microalga brasileira, que tem sido utilizada no tratamento de material inorgânico de resíduos gerados a partir da fabricação do azeite de dendê. Pesquisas desenvolvidas por Pascoal *et al.* (2021) identificaram que essa espécie, existente no cerrado brasileiro, possui alta produtividade e eficiência na remoção de

compostos inorgânicos de lagoas de estabilização de efluentes gerados em fábrica de óleo de palma.

Os autores relatam ainda que a microalga foi capaz de reduzir o tempo que era necessário para remoção de compostos, cerca de 90 dias (estação convencional) para 5 dias. A microalga *Chlamydomonas biconvexa* Embrapa LBA40, em 5 dias, diminuiu as concentrações de nitrato em 34,7%, nitrito e fósforo em 99,00%, obtendo uma biomassa de 190.60 mg. L⁻¹.d⁻¹. Após estudos de aplicação, os autores constataram que essa biomassa produzida pode ser utilizada na alimentação animal, aplicada no solo como biofertilizante, podendo servir, ainda, para fins mais nobres, como subsídio na indústria farmacêutica e alimentícia. O ótimo desempenho dessa alga verde pode ser um grande avanço na otimização de espaços e tempo requeridos no tratamento de efluentes gerados no processamento do óleo de dendê, uma vez que as lagoas de estabilização podem ser substituídas por fotobiorreatores.

Pina *et al.* (2021), por sua vez, utilizaram a clorófitia *Selenastrum gracile* em sistema de cultivo, usando meio de cultura optativo, elaborado com extratos de biocomposto de hortifrutícolas em fotobiorreator. A microalga apresentou, durante o experimento, ótimo desempenho celular, com crescimento máximo atingível de 5.493.300 células. mL⁻¹ e uma biomassa seca de 19,69 mg. L⁻¹, demonstrando que esse meio alternativo é eficaz para o cultivo da espécie.

Nesta conjuntura, a seguir, apresentamos a espécie *Chlorella vulgaris* e o seu desenvolvimento quando aplicada como agente biorremediador em diferentes tipos de efluentes.

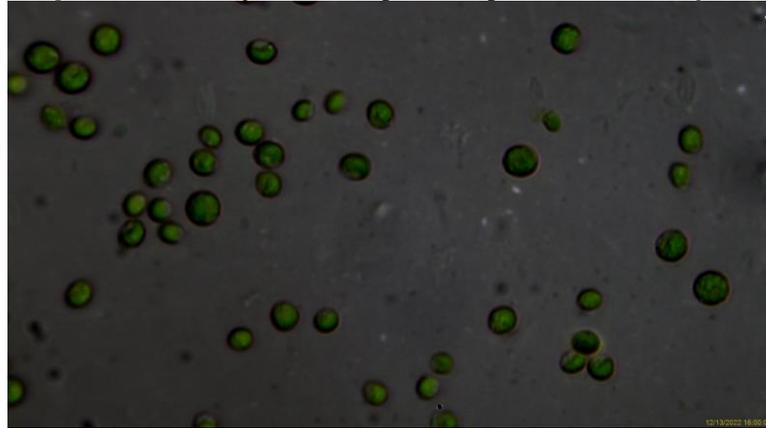
3.7 *Chlorella vulgaris*

Os primeiros registros realizados do gênero *Chlorella* deram-se no ano de 1890, em um lago de baixa profundidade nas proximidades de Delft, cidade localizada na Holanda, por Martinus Willem Beijerinck (BEIJERINCK, 1890). O mesmo relata em seus registros que a microalga apresentava uma coloração verde intensa, comparando-a com a grama presente na borda do lago. Sabe-se que o gênero *Chlorella* possui em torno de 14 a 15 espécies que podem ser encontradas no mundo inteiro (BICUDO; MENEZES, 2006).

A espécie *Chlorella vulgaris* é pertencente ao grupo das clorófitas e apresenta coloração esverdeada, formato esférico, oval ou elipsoidal, com parede celular lisa (Figura 1). Sua distribuição geográfica, assim como de outras espécies do gênero, se dá por todo o mundo, podendo ser encontrada em diferentes habitats. Sua reprodução se dá de forma assexuada, onde

os autósporos (esporo imóvel) se formam em grupo de dois, quatro ou oito por mitose, e a partir do rompimento da parede celular matriz, as células-filhas são liberadas no meio (BICUDO; MENEZES, 2006; FRANCESCHINI; PRADO; BURLIGA, 2010).

Figura 1. Visualização microscópica da espécie *Chlorella vulgaris*.



Fonte: autora, 2022.

A *Chlorella* sp., em termos nutricionais, é rica em sais minerais, vitaminas como A, B, C e E, podendo ser empregada no tratamento de ulcerações, além de atuar como antioxidante no combate de radicais livres (GUERRA *et al.*, 2011). A mesma é capaz de sintetizar aminoácidos essenciais e não essenciais, alcançando padrões exigidos na suplementação humana, tornando-se, assim, uma excelente alternativa de complementação alimentar. A microalga apresenta teores consideráveis de carboidratos, minerais e proteínas. Esse último com registros de até 52% do seu peso seco. Já em termos de teores lipídicos, dependendo do método de cultivo, essa espécie pode alcançar até 40% do peso seco de biomassa (SAFI *et al.*, 2014).

Seus principais pigmentos são a clorofila a e b, importantes produtos utilizados na indústria farmacêutica (DANTAS, 2013), apresentando também concentrações de carotenóides como ramnose, arabinose, galactose, entre outros, que são utilizados como pigmentos acessórios pela célula (SAFI *et al.*, 2014). Em situações de estresse, como por exemplo a ausência de luz, células de *Chlorella* sp. produzem mais carotenóides, dado que a luminosidade é um fator limitante e suas variações afetam diretamente a produção de pigmentos fotossintéticos (NURACHMAN *et al.*, 2015).

A *Chlorella* sp. possui alta aplicabilidade em diferentes segmentos, uma vez que apresenta características cosmopolita, fácil cultivo, bom desempenho celular e reprodução rápida. Em condições favoráveis, uma única célula é capaz de se reproduzir em várias outras células em até 24 horas (CAVALCANTI, 2016; FRANCESCHINI; PRADO; BURLIGA, 2010). A espécie apresenta o amido como principal produto reserva energética e, quando

submetida a condições de estresse, conseguem armazenar lipídios em maiores quantidades (BEIJERINCK, 1890; CAVALCANTI, 2016). Entre as aplicações dessa espécie algal, destacamos sua utilização na remoção de compostos.

3.7.1 Utilização da *Chlorella vulgaris*

Entre as aplicações, o uso no tratamento de diferentes tipos de efluentes como os de origem aquícola pode ser destacado. Lopes (2022) incorporou a biomassa de *C. vulgaris* cultivada em efluente aquícola e efluente tratado, proveniente de resíduos urbanos, na dieta de camarão branco do Pacífico. Como resultados, a autora obteve: reutilização eficiente dos efluentes, o que proporciona uma água com menores concentrações de compostos nitrogenados; e, melhoria das características da água e aprimoramento da qualidade e quantidade de lipídeos (importante para diversas funções biológicas, como no transporte de vitaminas, por exemplo) do regime alimentar ofertada aos animais.

A *C. vulgaris* pode ser considerada um agente purificador de ambientes aquáticos. Nesse contexto, Silva (2013) avaliou a influência da microalga *Chlorella vulgaris* como fitorremediadora de efluentes aquícolas, utilizando água residuária proveniente do cultivo de camarões e peixes. Para tal experimento, o autor analisou as concentrações de amônia, nitrato, nitrito e fósforo existentes na água. Em seguida, após utilizar os efluentes como meio de cultivo, concluiu que a microalga foi capaz de remover os compostos dos diferentes efluentes aquícolas, alcançando os seguintes valores, respectivamente: 71,96%, 94,44%, 42,63% e 59,89% para efluente de carcinicultura e 86,78%, 70,00%, 89,28% e 48,44% para efluentes de piscicultura. Denota-se que a microalga possui bom desenvolvimento em efluentes de produções aquícolas.

Viana (2020) cultivou a espécie *Chlorella vulgaris* em águas residuárias de sistemas de piscicultura e ranicultura, constatando que concentrações de nitrogênio amoniacal foram assimiláveis em ambos os tipos de efluentes aquícolas. Além disso, o efluente diluído pode ser eficiente no cultivo mixotrófico da *Chlorella vulgaris* em fotobiorreatores por se tratar de um meio alternativo. No que diz respeito, a taxas de remoções, em quadro descrito por Castro *et al.* (2020), o gênero *Chlorella* sp. foi capaz de remover 93,9% da amônia e 80,9% do fósforo quando cultivadas em águas residuárias.

De acordo com Silva (2013), a microalga *Chlorella vulgaris* é uma ótima ferramenta de tratamento para efluentes provenientes de aquicultura, sendo o gerado por piscicultura o mais indicado para possíveis escalas maiores de produção lipídica. De fato, as microalgas cultivadas

a partir de efluentes aquícolas produzem teores maiores de lipídios quando comparados a outras oleaginosas utilizadas comercialmente.

A *C. vulgaris* tem sido utilizada no tratamento de efluentes, por apresentar crescimento e remoção de nutrientes eficazes nos diferentes tipos de águas residuárias. Acebu *et al.* (2022) cultivaram duas espécies do gênero *Chlorella* em efluente de suinocultura, identificando que a espécie *C. vulgaris* se mostrou eficiente na remoção de compostos, alcançando crescimento satisfatório e bom desempenho na produção de biomassa, essa por sua vez, convertida em bioetanol.

A busca por medidas que minimizem os efeitos gerados em outras atividades como na criação de bovinos e suínos tem aumentado (IDO *et al.* 2019). À vista disso, o bom desenvolvimento algal nos efluentes gerados faz das microalgas uma excelente alternativa no tratamento de resíduos. Wang *et al.* (2021) domesticaram a *C. vulgaris* em águas residuárias de suinocultura com intuito de remover compostos nitrogenados na sua forma amoniacal. A microalga absorveu cerca de 71,4 mg. L⁻¹. d⁻¹ de NH₄⁺ - N em efluente bruto; já em cultivos a céu aberto, absorveu 100% das concentrações de amônia e fósforo total, denotando a eficiência da espécie domesticada em escala comercial.

A utilização de microalgas no tratamento de esgotos também tem se mostrado uma alternativa eficiente. Em monitoramento realizado por Carvalho *et al.* (2022), em fotobiorreator com efluente de esgoto sanitário previamente tratado, identificou-se que a *Chlorella* se encontrava entre os gêneros algais que teve maior frequência, já que se adequa ao ambiente de cultivo e as alterações ambientais.

Em revisão desenvolvida por Song *et. al* (2022), observou-se que a *Chlorella vulgaris* apresenta taxas significativas de remoção nas concentrações de fósforo e compostos nitrogenados de efluentes municipais. Por apresentar características como fácil adaptação, torna essa espécie bastante utilizável no tratamento de efluentes. Desse modo, este trabalho apresenta a *Chlorella vulgaris* como agente biológico na remoção de possíveis compostos existentes em efluente proveniente da Estação de Tratamento de Água do distrito de Santa Tereza.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Aquisição e cultivo da espécie *Chlorella vulgaris*

A cepa da espécie *Chlorella vulgaris* foi obtida no cepário de microalgas (Figura 2) do Laboratório de Tecnologias Aquícolas - LTA, localizado no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *campus* Aracati.

Figura 2. a. Tubo de ensaio contendo a espécie algal *Chlorella vulgaris*; b. Banco de espécies algais (cepário) no Laboratório de Tecnologias Aquícolas, *campus* Aracati.



Fonte: autora, 2022.

Cultivada a partir de um inóculo inicial de 3 mL, a cepa foi mantida em meio Guillard f/2 (GUILLARD, 1975) como descrito nas Tabelas 1 e 1.1. Para que fosse possível a utilização dessa espécie algal, realizou-se diluições crescentes até a obtenção de um volume útil de 250 mL de inóculo. A partir dessa concentração, a espécie algal foi aclimatada e cultivada em meio alternativo Uréia e Superfosfato triplo - SPT (Tabela 2) enriquecida com vitaminas (Tabela 2.1) até a obtenção de um volume útil necessário para a realização experimental, sob condições controladas de luminosidade, com auxílio de lâmpadas LED tubular 18W (1100 lúmens) com fotoperíodo de 18h escuro/08h claro e temperatura de $25,0 \pm 1,0$ °C. Para movimentação da cultura algal, utilizou-se suprimento de ar, distribuído por aerotubos com um fluxo de ar $6,0 \pm 1,0$ L min⁻¹.

Tabela 1 Composição do meio Guillard f/2

Solução	Componentes	Solução estoque (g. L ⁻¹)	Quantidade no meio de cultura (mL. L ⁻¹)
1	Nitrato de sódio	75	1.0
2	Fosfato de sódio	5	1.0
3	Silicato de sódio	30	1.0
4	Vitaminas		0.5
5	Metais traço	**	1.0

Fonte: Guillard (1975)

** Composição da solução de metais traços detalhados na Tabela 1.1.

Tabela 1.1 Composição da solução de metais traço do meio Guillard f/2

Componentes	Solução estoque (g. L ⁻¹)	Quantidade na solução de metais traço
Cloreto de ferro	-	3,15 g L ⁻¹
Na ₂ EDTA	-	4,36 g L ⁻¹
Sulfato de cobre	9.8	1,0 g L ⁻¹
Molibdato de sódio	6.3	1,0 g L ⁻¹
Sulfato de zinco	22	1,0 g L ⁻¹
Cloreto de cobalto	10	1,0 g L ⁻¹
Cloreto de manganês	180	1,0 g L ⁻¹

Fonte: Guillard (1975)

Tabela 2 Composição do meio Uréia e SPT (Superfosfato triplo) para *Chlorella vulgaris*

Solução	Componentes	Solução estoque (g. L ⁻¹)	Quantidade no meio de cultura (mL. L ⁻¹)
1	Uréia	120	1.0
2	SPT	30	1.0
3	Vitaminas	*	0.5

*Composição da solução de vitaminas detalhada na Tabela 2.1

Tabela 2.1 Composição da solução de vitaminas

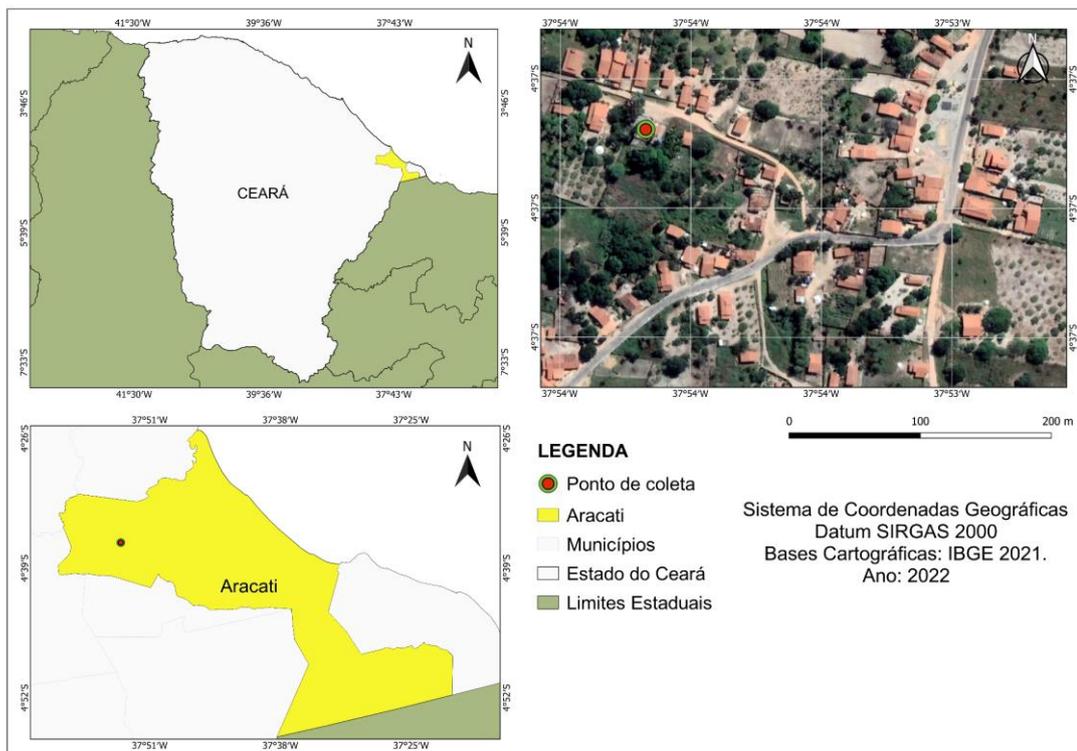
Solução	Componentes	Solução estoque
Ampola I	Cloridrato de Tiamina	100 (mg)
	Cloridrato de Pirodoxina	100 (mg)
Ampola II	Cianocobalamina	5000 (mcg)

Fonte: Citoneurin ®

4.2 Caracterização da ETA, obtenção e procedimento de coleta do efluente

A Estação de Tratamento de Água do presente estudo está localizada no distrito de Santa Tereza, a 17 km da sede do município de Aracati, com localização geográfica 4.61°S, 37.90°W (Figura 3). Atualmente, sob os cuidados do SISAR BBJ Russas, a Estação de Tratamento atua com sistema do tipo convencional de tratamento de água, fornecendo diariamente a população local um volume médio de 23m³/hora de água tratada, possuindo um total de 732 ligações, sendo 618 ligações hidrométricas ativas.¹

Figura 3. Mapa de localização da ETA no distrito de Santa Tereza, Aracati - Ce.



Fonte: autora, 2022.

A água bruta utilizada é proveniente do canal do trabalhador, que por tubulação é transportada até a ETA, onde passa pelo processo de potabilização. O efluente empregado neste experimento foi oriundo do tanque de sedimentação, coletado logo após a lavagem dos filtros e descarga dos decantadores (Figura 4). No ato da coleta, o efluente foi filtrado em malha de 150 µm para retenção de possíveis partículas sólidas existentes na amostra e, em seguida, filtrado em tela de 25 µm para remoção de possíveis organismos planctônicos.

¹ Informação fornecida pela Estação de Tratamento de Água (ETA) de Santa Tereza (fevereiro, 2023).

Em seguida, foi transportado em bombonas plásticas de 50 litros devidamente higienizadas até o Laboratório de Tecnologias Aquícolas - LTA, no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE *campus* Aracati. Posteriormente, realizou-se a esterilização do efluente pelo método do calor úmido com auxílio de autoclave a 121°C com pressão de 1atm por 30 minutos, a fim de evitar a interferência de outros organismos.

Figura 4. a. Filtro decantador. **b.** Tanque de sedimentação após a lavagem do filtro e descarga do decantador.



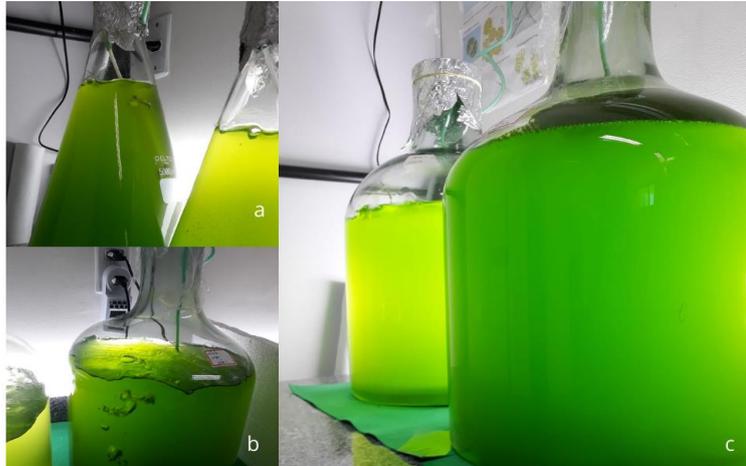
Fonte: autora, 2022.

4.3 Delineamento experimental

4.3.1 Cultivo da espécie *Chlorella vulgaris*

O volume algal foi cultivado em recipientes de vidro até a obtenção de um quantitativo algal de aproximadamente 80 litros de inóculo (Figura 5), suficiente para aplicação experimental. As circunstâncias de cultivo permaneceram constantes com intensidade luminosa de 7000 lux aferida com auxílio de um Luxímetro digital LD-300, temperatura de $25,0 \pm 1,0$ °C, precisado com auxílio de termômetro portátil, apresentando sistema de aeração fornecido por um soprador eletromagnético com fluxo de ar $3,0 \pm 1,0$ L min⁻¹, potencial Hidrogeônico (pH) de $8,40 \pm 0,5$ aferido por pHmetro de bancada, com salinidade 0‰ verificada por refratômetro portátil.

Figura 5. a. Erlenmeyer de 5 litros contendo inóculo da microalga *Chlorella vulgaris*; b e c. Cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* em carboys de 20 litros.

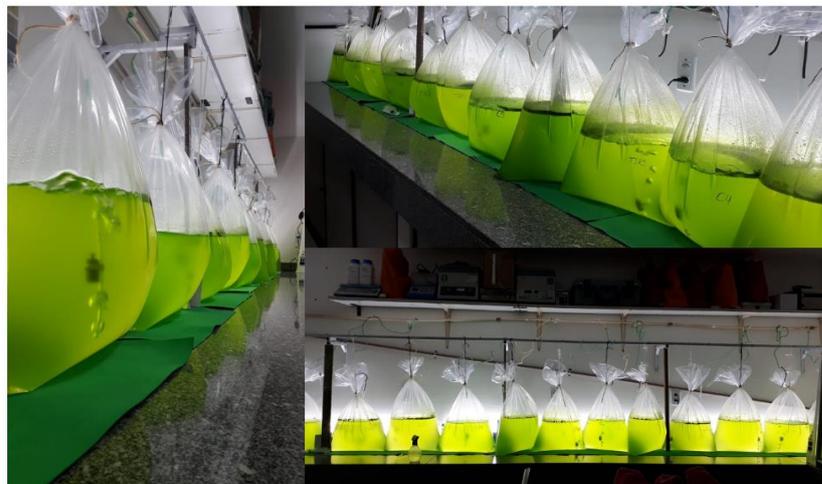


Fonte: autora, 2022.

4.3.2 Cultivo algal em efluente residuário

O presente trabalho dispôs de três unidades experimentais: Tratamento Controle (TC) cultivado em meio alternativo Uréia e SPT, Tratamento 1 (T1) diluído em 50 % de efluente (EETA 50%) e o Tratamento 2 (T2) diluído com 75 % de efluente (EETA 75%), ambos diluídos com água destilada. Cada tratamento foi cultivado em quintuplicada, em sacos plásticos com volume útil de 15 L, disposto em bancada de forma inteiramente casualizada (Figura 6) com duração de 12 dias de cultivo.

Figura 6. Unidades experimentais disposta na bancada.



Fonte: autora, 2022.

Para evitar possíveis contaminações, o material utilizado foi desinfetado e/ou esterilizado. Em seguida, as microalgas foram inseridas nos tratamentos com uma Densidade Celular (DC) inicial de $0,150 \pm 0,02$, calculado a partir da absorbância obtida com o auxílio de um espectrofotômetro de modelo UV-M51, utilizado no acompanhamento do desenvolvimento das culturas algais. Diariamente foi realizada a contagem celular com o auxílio de uma câmara de Neubauer.

4.3.3 Parâmetros físico-químicos analisados

Inicialmente, realizou-se a análise do efluente bruto e de suas respectivas diluições de 50% e 75%, além do meio alternativo utilizado no tratamento controle para fins comprobatórios e comparativos entre os tratamentos. Durante o experimento, foram realizadas três análises: no 1º dia, ao 4º dia e no 12º dia de cultivo.

Todas as análises tiveram como base a metodologia indicada no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), sendo os seguintes parâmetros aferidos: Alcalinidade Total (CaCO_3) e Cloreto (Cl^-) por titulometria, Amônia Total (NH_3^- , NH_4^+), Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Fósforo (P), Alumínio (Al), Ferro total (Fe) e Manganês total (Mn) pelo método de Kits de análises de água da Alfakit com leitura realizada em fotocolorímetro de bancada Superfoto Alfakit (Figura 7).

Figura 7. Fotocolorímetro de bancada.



Fonte: autora, 2022.

Já os parâmetros como pH e salinidade foram obtidos com auxílio de um pHmetro de bancada e de um refratômetro portátil, respectivamente. As amostras foram coletadas em tubos Falcon e centrifugadas a 4.000 RPM por 20 minutos para que fosse possível a realização das análises supracitadas com a retirada do sobrenadante.

4.3.4 Parâmetro de rendimento cinético

A partir dos dados obtidos através da contagem celular realizada em câmara de Neubauer, foi calculada a taxa de crescimento (r) e o número de divisões por dia (k) das culturas (LOURENÇO, 2006; OHSE *et al.*, 2008). O parâmetro da taxa de crescimento (r) foi obtido de acordo com a Equação 1 e a divisões por dia (k) de acordo com a Equação 2, descrita por Lourenço (2006):

Equação 1:

$$r = \frac{\text{Log}_N(N_f / N_0)}{\Delta_t}$$

Onde:

r – constante instantânea de crescimento;

N_0 e N_f – Número de células no intervalo inicial e no final do intervalo de tempo analisado;

Δ_t – Intervalo de tempo entre as medidas de números de células, nesse estudo, foi utilizado intervalo de 24h.

Equação 2:

$$k = \frac{\text{Log}_2(N_f / N_0)}{\Delta_t}$$

Onde:

k – constante de crescimento em duplicação por dia (divisões dia);

N_0 e N_f – Número de células no intervalo inicial e no final do intervalo de tempo analisado;

Δ_t – Intervalo de tempo entre as medidas de números de células, neste estudo, foi utilizado intervalo de 24h.

4.3.5 Acompanhamento do Crescimento Algal

Para cada tratamento, os organismos fotossintetizantes foram inoculados inicialmente em Densidade Celular (DC) de $0,150 \pm 0,02$. Diariamente, a curva de crescimento foi acompanhada por densidade óptica em DO_{680nm} , com auxílio de Espectrofotômetro. Em seguida, era realizado a contagem celular com auxílio de uma câmara de Neubauer em todas as unidades experimentais.

4.3.6 Análise estatística

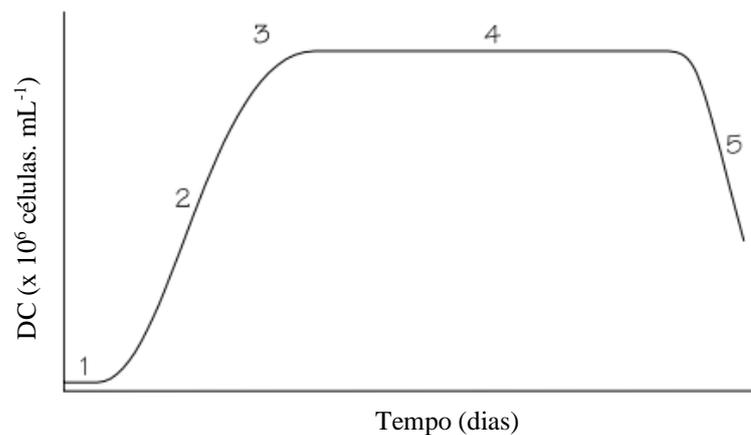
Para verificar a normalidade, aplicou-se o teste de homogeneidade das variâncias. Em seguida, os dados coletados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e, no caso de diferença estatística, foram submetidos ao teste de Tukey para médias ao nível de significância de 5% utilizando o programa BioEstat 5.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Desenvolvimento da microalga *C. vulgaris*

O acompanhamento algal independente da espécie cultivada é realizado pelo acompanhamento da curva de crescimento do cultivo. Como explica Lourenço (2006), a curva de crescimento pode apresentar cinco fases distintas: fase 1 - indução, fase 2 -exponencial, fase 3 - redução, fase 4 - estacionária e fase 5 - declínio, conforme descrito na Figura 8.

Figura 8. Curva de crescimento de uma população algal com as cinco fases de crescimento expressa em densidade celular por dia de cultivo.

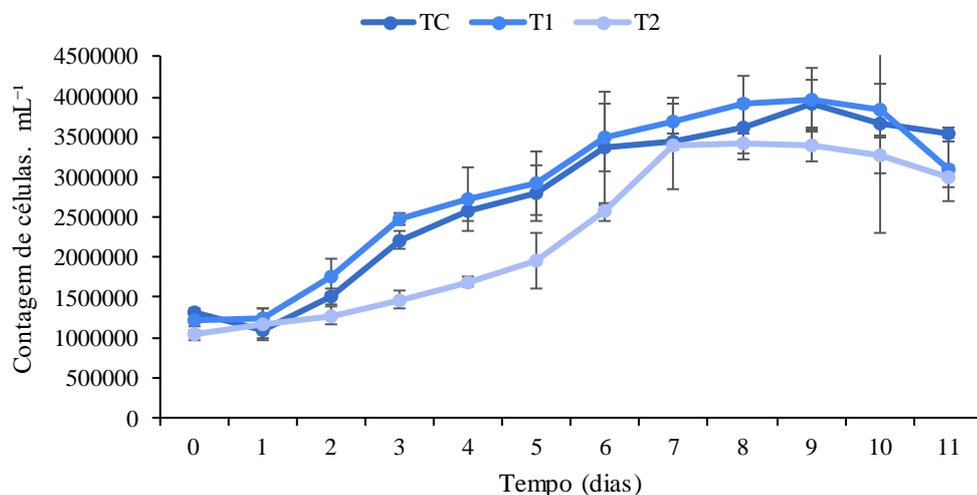


Fonte: Adaptado de FAO (1996, p. 15).

Lopes (2022) descreve que na primeira fase, chamada de indução, ocorre a adaptação das células recém transferidas ao meio de cultura; na segunda fase, as microalgas já aclimatadas ao meio de cultura realizam crescimento exponencial, esse valor pode variar de acordo com a espécie cultivada, e o tempo de duração dessa fase pode variar com a disponibilidade de nutrientes; na terceira fase, ocorre um declínio na taxa de crescimento geralmente ocasionado pela diminuição das concentrações dos nutrientes existentes no meio e pelo aumento na quantidade de células, o que resulta no sombreamento, consequentemente reduz as taxas fotossintéticas; já na fase estacionária, a concentração de nutrientes é reduzida e o crescimento celular se torna estável, a duração dessa fase depende do tipo da espécie algal e das condições de cultivo. Por fim, na quinta e última fase caracteriza-se pela senescência ou morte da grande maioria das células, ocasionada pela redução ou privação completa de nutrientes, aumento na geração de metabólitos, bem como a presença de substâncias que inibem o crescimento algal.

Conforme descrito na Figura 9, os três tratamentos tiveram duração de 12 dias de cultivo. Os tratamentos T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%) apresentaram poucas horas na fase de adaptação ou indução, sendo o TC com maior tempo de indução, perceptível pela ocorrência na redução do número de células em comparativo realizado entre o dia 0 e 1º dia de cultivo. Lourenço (2006) explica que nessa fase podem ocorrer reduções, já que os organismos tendem a se adaptar as novas condições de cultivo, entre eles a concentração de nutrientes, temperatura e pH por exemplo.

Figura 9. Curva de crescimento dos três tratamentos de *C. vulgaris* cultivada em diferente meio de cultura: (TC) Tratamento Controle, T1 (EETA 50%) Efluente diluído em 50% e T2 (EETA 75%) Efluente diluído em 75%.



Fonte: Dados da pesquisa.

Os três tratamentos apresentaram fase iniciais semelhantes, evidencia-se que os três tratamentos entraram na fase *log* (exponencial) até o 2º dia de cultivo. Estudo desenvolvido por Lopes (2022) demonstra que a *C. vulgaris* apresentou tendência de aumento exponencial até o terceiro dia de cultivo, o que corrobora os dados apresentados no presente estudo. Com curva acentuada para TC e T1 (EETA 50%), essas unidades experimentais apresentaram comportamento de crescimento semelhantes, já T2 (EETA 75%) apresentou crescimento contínuo, mas, no que diz respeito a quantidade de células por mL, foi relativamente menor em comparação a TC e T1 (EETA 50%). É possível observar que apenas no 1º e 7º dia de cultivo o T2 (EETA 75%) apresentou crescimento acentuado, aproximando-se em número de células dos outros tratamentos.

Todos os tratamentos tiveram o início da sua fase estacionária entre o 9º e 10º dia de cultivo, em que TC e T1 (EETA 50%) apresentaram maior densidade celular no 9º dia de

cultivo e T2 (EETA 75%) no 9º dia de cultivo. A partir do 10º de cultivo, os tratamentos entraram em fase de declínio, caracterizado pela redução na concentração celular por mL dos cultivos.

Além do acompanhamento das fases de desenvolvimento dos cultivos pelo número de células por mL, Lourenço (2006) afirma que é possível obter, entre outros dados, a taxa de crescimento, bem como a taxa de divisões celular por dia realizada durante o cultivo algal. Deste modo, na Tabela 3 está descrito o número de divisões por dia (k) e a taxa de crescimento (r) dos tratamentos analisados.

Tabela 3. Número de divisões por dia (k) e Taxa de crescimento (r) da *C. vulgaris* em diferentes meios de cultivo: TC – Tratamento Controle; T1(EETA 50%) – Tratamento 1, Efluente Estação de Tratamento de Água 50%; T2 (EETA 75%) - Tratamento 2, Efluente Estação de Tratamento de Água 75%.

Varáveis	Tratamento	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
k	TC	0.247	0.421	0.438	0.350	0.327	0.362	0.309	0.317	0.325	0.281	0.291
	T1 (EETA 50%)	0.310	0.430	0.422	0.330	0.323	0.360	0.319	0.319	0.306	0.291	0.243
	T2 (EETA 75%)	0.335	0.328	0.348	0.346	0.349	0.393	0.398	0.304	0.299	0.290	0.276
r	TC	-0.086	0.145	0.163	0.066	0.036	0.080	0.011	0.022	0.034	-0.030	-0.015
	T1 (EETA 50%)	0.012	0.155	0.146	0.040	0.031	0.077	0.025	0.025	0.007	-0.015	-0.093
	T2 (EETA 75%)	0.047	0.037	0.063	0.060	0.064	0.116	0.121	0.004	-0.003	-0.017	-0.037

Fonte: Dados da pesquisa.

No número de divisões por dia (k) é possível observar que a maior taxa de divisões diária da *C. vulgaris* ocorreu nos primeiros dias de cultivo. Onde a maior taxa de divisões para TC ocorreu no terceiro dia de cultivo, e para T1 (EETA 50%) no segundo dia. O T2 (EETA 75%) apresentou a maior taxa de divisões apenas no 7º dia, o que pode estar relacionado a concentração de efluente no meio de cultivo. Zhang, Ren e Jiang (2021), no cultivo da *Chlorella protothecoides*, obtiveram maiores crescimento algais nos três primeiros dias de cultivo em concentrações de efluentes entre 20 e 40% de diluição, já em efluentes com valores maiores que 60% foi observado crescimento mais lento, com fase de declínio mais rápida, comportamento similar ao encontrado no T2 (EETA 75%). Os autores supõem que possa existir fatores de limitação ou nocividade ao crescimento da microalga mesmo em condições onde a oferta de nutrientes seja favorável ao cultivo.

No que se refere a taxa de crescimento (r) relacionado ao crescimento instantâneo da espécie algal, a maior taxa foi obtida pelo TC, seguido do T1 (EETA 50%). O T2 (EETA 75%) apresentou baixa taxa de crescimento durante os dias de cultivo, entrando na fase de declínio mais rápido a partir do 9º dia de cultivo, indicado pelos valores negativos de r , referente às

reduções na concentração celular. Fernández-Linares *et al.*, (2017) explicam que apesar de utilizar a mesma espécie algal ainda podem ocorrer variações no crescimento da espécie cultivada, e que fatores como luz, pH, temperatura, por exemplo, podem influenciar nas condições de cultivo. Deste modo, o k e o r decrescem durante os dias devido às condições de cultivo, como a redução de nutrientes no meio, sombreamento, acúmulo de metabólitos e senescência.

5.2 Determinação dos parâmetros de qualidade da água

As características físicas e químicas do efluente utilizado neste experimento encontram-se descritos nas Tabelas 4 e 5. Inicialmente, para determinar as concentrações dos compostos existentes no efluente coletado, realizou-se a análise do efluente bruto, conforme descrito na Tabela 3. De acordo com a Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) que regulamenta e dispõe as condições e padrões de lançamento para os diferentes tipos de efluentes, os valores obtidos estão dentro dos limites de lançamento aceitáveis, com exceção para os parâmetros de fósforo e manganês total.

Ao considerar os padrões de enquadramento da Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2011) como possibilidade de reuso indireto, levando em consideração as águas doces de classe 2, aquelas que podem ser destinadas à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, entre outros usos, estabelece para os parâmetros fósforo e manganês limites máximo de lançamentos de $0,030 \text{ mg. L}^{-1} \text{ P}$ e $0,1 \text{ mg. L}^{-1} \text{ Mn}$ respectivamente em ambientes lênticos.

A Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente - COEMA n° 2 (CEARÁ, 2017) estabelece para efluentes oriundos da lavagem dos filtros de ETA, padrões de lançamentos que devem estar em conformidade com os limites apresentados no Art. 14, além do mais em parágrafo único do artigo supracitado determina que esse tipo de efluente deve receber o tratamento e a destinação adequada conforme estabelece o órgão ambiental competente.

Tabela 4. Parâmetros da qualidade de água do Efluente Bruto da ETA.

Parâmetros	Efluente bruto (mg. L ⁻¹)
Alumínio	0,045 ± 0,002
Amônia total	0,098 ± 0,000
Alcalinidade total	102 ± 1,4
Cloro residual livre	0,03 ± 0,002
Cloreto	0,315 ± 0,001
Fósforo	0,388 ± 0,014
Ferro total	0,00
Manganês	0,110 ± 0,004
Nitrato	0,00
Nitrito	0,00
pH	7,6 ± 0,084
Salinidade	0

Fonte: Dados da pesquisa.

Com intuito de aplicar o efluente como meio de cultura, o efluente bruto foi diluído em água destilada nas seguintes concentrações: 50% e 75% de efluente, doravante EETA 50% e EETA 75%. Após a diluição, realizou-se as análises conforme demonstrado na Tabela 5.

Tabela 5. Parâmetros da qualidade de água do Efluente Estação de Tratamento de Água (EETA) diluído em 50% e 75%.

Parâmetros	EETA 50% (mg. L ⁻¹)	EETA 75% (mg. L ⁻¹)
Alumínio	0,015 ± 0,002	0,012 ± 0,001
Amônia total	0,377 ± 0,001	0,658 ± 0,001
Alcalinidade total	58 ± 0,000	81 ± 1,4
Cloro residual livre	0,00	0,00
Cloreto	0,158 ± 0,001	0,236 ± 0,004
Fósforo	0,151 ± 0,002	0,291 ± 0,002
Ferro total	0,048 ± 0,002	0,103 ± 0,001
Manganês	0,019 ± 0,001	0,099 ± 0,002
Nitrato	0,261 ± 0,004	0,608 ± 0,001
Nitrito	0,00	0,034 ± 0,002
pH	7,86 ± 0,007	7,92 ± 0,021
Salinidade	0	0

Fonte: Dados da pesquisa.

Denota-se que concentrações de cloro residual livre foram reduzidas a zero, isso ocorre devido às possíveis interações em reações com outras substâncias, principalmente com matéria

orgânica dissolvida como ressalta Oliveira, Reis e Hoffmann (2021). Já parâmetros como ferro total, nitrato e nitrito apresentaram concentrações que anteriormente não tinham sido detectadas na análise do efluente bruto. Esteves (1998) explica que o nitrogênio pode estar presente em ambientes aquáticos sob diversas formas, dentre elas orgânicas e inorgânicas, o que justifica as concentrações de nitrato e nitrito detectadas no efluente diluído.

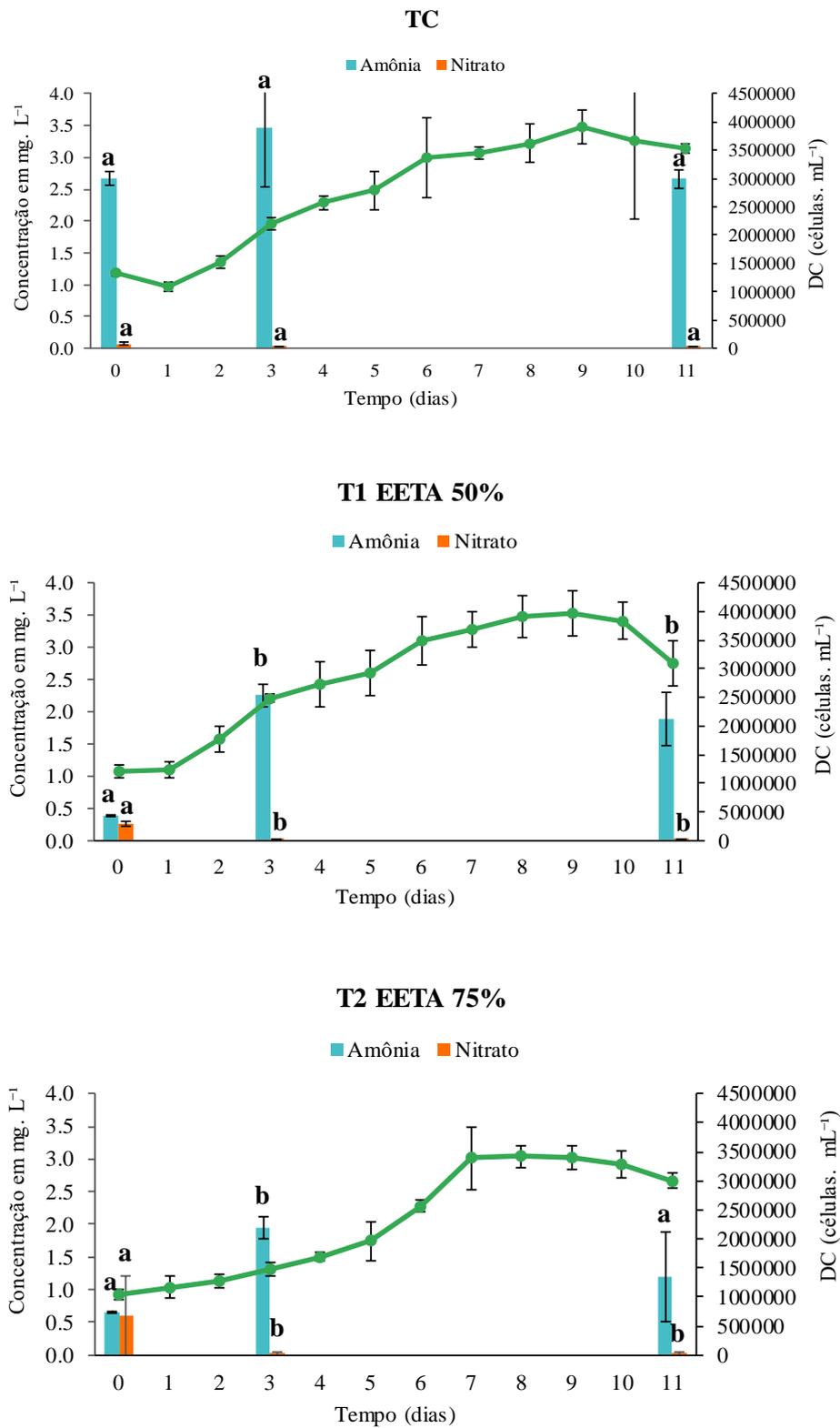
Em relação aos compostos nitrogenados possivelmente encontravam-se em sua forma orgânica que pode estar na forma particulado e dissolvido (ALVES *et al.*, 2018). Entre as principais fontes de nitrogênio orgânico, a morte celular de organismos existentes no ambiente e a decomposição de matéria orgânica são listados (BARROS, 2008; ESTEVES, 1998). Os valores presentes na Tabela 4 descrevem as médias para os parâmetros analisados do efluente diluído com os respectivos desvios padrão, os mesmos podem ser explicados devido ao processo de esterilização que por reação térmica resultou na morte de organismos e quebra de moléculas, derivando assim concentrações de compostos.

No que diz respeito ao parâmetro ferro total, possivelmente estava complexado com o fósforo, impossibilitando sua leitura anteriormente. Autores como Esteves (1998), Barroso e Nahas (2008) explicam que íons de fosfato tendem a estar adsorvidos, ou seja, ligado a outros compostos, entre eles o ferro. O ferro pode apresentar-se no meio na sua forma de íon de Fe^{3+} (insolúvel no meio em pH maiores que 3,0) que pode adsorver fosfatos, sendo possível sua identificação somente após a diluição e elevação da temperatura, como no processo de esterilização, tornando-o assim disponível.

As amostras diluídas analisadas foram utilizadas como meio de cultura. Durante os 12 dias de cultivos foi possível a realização de três análises. A primeira análise, realizada no 1º dia de cultivo, a segunda no 4º dia de cultivo e a terceira no 12º e último dia de cultivo, sendo obtido os resultados demonstrados a seguir:

Na Figura 10 estão descritos os resultados obtidos para amônia, nitrato e a curva de crescimento algal nas respectivas unidades experimentais: TC, T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%). As concentrações de nitrito não foram citadas no gráfico, já que somente o T2 (EETA 75%) inicialmente apresentava concentração de $0,034 \text{ mg. L}^{-1}$ de NO_2^- , sendo reduzido a zero nos primeiros dias de cultivo. Carneiro, Rebelato e Abreu (2020) evidenciam que as microalgas são capazes de absorver o nitrito e transformá-lo em amônia no meio intracelular.

Figura 10. Média das concentrações de Amônia Total e Nitrato em mg. L⁻¹ nos cultivos experimentais e a curva de crescimento algal.



Fonte: Dados da pesquisa.

*Letras diferentes na respectiva coluna mostram diferença significativa nas concentrações de amônia e nitrato durante os 12 dias de cultivo (n=5).

Além do mais, Esteves (1998) salienta que em ambientes aeróbicos as concentrações de nitrito geralmente são mínimas. Vale ressaltar que todos os cultivos possuíam aeração para movimentação algal, além do mais as microalgas são organismos fotossintetizantes, ou seja, produzem seu próprio oxigênio, portanto o ambiente de cultivo possuía características aeróbicas.

As concentrações de amônia total, em todos os três tratamentos inclusive no tratamento controle apresentaram aumento significativo. Isso pode ser explicado devido à ausência de bactérias nitrificantes no meio, impossibilitando as transformações da amônia em nitrito e posteriormente em nitrato, já que o efluente passou por processo de esterilização, tornando-o isento de outros microrganismos. Além disso, a microalga *Chlorella vulgaris*, assim como outras algas fitoplanctônicas, preferem a amônia como fonte nitrogenada (ESTEVES, 1998) já que metabolicamente é mais viável, gerando menores gastos energéticos pelas células (REYNOLDS, 2006).

À medida que a densidade celular nos cultivos aumenta, as concentrações de amônia são reduzidas. No início do cultivo, todos os tratamentos: TC, T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%) apresentaram diferença estatística. Essa diferença entre os tratamentos pode estar relacionada a composição do meio de cultivo utilizado no tratamento controle, já para T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%) pode ser explicada devido a variação nas concentrações do efluente aplicada; na análise intermediária, o Tratamento Controle (TC) apresentou diferença estatística em relação ao T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%), não ocorrendo diferença entre as médias de T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%); na análise realizada no 12º dia de cultivo, as concentrações de amônia no TC não diferiram estatisticamente do T1 (EETA 50%), mas apresenta diferença em relação ao T2 (EETA 75%), contudo as concentrações de amônia foram reduzidas nos três tratamentos.

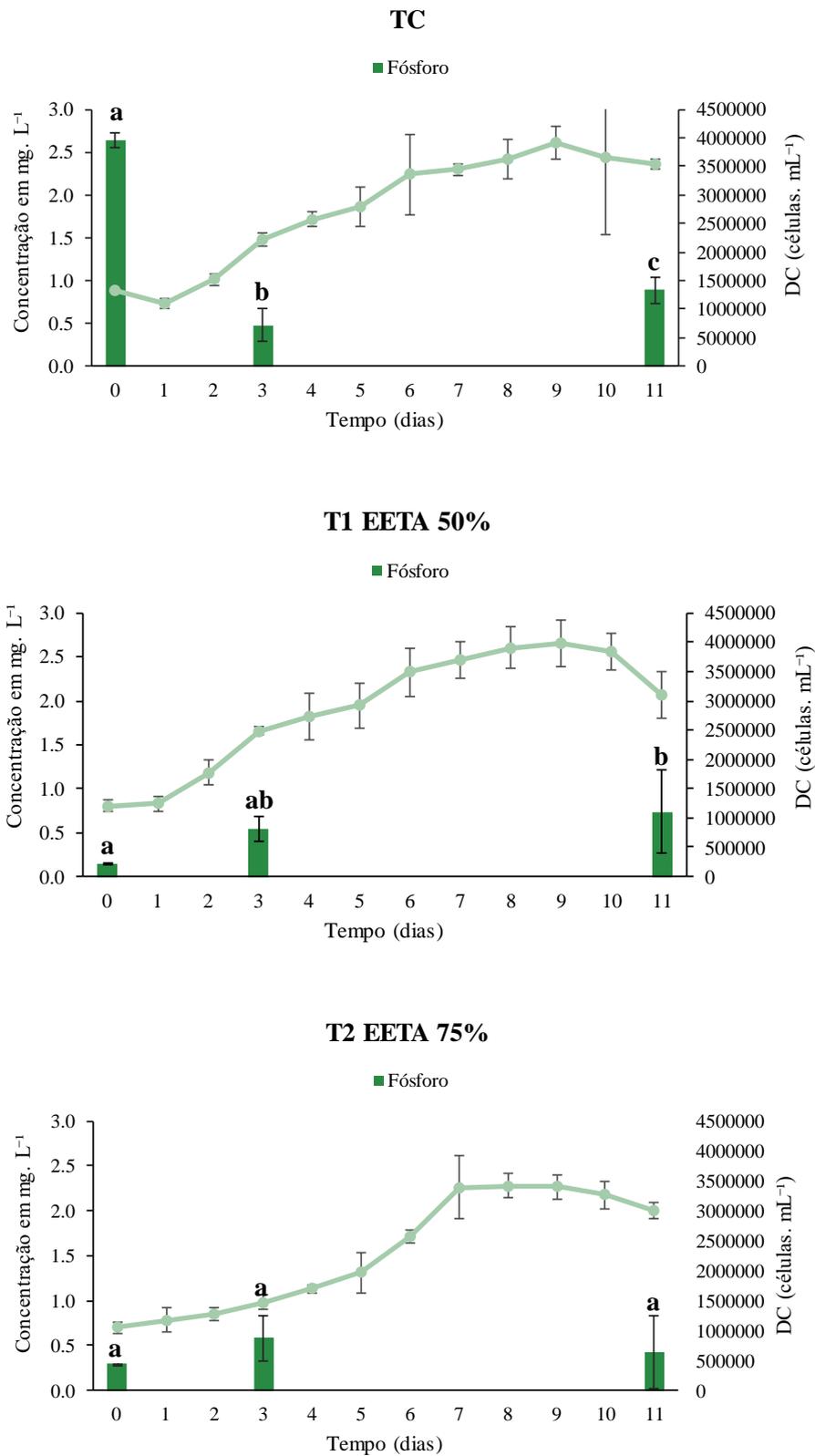
Santos *et al.* (2022), ao cultivar a *C. vulgaris* em efluente doméstico tratado, observou que ocorreu aumento nas concentrações de amônia no tratamento controle, o que corrobora os resultados obtidos no presente estudo. Em ambos os cultivos, inclusive no tratamento controle, houve aumento significativo de amônia em mg. L⁻¹, podendo ser observado que a partir do 4º dia de cultivo ocorreram reduções nas concentrações máximas atingidas. Apesar do aumento nas concentrações de amônia total, os valores finais obtidos neste estudo se enquadram nos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430 (BRASIL, 2011) que estabelece limites de lançamento máximo para o nitrogênio amoniacal de 20 mg. L⁻¹ N. Sendo assim, pode ser afirmado que nos três tratamentos analisados a *C. vulgaris* utilizou a amônia como fonte nitrogenada.

Em relação ao nitrato, houve remoção de 100% deste composto em todos os tratamentos, já que o nitrato também é uma forma assimilável pelo microalgas (SÁ FILHO, 2022), sendo absorvido logo nos primeiros dias de cultivo. No que se refere à análise estatística, as concentrações obtidas no Tratamento Controle não apresentaram diferença estatística entre si; já para T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%) ambos apresentaram diferença estatística entre as análises durante os cultivos, alcançando a remoção completa do nitrogênio na forma de nitrato existente no meio. Em pesquisa desenvolvida por Santos *et al.* (2022), os autores observaram que primeiramente houve a absorção do nitrogênio na forma de nitrato e por seguinte as microalgas utilizaram a amônia como fonte nitrogenada.

No que diz respeito à remoção de nitrato, as microalgas têm se mostrado excelentes agentes biorremediadoras, Sá Filho (2022), ao utilizar *Tetradismus* sp. na remediação de água subterrânea contaminada por compostos nitrogenados, obteve remoções de nitrato em até 100% em concentrações iniciais de 50 - 400 mg. L⁻¹, concentrações bem superiores ao encontrado no presente estudo. Autores como Vazirzadeh *et al.* (2021), Silva e Sforza (2016) ao utilizarem a microalga *Chlorella vulgaris* em concentrações iniciais de 2,322 mg. L⁻¹ e 450 mg. L⁻¹ obtiveram remoções de nitrato em 85% e 92%, respectivamente. Estes resultados demonstram a alta capacidade de remoção do nitrato pela microalga *C. vulgaris*.

No que corresponde a absorção de fósforo, na Figura 11, está descrito o comportamento do fósforo em correlação a curva de crescimento algal no presente estudo. O fósforo é um nutriente indispensável no cultivo algal, considerado crucial para o desenvolvimento das espécies (LOURENÇO, 2006; LIMA, 2021). Ao avaliar a influência do fósforo no cultivo da microalga *Chlorella sorokiniana*, Lima (2021) pôde concluir que esse nutriente é fator limitante e que concentrações muito pequenas podem interferir no crescimento dessa espécie.

Figura 11. Concentração de Fósforo Total em mg. L^{-1} nos cultivos experimentais e o comportamento do crescimento algal.



Fonte: Dados da pesquisa.

*Letras diferentes na respectiva coluna mostram diferença significativa nas concentrações de fósforo total durante os 12 dias de cultivo ($n=5$).

No presente trabalho, as concentrações iniciais de fósforo foram as seguintes: 2,644, 0,151 e 0,291 mg. L⁻¹ para o TC, T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%), respectivamente. A maior concentração de fósforo encontrava-se inicialmente no Tratamento Controle, possivelmente devido ao meio utilizado, já que em sua composição um dos principais nutrientes é o fosfato mineral. As concentrações detectadas no efluente bruto eram inferiores em comparação ao TC, isso pode estar relacionado ao tipo de água bruta. De acordo com o Ministério da Saúde, a qualidade da água pode variar de acordo com a sazonalidade da época, o regime de chuvas de coleta da amostra (BRASIL, 2014), o tempo de permanência do efluente no reservatório de decantação, bem como a disponibilidade do fósforo em si.

No que se refere a disponibilidade do fósforo, Esteves (1998) afirma que, entre os vários fatores que podem interferir na imobilização do fósforo, o ferro apresenta contribuição significativa, uma vez que existe pré-disposição do fósforo em ligar-se a metais como ferro. Esse fato pode explicar o aumento nas concentrações de fósforo detectadas no decorrer das análises, pois, após a diluição e o tratamento térmico, o fósforo e o ferro provavelmente se separaram, tornando possível a leitura de ambos.

Para as concentrações iniciais de fósforo, apenas no TC houve redução das concentrações observada no 4º dia de cultivo. Esse fato pode ser explicado devido as células de *Chlorella vulgaris* já serem aclimatadas ao meio alternativo, não necessitando de maiores períodos de adaptação. As células inoculadas podem dar início de forma imediata ao crescimento celular (LOURENÇO, 2006), ocorrendo, desse modo, o consumo do fósforo necessário para seu desenvolvimento. No Tratamento Controle, as concentrações diferem estatisticamente entre si, T1 (EETA 50%) apresentam diferença estatística entre a 2º (a) a 3º (b) análise, e T2 (EETA 75%) não apresenta diferença significativa.

Para o T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%), ao realizar a análise comparativa entre o 1º dia e o 4º dia de cultivo, verificou-se aumento nas concentrações de fósforo. No T1 (EETA 50%), teve um aumento de 0,388 mg. L⁻¹ e no T2 (EETA 75%) um aumento de 0,292 mg. L⁻¹, ambos sem diferença estatística entre si. Para o T1 (EETA 50%), houve diferença significativa entre a 1º e a última análise, já para T2 (EETA 75%) apesar do aumento no 4º dia de cultivo não houve diferença significativa entre a 4º e a última análise. Esse aumento pode estar relacionado à disponibilidade do nutriente no meio de cultivo. Segundo Euclides (2013), as microalgas podem se desenvolver tanto em situações de abundância quanto em escassez desse nutriente, em que as taxas necessárias para seu desenvolvimento são de aproximadamente 1% de sua biomassa seca.

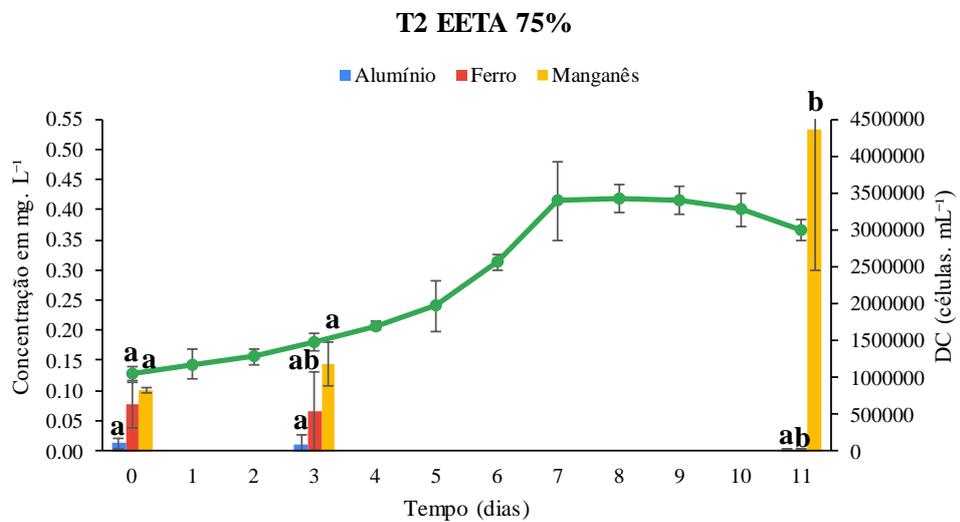
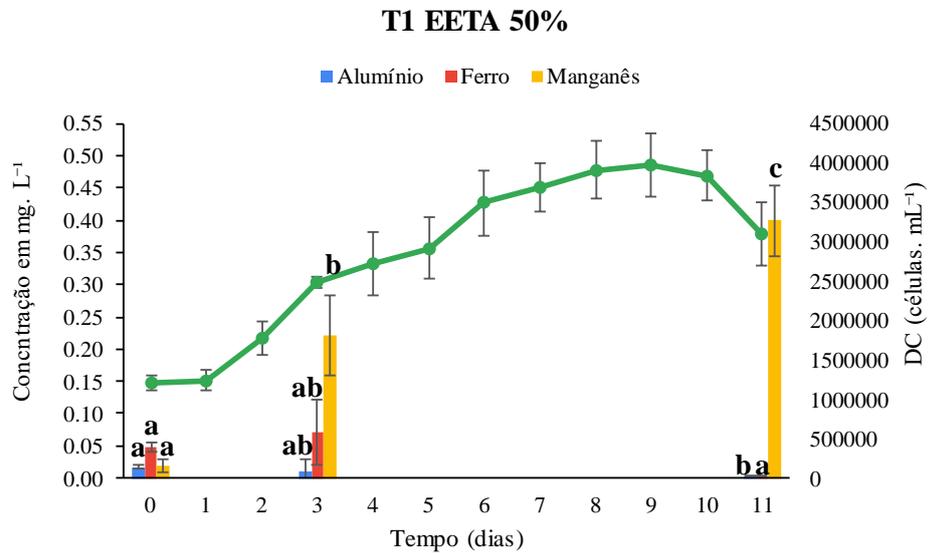
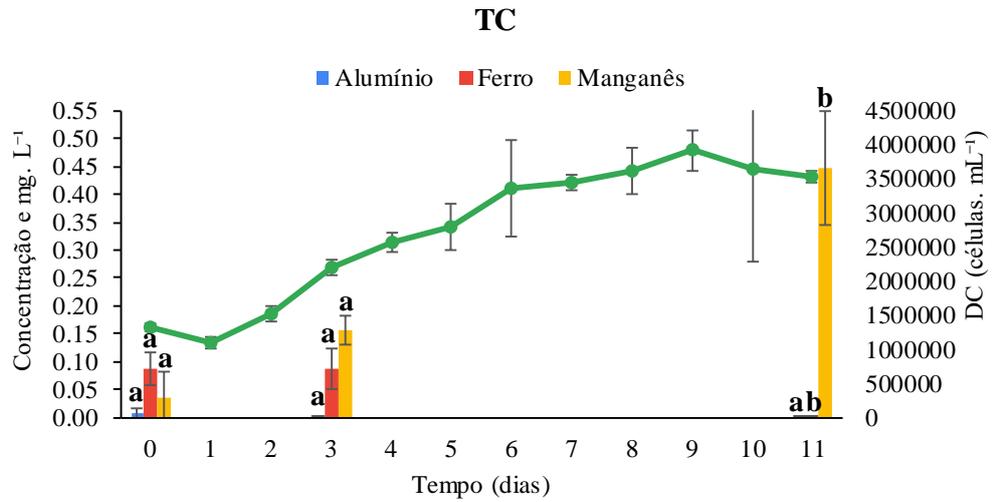
Essas variações nas concentrações de fósforo durante o experimento podem estar associadas à: capacidade que as microalgas possuem de absorver concentrações maiores do que as requeridas para o seu uso metabólico, quando o meio apresenta grandes concentrações de fósforo disponível, ou quando há a ocorrência da morte celular de organismos (EUCLIDES, 2013; LOURENÇO, 2006).

Ao observar a curva de crescimento algal nos tratamentos, denota-se que à medida que o fósforo é consumido pela microalga, as concentrações de fósforo são reduzidas mesmo que em concentrações bem pequenas. Isso pode ser explicado por Tango (2015), que ressalta que as microalgas podem absorver até 16 vezes mais fósforo, chamado de metabolismo ou consumo de luxo, como forma de reserva para multiplicação celular, o que provavelmente ocorreu no TC. Esteves (1998) ao descrever as etapas do ciclo do fósforo salienta que uma parte do fosfato existente na biomassa algal pode ser liberado para o meio através da morte celular, o que justificaria o aumento detectado no 12º dia de cultivo no TC e no T1 (EETA 50%); já a redução desse nutriente no T2 (EETA 75%), pode estar relacionado ao consumo do fosfato em suas funções metabólicas.

Lourenço (2006) explica que a maioria dos cultivos apresentam fase de transição, essa fase por sua vez, apresenta como característica principal a redução nas concentrações de nutrientes que geralmente pode ser confundida com a fase exponencial ou estacionária de cultivo, o que pode explicar as reduções nas concentrações de fósforo no T2 (EETA 75%).

Nas águas residuárias das Estações de Tratamento é comum encontrar concentrações mesmo que mínimas de metais como Alumínio, Manganês e Ferro (BRASIL, 2014). Uma alternativa biológica de tratamento são as microalgas, conhecidas por sua capacidade de absorver compostos preexistentes no ambiente, dentre eles os metais. Na Figura 12, podemos observar a média das concentrações dos metais alumínio, manganês e ferro analisados no presente estudo seguidos da curva de crescimento algal de cada tratamento.

Figura 12. Média das concentrações de Alumínio, Ferro e Manganês em mg. L^{-1} e o comportamento algal.



Fonte: Dados da pesquisa.

*Letras diferentes na respectiva coluna mostram diferença significativa nas concentrações de alumínio, ferro total e manganês durante os 12 dias de cultivo (n=5).

De forma biológica, nos organismos vivos como as algas, o ferro é um metal muito importante em diversas atividades celulares, entre eles podemos citar: respiração, redução de compostos nitrogenados, além de ser essencial no funcionamento de diversas enzimas. Assim como outros compostos, o ferro pode apresentar-se de diferentes formas no meio, sendo o ferro Fe^{2+} mais solúvel, tornando-o assimilável pelos organismos (LOURENÇO, 2006).

No referido estudo, as concentrações de ferro total presentes nos tratamentos auxiliaram na absorção do fósforo, já que esse elemento está presente na composição da enzima ferredoxina, que é fundamental no processo de fotofosforilação (HELENO *et al.* 2021). No presente trabalho, a microalga *Chlorella vulgaris* absorveu as concentrações de ferro em 100%, apresentando diferença estatística entre as três análises de remoção em cada tratamento.

Helena *et al.* (2021), ao avaliarem a disponibilidade do aumento do ferro no sequestro de carbono pela microalga *Tetraselmis chuii*, concluíram que houve aumento no crescimento celular. Por participar de muitas atividades metabólicas, os autores afirmam que o ferro é essencial para impulsionar a fotossíntese e, conseqüentemente, na absorção de C inorgânico. Desta maneira, as concentrações de ferro existentes no presente trabalho, possivelmente, foram absorvidas por auxiliarem no desenvolvimento celular e absorção de carbono pelas células algais.

Os metais alumínio, manganês e ferro analisados se encontravam dentro dos limites exigidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) pra águas de classe 3, considerando em termos de reuso não potável indireto, destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras entre outros usos. Silva (2006) ressalta que, mesmo que as concentrações de metais estejam em conformidade com a legislação, se faz necessário a redução desses compostos, uma vez que são acumulativos, além de causarem efeitos tóxicos em plantas, animais e seres humanos a longo prazo.

Apesar do efluente da ETA do presente estudo possuir concentrações bem abaixo do estabelecido na Resolução 357/2005 do CONAMA, esse efluente é descartado diariamente em um terreno localizado próximo à estação, sendo utilizado para irrigação de árvores frutíferas e forrageiras, podendo acumular-se no solo, o que justifica a verificação desses parâmetros.

Ao cultivar a *C. vulgaris* em efluente hidropônico, Silva (2006) constatou que a microalga foi capaz de remover 52% das concentrações de cobre, 85,22% das concentrações de Ferro, 79,54% das concentrações de Manganês e 60,91% das concentrações de Zinco durante

7 dias de cultivo, sendo comprovado o potencial da microalga no processo de bioacumulação de metais em sua parede celular.

No presente trabalho, as concentrações de alumínio se encontravam dentro dos limites permitidos na Resolução 357 do CONAMA, que estabelece limites de até 0,2 mg. L⁻¹ de Al para águas de classe 3. No Tratamento Controle, as microalgas reduziram as concentrações de alumínio no 4º dia de cultivo em 100%, para o T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%). Nesse mesmo período as reduções foram de 0,006 e 0,002 mg. L⁻¹ respectivamente, tendo sua absorção completa (100%) no 12º de cultivo. As concentrações de alumínio não apresentaram diferenças significativas entre si, mas em todos os tratamentos as remoções foram de 100%.

Ottonelli (2013), ao avaliar o potencial de biorremoxção de metais pela microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*, concluiu que essa apresentou alta capacidade de assimilação de metais, dentre eles ferro e alumínio, apresentando maior taxa de crescimento quando os metais se encontravam associados, além de elevado potencial de assimilação desses compostos, o que torna as microalgas, de modo geral, excelentes biorremediadoras.

Para o parâmetro manganês total (Mn), os valores inicialmente e ao final do cultivo apresentaram-se dentro dos limites de 0,5 mg. L⁻¹ Mn indicados na Resolução 357/2005 para águas de classe 3. Lourenço (2006) explica que o manganês é um micronutriente e assim como o ferro participa de várias ações enzimáticas como co-fator, responsável, por exemplo, na reparação das estruturas das membranas dos cloroplastos, entre outras funções, mas que, diferente do ferro, é necessário em concentrações menores.

Vale destacar que o manganês assim como o ferro pode estar na forma oxidada e/ou reduzida (ESTEVES, 1998) em meio aquoso. Cândido (2018), ao avaliar a remoção de íons de manganês pela *C. vulgaris*, explica que uma das formas assimiláveis por algas e bactérias é na forma de íon Mn (II), por ser estável. O autor identificou que a microalga foi capaz de absorver em 100% dos 50mg. L⁻¹ de Mn (II) presente no meio de cultura, evidenciando que a *C. vulgaris* tem potencial no uso da biorremoxção de águas contaminadas com íons de manganês.

Ainda na Figura 12, é possível observar que o Mn apresentou aumento em suas concentrações no decorrer dos 12 dias de cultivo em todos os tratamentos. Durante o cultivo, a 1º e a 2º análise apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, sendo que na última análise a diferença não foi significativa entre os três tratamentos. Inicialmente, suas concentrações era de 0,037, 0,019 e 0,099 mg. L⁻¹ para TC, T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%) atingindo ao final do experimento valores de 0,446, 0,400 e 0,532 mg. L⁻¹ respectivamente. Este aumento nas concentrações de Mn pode estar relacionado a sua disponibilidade.

A microalga *C. vulgaris* possui boa remoção para os íons de manganês na sua forma oxidada Mn (II), como afirma Cândido (2018). As análises realizadas durante o experimento indicavam que as concentrações totais desse metal possivelmente encontravam-se em outras formas não assimiláveis pela microalga *C. vulgaris*. Moruzzi e Reali (2012) salientam que o pH influencia diretamente nas transformações cinéticas do Mn. A depender da variação de pH, o manganês pode estar na forma solúvel ou insolúvel, ou seja, assimilável ou não pelos microrganismos e, este fato pode explicar o aumento nas concentrações de Mn. Além disso, as microalgas necessitam de Mn em concentrações menores, quando comparadas ao ferro, tornando a absorção do ferro mais propícia a esses organismos.

Para o parâmetro manganês houve diferença estatística intra tratamentos. Apesar de haver diferença, não ocorreram reduções das concentrações durante os cultivos. Gouzinis *et al.* (1998), ao avaliarem a remoção de manganês pelo processo de oxidação realizado em filtro biológico com o intuito de remover concentrações de amônia, ferro e manganês de forma simultânea, concluíram que o manganês pode ser removido pela oxidação química e biológica. Além disso, as altas concentrações de amônia interferem na remoção do manganês e que reduções consideráveis nas concentrações de manganês foram observadas após longo tempo de retenção no filtro. Ademais, as concentrações de ferro afetaram negativamente as remoções de amônia e manganês.

De acordo com Water Research Australia (2013 *apud* CÂNDIDO, 2018), o manganês pode apresentar-se em diferentes formas, ou seja, diferentes estados de oxidação, tendo as formas II, IV e VII de relevância biológica. As formas de Mn +3 e Mn +4 são insolúveis, porém detectadas nas análises de água. Autores como Moruzzi, Reali (2012) e Cândido (2018) explicam que a transformação de Mn (II) em Mn (IV) pelo processo de oxidação é muito lenta, principalmente em pH menores que 9,5.

A solubilidade do manganês é dependente diretamente do pH (BRASIL, 2014). O pH das culturas algais ao término do experimento apresentava as seguintes médias: 8,41, 7,40 e 7,47 para TC, T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%), respectivamente. Considerando a pesquisa de Cândido (2018) que somente conseguiu reduções de Mn (II), forma absorvível pela *C. vulgaris*, em pH maiores que 8,0, entendemos que a não ocorrência de remoção do Mn no presente trabalho se deve, possivelmente, ao baixo potencial Hidrogeônico (pH), que inibiram o processo de oxidação e absorção pelas algas.

6 CONCLUSÃO

Em vista dos argumentos apresentados, é possível afirmar que o efluente da Estação de Tratamento de Água do Distrito de Santa Tereza pode ser reutilizado no cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* como meio de cultura. A espécie utilizada apresentou boa taxa de crescimento algal quando cultivada em 50% de efluente T1 (EETA 50%), quando comparada ao tratamento que continha 75% de diluição T2 (EETA 75%).

A microalga *C. vulgaris* foi capaz de se desenvolver no efluente e absorver 100% das concentrações de nitrato, e dos seguintes metais: alumínio e ferro, em ambos os tratamentos T1 (EETA 50%) e T2 (EETA 75%). Apesar das concentrações estarem dentro dos padrões de lançamento para efluentes descritos na Resolução 430 (BRASIL, 2011), a absorção desses compostos se faz importante visto a capacidade de acumulação dos mesmos no solo. Além da reutilização da água residuária em atividades de reuso indireto, a utilização da microalga *C. vulgaris* pode auxiliar na redução dos impactos gerados pelo lançamento desses compostos no solo, os quais podem ocasionar danos ao solo a médio e longo prazo.

Por todos os aspectos observados na presente pesquisa, sugere-se a realização de novos estudos, como a análise detalhada do solo do ambiente receptor do efluente, bem como a realização de novos experimentos com concentrações diferentes de efluentes, além de um estudo de viabilidade econômica de um possível sistema de reintegração da água residuária ao sistema convencional após o tratamento biológico com intuito de reduzir desperdícios e minimizar as concentrações de efluentes geradas.

REFERÊNCIAS

- ABREU, P. C. Produção de microalgas marinhas e o conceito de biorrefinaria. *In*: THOMPSON, F.; THOMPSON, C. **Biotecnologia Marinha**. Rio Grande: Ed. FURG, 2020. p. 435-447.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004**: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71p.
- ACEBU, P. I. G.; LUNA, M. D. G. de; CHEN, C.Y.;ABARCA, R. R. M.; CHEN, J. H.; CHANG, J. S. Bioethanol production from *Chlorella vulgaris* ESP-31 grown in unsterilized swine wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l], v. 352, p. 127086, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127086>. Acesso em: 8 abr. 2022.
- ÁGUAS DO BRASIL. **SISAR - Saneamento Rural brasileiro**. [s. l]: Águas do Brasil, 2017. Disponível em: <https://aguasdobrasil.org/artigo/sisar/> Acesso em: 10 fev. 2022.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM. M. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**, [s. l], v. 35, p. 950-955, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878029616301773>. Acesso em: 9 mar. 2022.
- ALVES, C. F.; BORTOLUCI, C. B. C.; OLIVEIRA, E. P.; PIZZO, M. M.; RODRIGUEZ, R. P. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias: uma revisão dos processos convencionais aos processos modernos. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, [s. l], v. 9, n. 3, p. 174-187, 2018. DOI <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.003.0015>.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Plano Nacional de Segurança Hídrica**. Brasília: ANA, 2019. 112 p. ISBN: 978-85-8210-059-2.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. Brasília, DF: ANA, 2021. 332 p. ISBN: 978-65-88101-19-3.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Usos da água**. Brasília, DF: ANA, c2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/ usos-da-agua>. Acesso em: 1 fev. 2022.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Monitor de Secas**: Monitor de Secas Dezembro/2022, Ceará. mapa elaborado em: 18 janeiro de 2023. Disponível em: <https://monitordesecas.ana.gov.br/mapa?mes=12&ano=2022> Acesso em: 10 fev. 2023.
- ANSILAGO, M.; OTTONELLI, F.; CARVALHO, E. M. Cultivo da microalga *Pseudokirchneriella subcapitata* em escala de bancada utilizando meio contaminado com metais pesados. **Eng Sanit Ambient**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 603-608, jul/set 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/Kqb9cvRbzTcH59MFq7YCWfk/?lang=pt>. Acesso em: 8 mar. 2022.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. Washington: SC, 2012.

ARAÚJO, J. A. F. de; JUSTA, I. R. P. M. da; CASTRO, M. P. S.; SANTOS, S. H. L. dos; PEREIRA, R. F.; ANDRADE, P. N. de; FERNANDES, W. de S.; ARAÚJO, F. T. de V.; OLIVEIRA, C. B. Z. de. Caracterização das águas de lavagem dos filtros de uma estação de tratamento de água: estudo de caso na ETA, Gavião- CE. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XXIII.*, 2019, Foz do Iguaçu – PR. **Anais do Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, XXIII.** Foz do Iguaçu, PR: [s. n.], 2019.

ARAÚJO, M. H. de. **Desigualdade e pobreza no Ceará: o caso do projeto São José**. 2003. 168 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/16858> Acesso em: 30 jan. 2023.

BARROS, F. M. **The nitrogen and phosphorus dynamics and the trophic state in waters of the Turvo Sujo river**. 2008. 193 f. Tese (Doutorado em Construções Rurais e Ambiente; Energia na agricultura; Mecanização agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008. Disponível em: <http://locus.ufv.br/handle/123456789/643>. Acesso em: 27 dez. 2022.

BARROSO, C. B.; NAHAS, E. Solubilização do fosfato de ferro em meio de cultura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l], v. 43, n. 4, p. 529-535, 2008. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/3559>. Acesso em: 15 jan. 2023.

BEIJERINCK, M. W. Culturversuche mit Zoochlorellen, Lichenengonidien und anderen niederen Algen. **Botanische Zeitung**, [s. l], n. 47, p. 757-785, 1890.

BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2006. 502 p. ISBN 85-7656-064-X.

BILOTTA, P. **Estudo comparativo da ação do ozônio e radiação UV na desinfecção de esgoto sanitário**. 2000. 96 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 2000.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Brasília, DF: Presidência da República, [2022]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 3 fev. 2022.

BRASIL. **Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. Brasília, DF: Presidência da República, 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19984.htm. Acesso em 26 jan. 2022.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 16 jan. 2022.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a

Resolução nº 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama Brasília, DF, Brasil: Diário Oficial da União, 16 de maio, 2011.

BRASIL. **Decreto nº 7. 217, de 21 de junho de 2010.** Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7217.htm. Acesso em: 29 jan. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Conselho Nacional de Recursos Hídricos, CNRH. **Resolução nº 54**, de 28 de novembro de 2005. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2005. Disponível em: <https://cnrh.mdr.gov.br/reuso-de-agua-recursos-hidricos> Acesso em: 1 mar. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Boas práticas no abastecimento de água:** procedimentos para a minimização de riscos à saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 252 p. Disponível em: https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/boas_praticas_agua.pdf. Acesso em: 20 fev. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde / Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021.** Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2021. 29 p. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562> Acesso em 20 fev. 2023.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.** Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2011. Disponível em: https://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html Acesso em: 2 fev. 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Brasília, DF: Funasa, 2014. 112 p. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38937/Manual+de+controle+da+qualidade+da+%C3%A1gua+para+t%C3%A9cnicos+que+trabalham+em+ETAS+2014.pdf/85bbdbc-8cd2-4157-940b-90b5c5bcfc87>. Acesso em: 5 fev. 2023.

BURITI, C. O. **Imaginário social, semiárido e representações da natureza na obra Vidas Secas:** Interfaces entre literatura, ambiente e história. 2010. Dissertação (Mestrado em História). Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2010.

BURITI, C. O.; BARBOSA, H. A. **Um século de secas:** por que as políticas hídricas não transformam o Semiárido brasileiro? 1. ed. São Paulo: Chiado Books, 2018. 432 p. ISBN: 978-989-52-1731-1.

CAESB. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. **Como a Água é Tratada.** [Brasília, DF]: CAESB, c2022. Disponível em: <https://www.caesb.df.gov.br/como-a-agua-e-tratada.html>. Acesso em 9 fev. 2022.

CAGECE. Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará. **Quem somos/história**. [Ceará]: CAGECE, c2022. Disponível em: <https://www.cagece.com.br/quem-somos/historia/>. Acesso em 11 fev. 2022.

CAMERON, H.; MATA, M. T.; RIQUELME, C. The effect of heavy metals on the viability of *Tetraselmis marina* AC16-MESO and an evaluation of the potential use of this microalga in bioremediation. **PeerJ**, [s. l], 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.5295>. Acesso em: 09 mai. 2022.

CÂNDIDO, G. C. **Remoção de íons manganês (Mn (II)) utilizando a microalga *Chlorella vulgaris***. 2018. 70 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Núcleo de Pesquisas e Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2018. Disponível em: <http://www.repositorio.ufop.br/jspui/handle/123456789/10617>. Acesso em: 10 jan. 2023.

CARNEIRO, M.; REBELATO, M. M.; ABREU, P. C. Excreção de nitrito pela microalga *Conticribra weissflogii* em elevadas concentrações de nitrato e amônia no meio. *In: Simpósio Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, 5., 2013, Bagé, RS. **Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão**. Bagé, 2020. Disponível em: <https://periodicos.unipampa.edu.br/index.php/SIEPE/article/view/66251>. Acesso em: 3 jan. 2023.

CARVALHO, I. P. P. de S.; OLIVEIRA, S. S. de; SILVA, C. F. Uso da microalga *Chlorella vulgaris* no tratamento de efluentes industriais. *In: ISTI/SIMTEC*, 10., 2019, Aracaju, SE. **Anais do ISTI/SIMTEC**. Aracaju, SE: ISTI/SIMTEC, 2019. p. 1092-1098. ISSN 2318-3403. Disponível em: 10.7198/S2318-3403201900011034. Acesso em: 25 jan. 2023.

CARVALHO, L. A. M.; POMPEI, C. M. E.; BOLZANI, H. R.; SILVA, G. H. R. da. Monitoramento da biomassa e da comunidade de microalgas e cianobactérias nativas de esgoto de alta carga em fotobiorreator do tipo flat panel. **Environmental Science & Technology Innovation**, Bauru, v.1, n. 1, p. 13-30, jun. 2022.

CASTRO, A. A.; KONRAD, O.; MARDER, M.; FILHO, M. G. Cultivo de microalgas para tratamento de águas residuais: revisão de literatura. **Revista GEAMA**, Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology, [s. l.], v. 6, n. 2. p. 60-71, ago. 2020. ISSN 2447 - 0740. Disponível em: <https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/3346/482483747>. Acesso em: 2 dez. 2022.

CAVALCANTI, D. de L. **Potencial biotecnológico de *Chlorella vulgaris*: aplicação em biocélulas a combustível fotossintética, produção de energia e sequestro de CO₂**. 2016. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

CAVALHEIRO, F. N. **Metodologia para investigação de colmatção de filtros de barragem de terra – estudo piloto**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil). Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Toledo, PR, 2018. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/24030/1/colmatacaofiltrosbarragemterra.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2022.

CHAI, W. S.; TAN, W. G.; MUNAWAROH, H. S. H.; GUPTA, V. K.; HO, Shih-Hsin; SHOW, P. L. Multifaceted roles of microalgae in the application of wastewater biotreatment: a review. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 269, p. 116236, 2021. ISSN 0269-7491 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116236>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120369256>. Acesso em: 12 maio 2022.

CIDRACK, D. S.; OLIVEIRA, A. C. M.; MOREIRA, A. M. R.; LIMA, J. A. P. Recirculação das águas de lavagens dos filtros da Estação de Tratamento de Água – ETA Gavião, que abastece Fortaleza – CE e região metropolitana. In: CONGRESSO ABES/FENASAN, 2017, [São Paulo]. **Anais do Congresso ABES/FENASAN-2017**. [São Paulo]: [s. n], 2017, 7 p.

CNI. CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **Uso da água no setor industrial Brasileiro: matriz de coeficientes técnicos**. Brasília: CNI, 2013. 31 p. ISBN 978-85-7957-083-4.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução nº 02, de 02 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias Semace nº154, de 22 de julho de 2002 e nº111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria Semace nº151, de 25 de novembro de 2002. Fortaleza, Ceará, 2017. 6 p. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2019/09/COEMA-02-2017.pdf> Acesso em: 23 fev. 2023.

CROCCO, P. **Captura de carbono e microalgas: uma visão aplicada**. 2009. 64 f. Monografia. (Bacharelado em Oceanografia). Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2009. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/36567>. Acesso em: 22 mar. 2022.

DALCORSO, G.; FASANI, E.; MANARA, A.; VISIOLI, G.; FURINI, A. Heavy Metal Pollutions: state of the Art and Innovation in Phytoremediation. **Int. J. Mol. Sci.**, [s. l.], v. 20, p. 3412, 2019. DOI 10.3390/ijms20143412. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1422-0067/20/14/3412>. Acesso em: 4 maio 2022.

DANTAS, D. M. M. **Atividade biológicas das preparações obtidas das clorofíceas *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus subspicatus* Chodat e suas potenciais aplicações biotecnológicas**. 2013. 124 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Recife, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/13360/1/Tese%20Danielli%20Dantas.pdf> Acesso em: 8 ago. 2022.

DEMARTELAERE, A. C. F.; SILVA, T. B. M.; PRESTON, H. A. F.; FERREIRA, A. dos S.; RODRIGUES, A. L. dos S.; FEITOSA, S. dos S.; PRESTON, W.; MEDEIROS, D. C. de.; ROSADO, A. K. H. B.; SILVA, R. M. da; BENJAMIM, R. F. O cultivo hidropônico de alface com água de reuso. **Braz. J. of Develop**, Curitiba, v. 6, n. 11, p. 90206-90224, 2020. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/20199>. Acesso em: 13 fev. 2022.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. ISBN 978-85-7975-046-5.

DIAS, G.; HIPÓLITO, M.; SANTOS, F.; LOUREGA, R.; MATTIA, J. de; EICHLER, P.; ALVES, J. Biorremediação de efluentes por meio da aplicação de microalgas – uma revisão. **Quim. Nova**, São Paulo, v. 42, n. 8, p. 891-899, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170393>. Acesso em: 18 mar. 2022.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: Editora LDIBE LTDA, 2008. 878 p., v. 1.

ESPÍNDOLA, V. L. **Avaliação da remoção de alumínio de um efluente sintético através do processo de adsorção com adsorvente produzido a partir de folhas de *Persea americana* Mill.** 2020. 50 f. Trabalho de Conclusão do Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/204654/TCC.pdf?sequence=1&isAllo wed=y> Acesso em: 16 mar. 2022.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

EUCLIDES, T. M. de. **Seleção e otimização de meios de cultura para o cultivo de microalgas**. 2013. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/2554/1/texto%20completo.pdf> Acesso em: 5 jan. 2023.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO Fisheries Technical Paper. **Manual on the production and use of live food for aquaculture**. Rome: FAO, 1996. 295 p. n. 361.

FERNÁNDEZ-LINARES, L. C.; BARAJAS, C. G.; PÁRAMO, E. D.; CORONA, J. A. B. Assessment of *Chlorella vulgaris* and indigenous microalgae biomass with treated wastewater as growth culture medium. **Bioresource Technology**, [s. l.], vol. 244, p. 400-406, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417312579> Acesso em: 13 fev. 2023.

FERNANDES, T. V.; SHRESTHA, R.; SUI, Y.; PAPINI, G.; ZEEMAN, G.; VET, L. E. M.; WIJFFELS, R.H.; LAMERS, P. Fechando os ciclos de nutrientes domésticos usando microalgas. **Environ. Sci. Technol**, [s. l.], v. 49, p. 12450-12456, 2015. Disponível em: [10.1021/acs.est.5b02858](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02858). Acesso em: 2 maio 2022.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de água: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FERREIRA FILHO, S. S. **Princípios, fundamentos e processos em engenharia ambiental**. 1. ed. Santana de Parnaíba, São Paulo: SGuerra Design, 2021. 938 p.

FRANCESCHINI, I. M.; PRADO, J. F.; BURLIGA, A. L. Diversidade. *In*: FRANCESCHINI, I. M. *et al.* **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010. p. 73-213.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Prognósticos Climáticos**: Prognóstico Climático para o Ceará Trimestre Março, Abril e Maio de 2022. Ceará: FUNCEME, 25 de fevereiro de 2022. Disponível em: <http://www.funceme.br/wp-content/uploads/2022/02/Prognostico-Ceara-MAM-2022.pdf> Acesso em: 26 fev. 2022.

GAO, F.; LI, C.; YANG, Z. H.; ZENG, G. M.; MU, J.; LIU, M.; CUIA, W. Removal of nutrients, organic matter, and metal from domestic secondary effluent through microalgae cultivation in a membrane photobioreactor. **J Chem Technol Biotechnol**. Society of Chemical Industry, [s. l], 2016.

GONÇALVES, A. L. da. C. **Microalgal cultivation for biomass production, carbon dioxide capture and nutrients uptake**. 2017. 192 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Biologia) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto. Porto, Portugal, 2017, Disponível em: link <https://repositorio-aberto.up.pt/handle/10216/104126?mode=simple>. Acesso em: 18 mar. 2022.

GONÇALVES, F.; SOUZA, C. H. U. de; TAHIRA, F. S.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R. S. Incremento de lodo de eta em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. **Revista DAE**, [São Paulo], ed. 205, jan. 2017. Disponível em: <http://revistadae.com.br/site/artigos/205>. Acesso em: 5 maio 2022.

GOUZINIS, A.; KOSMIDIS, N.; VAYENAS, D. V.; LIBERATOS, G. Removal of Mn and simultaneous removal of NH₃, Fe and Mn from potable water using a trickling filter. **Water Research**, [s. l], v. 32, n. 8, p. 2442-2450, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00471-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00471-5). Acesso em: 10 jan. 2023.

GUERRA, R. A. T.; *et al.* (coord.). **Cadernos Cb Virtual 2**. João Pessoa: Ed. Universitária, 2011. 610 p. ISBN 978-85-7745-902-5.

GUILLARD, R. R. L. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: SMITH, W. L.; CHANLEY, M. H. (eds.). **Culture of marine invertebrate animal**. New York: Plenum Publishing, p. 29-60, 1975.

GUIMARÃES, D. P. **Mapeamento das áreas afetadas pela estiagem no Brasil**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/62597909/artigo-mapeamento-das-areas-afetadas-pela-estiagem-no-brasil> Acesso em: 9 fev. 2022.

GUIMARÃES JUNIOR, J. A. Reforma hídrica do Nordeste como alternativa à transposição do rio São Francisco. **Cadernos do CEAS**: Revista crítica de humanidades, Salvador, n. 227 p. 107-117, 2007. Disponível em: <https://cadernosdoceas.ucsal.br/index.php/cadernosdoceas/article/view/135/115>. Acesso em: 9 fev. 2022.

HAMDAN, V. P. T. **Cultivo de microalgas em soro de fécula de mandioca**. 2019. 129 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2019.

HELENO, D. R.; FERNANDES, B. A.; COUTO, J. E. S.; FERNANDES, R. P.; MOUGA, T. Relação entre a disponibilidade de ferro (Fe²⁺) e a capacidade de sequestração de CO₂ pela

espécie *Tetraselmis chuii*. **CAPTAR**, [s. l.], v. 10, p. 13, 2021. Disponível em: <https://proa.ua.pt/index.php/captar/article/view/24172>. Acesso em: 3 jan. 2023.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Projeção da população**: Ceará. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Gerência de Estudos e Análises da Dinâmica Demográfica. Ceará: IBGE, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/pesquisa/53/49645?ano=2021> Acesso em: 24 fev. 2022.

IDO, A. L.; LUNA, M. D. G. de; ONG, D. C.; CAPAREDA, S. C. Upgrading of *Scenedesmus* oil to high-quality liquid-phase biofuel by nickel-impregnated biochar catalyst. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 209, p. 1052-1060, 2019. ISSN 0959-6526. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.028>. Acesso em: 26 maio 2022.

IGIBAH, E. C.; AGASHUA, L. O.; SADIQ, A. A. Water contamination: Burden and stratagems for control. **Journal of Physics: International Conference on Engineering for Sustainable World**, [s. l.], v. 1378, 2019. DOI 10.1088/1742-6596/1378/4/042011. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/1378/4/042011> Acesso em: 14 mar. 2022.

JAVED, F.; ASLAM, M.; RASHID, N.; SHAMAIR, Z.; KHAN, A. L.; YASIN, M.; FAZAL, T.; HAFEEZ, A.; REHMAN, F.; REHMAN, M. S. U.; KHAN, Z.; IQBAL, J.; BAZMI, A. A. Microalgae-based biofuels, resource recovery and wastewater treatment: a pathway towards sustainable biorefinery. **Fuel**, [s. l.], v. 255, p. 115826, 2019. ISSN 0016-2361. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.115826>. Acesso: 13 maio 2022.

LAU, Z. L.; LOW, S. S.; EZEIGWE, E. R.; CHEW, K. W.; CHAI, W. S.; BHATNAGAR, A.; YAP, Y. J.; SHOW, P. L. A review on the diverse interactions between microalgae and nanomaterials: Growth variation, photosynthetic performance and toxicity. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 351, p. 127048, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127048>. Acesso em: 8 abr. 2022.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016.

LIMA, C. L. de. **A influência do fósforo e da luminosidade no crescimento e desenvolvimento da Chlorophyta *Chlorella sorokiniana* em condições controladas de laboratório**. 2021. 28 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, São Paulo, 2021. Disponível em: <https://repositorio.unifesp.br/handle/11600/61492>. Acesso em: 3 jan. 2023.

LOPES, B. V. **Eficiência de coagulantes na remoção de diferentes concentrações de ferro e manganês para ETA Terras Baixas**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Rio Grande do Sul, 2014. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/esa/files/2014/10/TCC-BRUNO-LOPES.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2022.

LOPES, D. N. M. **Fitorremediação de efluentes urbano e piscícola utilizando a microalga *Chlorella vulgaris* e adição de sua biomassa seca na dieta do camarão marinho**

Litopenaeus vannamei. 2022. 58 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

LOURENÇO, S. O. **Cultivo de microalgas marinhas - princípio e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006. 606 p.

LUCENA, D. V. de. **Avaliação do desempenho de lagoas de polimento em fluxo contínuo e semicontínuo no pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 2016. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016. Disponível em: <http://dspace.bc.uepb.edu.br/jspui/bitstream/123456789/9010/1/PDF%20-%20Danyllo%20Vieira%20de%20Lucena.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2022.

LUSTOSA, J. B.; BRACARENSE, D. C.; CASTRO, F. M. S. de.; QUEIROZ, S. C. B.; SILVA, G. G. Tratamento e aproveitamento de água de lavagem de filtro em estação de tratamento de água. **Revista DAE**, São Paulo, ed. 206, p. 44-61, 2017. Disponível em: DOI 10.4322/dae.2016.027. Acesso: 15 mar. 2022.

MACHADO, V. F.; SCHNEIDER, T.; ARNOLD, M. C. Avaliação para substituição do coagulante sulfato de alumínio férrico por policloreto de alumínio na Estação de Tratamento de Água Imperatriz Leopoldina, São Leopoldo, RS. *In*: 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2021, Curitiba. **Anais do 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Curitiba, 2021.

MAPBIOMAS BRASIL. **Superfície de água no Brasil reduz 15% desde o início dos anos 90**. Coleção 6. [S. l.]: MAPBIOMAS BRASIL, c2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/superficie-de-agua-no-brasil-reduz-15-desde-o-inicio-dos-anos-90>. Acesso em: 2 fev. 2022.

MEDEIROS, A. C.; LIMA, M. de. O.; GUIMARÃES, R. M. Avaliação da qualidade da água de consumo por comunidades ribeirinhas em áreas de exposição a poluentes urbanos e industriais nos municípios de Abaetetuba e Barcarena no estado do Pará, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 695-708, 2016.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. **Sistemas sustentáveis de esgotos**: orientações técnicas para projeto e dimensionamento de redes coletoras, emissários, canais, estações elevatórias, tratamento e reúso na agricultura [livro eletrônico]. São Paulo: Blucher, 2017. 364 p.

MOLAZADEH, M.; AHMADZADEH, H.; POURIANFAR, H. R.; LYON, S.; RAMPELOTTO, P. H. The Use of Microalgae for Coupling Wastewater Treatment With CO2 Biofixation. **Front. Bioeng. Biotechnol**, [s. l.], v. 7, 2019. DOI 10.3389/fbioe.2019.00042. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fbioe.2019.00042>. Acesso em: 4 maio 2022.

MOLINA, T. Caracterização e tratamento de água de lavagem de filtros de ETA com o uso de polímeros sintéticos e amido de batata. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 28-44, 2010. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/ret/article/view/11312>. Acesso em: 23 jan. 2023.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, [São Paulo], v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>. Acesso em: 18 mai. 2022.

MOREIRA, C. C. B.; SILVA, L. B. da.; LIMA, A. G. P. da. S.; MEDEIROS, P. da. C. Avaliação de reúso na estação de tratamento de água com ênfase na utilização da lavagem de filtros. *In: 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2019, São Paulo. Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, 2019.* Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2019/11/reuso-eta-utilizacao-lavagem-filtros.pdf> . Acesso em: 14 fev. 2022.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 29-43, abr. 2012. ISSN 2176 -7270. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/ret/article/view/11291> Acesso em: 9 jan. 2023.

NETO, G. C. S.; MORAIS, S. N.; COSTA, F. H. de. A.; SANTOS, L. A. da. S.; RODRIGUES, J.C.; SILVA, T. A. da.; ALVES, W. dos S.; YKEDA, D. S. O nível de concentração de alumínio na água como fator de risco para o desenvolvimento da doença de Alzheimer. **Brazilian Journal of health Review**, Curitiba, v. 3, n. 5, p. 15324-15339, set/out. 2020. Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BJHR/article/view/18892> Acesso em: 22 fev. 2022.

NUNES, J. A. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3. ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, 2012.

NURACHMAN, Z.; HARTINI, H.; RAHMANIYAH, W. R.; KURNIA, D.; HIDAYAT, R.; PRIJAMBOEDI, B.; SUENDOC, V.; RATNANINGSIH, E.; PANGGABEAN, L.M.G.; NURBAITI, S. Tropical marine *Chlorella* sp. PP1 as a source of photosynthetic pigments for dye-sensitized solar cells. **Algal Research**, [s. l.], v. 10, p. 25-32, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926415000958?via%3Dihub>. Acesso: 18 maio 2022.

OLIVEIRA, I. B. R. de; SILVA, A. C. T.; SANTOS, S. F. M. dos; LOPES, D. N. M; FREITAS, M. da C. O.; MACIEL, R. L.; MELO, I. de M.; SILVA, J. W. A. da. Influence of the depletion of the nitrogen source in the culture media on the biomass income of *Nannochloropsis oculata*. **Braz. J. of Develop**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 5670-5675, fev. 2020. ISSN 2525-8761.

OLIVEIRA, L.; REIS, D. R.; HOFFMANN, N. K. S. A. Influência da temperatura e da concentração inicial no decaimento do cloro. **Revista DAE**, São Paulo, v. 69, n. 228, p. 117-131, Jan./ Mar. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.36659/dae.2021.009>. Acesso em: 26 dez. 2022.

OHSE, S.; DERNER, R. B.; OZÓRIO, R. A.; CUNHA, P. C. R.; LAMARCA, C. P.; SANTOS, M. E. dos; MENDES, L. B. B. Revisão: sequestro de carbono realizado por microalgas e florestas e a capacidade de produção de lipídios pelas microalgas. **Insula:**

Revista de Botânica, Florianópolis/SC, v. 36, p. 39-74, 2007. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/insula/issue/view/1344>. Acesso em: 22 mar. 2022.

OHSE, S.; DERNER, R. B.; OZÓRIO, R. A.; BRAGA, M. V. C.; CUNHA, P.; LAMARCA, C. P.; SANTOS, M. E. dos. Crescimento de microalgas em sistema autotrófico estacionário. **Revista Biotemas**, Florianópolis, SC, v. 21, n. 2, p. 7-18, 2008. eISSN 2175-7925, Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2008v21n2p7>. Acesso em: 26 dez. 2022.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Brasil: ONU. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>. Acesso em: 7 jan. 2022.

OTTONELLI, F. **Avaliação do potencial de biorremediação de metais pela microalga *Pseudokirchneriella subcapitata***. 2013. 19 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Biotecnologia) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufgd.edu.br/jspui/bitstream/prefix/4161/1/FrancieliOttonelli.pdf> Acesso em: 5 jan. 2023.

PASCOAL, P. V.; RIBEIRO, D. M.; CEREIJO, C. R.; SANTANA, H.; NASCIMENTO, R. C.; STEINDORF, A. S.; CALSING, L. C. G.; FORMIGHIERI, E. F.; BRASIL, B. A. S. F. Biochemical and phylogenetic characterization of the wastewater tolerant *Chlamydomonas biconvexa* Embrapa|LBA40 strain cultivated in palm oil mill effluent. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 16, n. 4, April 7, 2021. e0249089. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249089>. Acesso em: 29 mar. 2022.

PINA, L. C. C. de; LIRA, E. B. de; COSTA, M. H. J. da; PEREIRA, D. A.; VARANDAS, R. C. R.; ALMEIDA, P. de M.; NONATO, N. da S.; COSTA-SASSI, C. F. Avaliação de um sistema de cultivo de microalgas com um mix de fotobiorreatores tubular e de placas paralelas, para produção de biomassa de microalgas em meios de cultura alternativo. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 7, n. 4, p. 37734-37777, abr. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv7n4-304> Acesso em: 2 abr. 2022.

PINO, G. A. H.; TOREM, M. L. Remoção de cádmio por bio sorção: estudos em batelada e regime contínuo. *In*: XXIV Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa (XXIV ENTMMME), 2011, Salvador, Bahia. **Anais do XXIV Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa**, Salvador, BA, 2011.

PIRES, D. (coord.). **Caminho das águas: histórias de convivência com a seca no Ceará**. Fortaleza: Instituto Seara, 2017. 200 p. Disponível em: <https://www.cagece.com.br/documentos-publicacoes/livro-caminho-das-aguas/> Acesso em: 3 fev. 2022.

POMPEO, R.; SAMWAYS, G. **Saneamento Ambiental**. 1. ed. Curitiba: Editora InterSaberes, 2020. 254 p.

RIBEIRO, F. L. de M. **Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito - MG.** 2007. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, 2007. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFOP_a0567ce3f47b51d1411bda9c36f28d80/Description Acesso em: 23 jan. 2023.

REYNOLDS, C.S. Absorção e assimilação de nutrientes no fitoplâncton. *In: The Ecology of Phytoplankton* (Ecologia, Biodiversidade e Conservação, p. 145-177). Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água.** São Paulo: Blucher, 2001.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento.** São Paulo: Blucher, 2009. ISBN: 978-85-212-0498-5.

ROCHA, W. dos S.; SALVETTI, M. Case Study - SISAR Ceará, Brazil. **The World Bank: water global practice**, Washington, DC, 2017. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/28382>. Acesso em: 17 fev. 2022.

ROSSATO, A.; OLIVEIRA, P. S.; SAGRILLO, M. R. Microalgas como aditivos de descontaminação de ambientes aquáticos: uma revisão. **Disciplinarum Scientia**. Série: Naturais e Tecnológicas, Santa Maria, v. 22, n. 2, p. 25-32, 2021. ISSN 2176-462X DOI: 10.37779/nt.v22i2.3624. Disponível em: <https://periodicos.ufn.edu.br/index.php/disciplinarumNT/article/view/3624/2766>. Acesso em: 15 maio 2022.

SÁ FILHO, M. L. F. de. **Uso de microalgas na remoção de nitrato em águas subterrâneas contaminadas.** 2022. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2022. Disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/bitstream/123456789/9298/1/Uso%20de%20microalgas%20na%20remo%C3%A7%C3%A3o%20de%20nitrato%20em%20%C3%A1guas%20subterr%C3%A2neas%20contaminadas.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2023.

SAFI, C.; ZEBIB, B.; MERAH, O.; PONTALIER, P.; VACA-GARCIA, C. Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 35, p. 265-278, 2014. ISSN 1364-0321. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.007>. Acesso em: 14 abr. 2022.

SAKAMOTO, J. A. **Seleção de tecnologias de tratamento de água em comunidades brasileiras de pequeno e médio porte considerando aspectos ambientais.** 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27082014-103325/publico/Jaqueline_Sakamoto.pdf Acesso em: 20 fev. 2022.

SANTOS, J. F. dos. **A evolução da operação carro-pipa na região do semiárido brasileiro e sua possibilidade de emprego como ferramenta de inteligência para o exército brasileiro.** 2018. Projeto (Especialização em Ciências Militares) - Escola de Comando e Estado-Maior do Exército Marechal Castello Branco. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://www.google.com/url?q=https://bdex.eb.mil.br/jspui/bitstream/123456789/4001/1/MO>

%25206025%2520%2520VAGNER.pdf&sa=D&source=docs&ust=1664480183627293&usg=AOvVaw2KgihrqmdTQ3wY228_3Ltt Acesso em: 3 mar. 2022.

SANTOS, R. S.; MENDONÇA, A. P.; ROSA, A. L. D. da.; BASTOS, W. R.; NASCIMENTO, E. L. do. Avaliação do crescimento de *Scenedesmus* sp e *Chlorella* sp em efluente doméstico tratado. **Revista DAE**, São Paulo, v. 70, n. 238, p. 42-55, 2022. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_238_n_2096.pdf. Acesso em: 28 Dez. 2022.

SANESUL. Empresa de Saneamento do Mato Grosso do Sul. **A Importância do Tratamento de Água**. Mato Grosso do Sul: SANESUL, c2022. Disponível em: <https://www.sanesul.ms.gov.br/importancia-do-tratamento-de-agua>. Acesso em: 15 jan. 2022. SAVEH. SISTEMA DE AUTOAVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA HÍDRICA. **A disponibilidade de água no mundo e no Brasil**. [s. l.]: Ambev S. A., c2022. Disponível em: <https://saveh.ambev.com.br/artigos/a-disponibilidade-de-agua-no-mundo-e-no-brasil>. Acesso em: 27 fev. 2022.

SCHMIEGELOW, J. M. M. **O planeta azul: uma introdução às ciências marinhas**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. ISBN 85-7193-102-X.

SILVA, C. E. F.; SFORZA, E. Carbohydrate productivity in continuous reactor under nitrogen limitation: Effect of light and residence time on nutrient uptake in *Chlorella vulgaris*. **Process Biochemistry**, [s. l.], v. 51, ed. 12, p. 2112-2118, 2016. ISSN 1359-5113. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2016.09.015>. Acesso em: 13 jan. 2023.

SILVA, D. F. S.; SPERANZA, L. G.; QUARTAROLI, L.; MORUZZI, R. B.; SILVA, G. H. R. Separation of microalgae cultivated in anaerobically digested black water using *Moringa Oleifera* Lam seeds as coagulant. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 39, p. 101738, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101738>. Acesso em: 06 jun. 2022.

SILVA, D. A. **Produção e Caracterização da biomassa de *Chlorella vulgaris* em Água Produzida**. 2020. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciência de Alimentos) - Universidade Federal da Bahia (UFBA), Bahia, 2020. Disponível em: https://www.google.com/url?q=https://pgalimentos.ufba.br/sites/pgalimentos.ufba.br/files/danilo_alves_silva.pdf&sa=D&source=docs&ust=1668039572680978&usg=AOvVaw06DPjZaQBYvH5J8d2VtvrZ Acesso em: 1 de mar. 2022.

SILVA, E.; NUNES, R.; BANDEIRA, E. Sistema Integrado de Saneamento Rural beneficia 35% da população rural do Ceará. **Governo do Estado do Ceará**, Ceará, 2020. Disponível em: <https://ww10.ceara.gov.br/2020/01/29/sistema-integrado-de-saneamento-rural-transforma-realidade-do-sertao/> Acesso em: 16 fev. 2022.

SILVA, F. da. **Biorremocão de Nitrogênio, Fósforo e Metais Pesados (Fe, Mn, Cu, Zn) do efluente hidropônico, através do uso de *Chlorella vulgaris***. 2006. 85 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/89482?show=full> Acesso em: 5 jan. 2023.

SILVA, G. C. O.; SILVA, M. A. S.; SILVEIRA, A.; SHIRAIWA, S. Caracterização Quali-Quantitativa e Avaliação da Possibilidade de Reuso da Água de Lavagem dos Filtros da ETA São Sebastião, Cuiabá, MT. *In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, XV., 2008, Natal. Anais eletrônicos*, São Paulo: ABAS, 2008.

SILVA, G. R.; MACIEL, H. A.; CRUVINEL, K. A. da S. Reúso de efluente na irrigação de gramados no campus Samambaia da Universidade Federal de Goiás. *In: 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2021, Curitiba. Anais do 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba, 2021.*

SILVA, H. B. P. da; PROENÇA, M. Fossa ecológica em uma Estação de Tratamento de Água: uma experiência produtiva. *In: 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2021, Curitiba. Anais do 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba, 2021.*

SILVA, J. S. de J. **Manipulação do cultivo de *Chlorella vulgaris* em água residual da extração de petróleo: produção de biomassa e biomoléculas.** 2021. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Alimentos) - Universidade Federal da Bahia (UFBA), Bahia, 2021. Disponível em:
https://www.google.com/url?q=https://pgalimentos.ufba.br/sites/pgalimentos.ufba.br/files/jamila_sueira_de_jesus_silva.pdf&sa=D&source=docs&ust=1668039572677209&usg=AOvVaw04dyJr2RKMdWtmQNTriB9 Acesso em: 6 de mai. 2022.

SILVA, J. W. A. da. **Cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* em efluentes aquícolas e sua influência na concentração lipídica.** 2013. 47 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros) - Universidade Federal do Ceará, 2013.

SILVA, J. W. A. da.; SANTOS, S. F. M. dos.; OLIVEIRA, I. B. R. de.; SILVA, A. C. T.; ARAÚJO, G. S.; SANTOS, E. S. dos.; MOREIRA, R. T.; LOPES, D. N. M. Extração de lipídeos da microalga *Nannochloropsis oculata* cultivada com variação de nitrato de sódio no meio de cultura. *In: JASPER, M. Fontes de biomassa e potenciais de uso.* Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. p. 36-40. Disponível em: DOI 10.22533/at.ed.2941916095. Acesso em: 26 mar. 2022.

SILVA, L. B. D. **Reúso das águas de lavagens dos filtros da estação de tratamento de água – ETA no distrito de Iara – Barro, CE.** TCC (Especialização em Elaboração e Gerenciamento de Projeto para a Gestão Municipal de Recursos Hídricos) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Fortaleza, 2018.

SILVA, L. B. da; MOREIRA, C. C. B.; LIMA, A. G. P. da S.; SAMPAIO, A. E.; OLIVEIRA, J. F. de; OLIVEIRA, A. R. S. N. de; PEREIRA, J. P.; PIFANO, D. S. Reúso das águas de lavagens dos filtros da Estação de Tratamento de Água – ETA no distrito de Iara – Barro – CE. **Revista Foco**, [Curitiba], v. 15, n. 6, 13p., 2022. Disponível em:
<https://doi.org/10.54751/revistafoco.v15n6-026>. Acesso em: 27 jan. 2023.

SILVA, M. de F. B. da.; BAYDUM, V. P. A.; PEREIRA, F. S.; RAMOS, E. C.; VIANA, F. C. Avaliação da água de lavagem dos filtros recirculada na Estação de Tratamento de Água de Pirapama, Cabo/Pe. *In: 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2021, Curitiba. Anais do 31º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba, 2021.*

SILVA, P. V. S. R.; NASCIMENTO, P. dos S. Salinidade do solo e desenvolvimento do girassol submetido à irrigação com águas de diferentes qualidades. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (Gesta)**, Bahia, v. 7, n. 2, p. 255–269, 2019. ISSN: 2317-563X Disponível em: <https://doi.org/10.9771/gesta.v7i2.33080> Acesso em: 24 jan. 2023.

SILVEIRA, J. B. da; LORENSI, J. P.; COELHO, R. S.; FRANCO, T. T. Otimização de condições de cultivo heterotrófico de microalgas. *In: Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica*, v. 1, n. 3. São Paulo: Blucher, 2015. p. 984-990. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/otimizao-de-condies-de-cultivo-heterotrfico-de-microalgas-19763> Acesso em: 21 mar. 2022.

SINGH, R.; BIRRU, R.; SIBI, G. Nutrient Removal Efficiencies of *Chlorella vulgaris* from Urban Wastewater for Reduced Eutrophication. **Journal of Environmental Protection**, [s. l.], v. 8, n. 1. p. 11, 2017. Disponível em: 10.4236/jep.2017.81001. Acesso em: 25 jan. 2023.

SISAR. Sistema Integrado de Saneamento Rural. **Um sistema autossustentável e economicamente viável**. Ceará: SISAR, c2023. Disponível em: <http://www.sisar.org.br/> Acesso em: 4 jan. 2023.

SMIDERLE, J. J. **Estudo de Viabilidade para Destinação Final do Lodo da ETA Laranjal/RJ**. 2016. 82 f. Projeto de Graduação (Bacharelado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://drhima.poli.ufrj.br/images/documentos/tcc/2016/juliana-jeronimo-2016.pdf> Acesso em: 24 jan. 2023.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (Brasil). Ministério do Desenvolvimento Regional. **Componentes do SNIS**. Brasília: SNIS, 2019. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/componentes/menu-snis-componente-agua-e-esgotos> Acesso em: 7 fev. 2022.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (Brasil). Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgotos – 2020**. Brasília: SNS/MDR, 2021. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2021.pdf. Acesso em: 11 fev. 2022.

SOBRINHO, M. A. M.; TAVARES, R. G.; ARRUDA, V. C. M. de; CORREA, M. M.; PEREIRA, L. J. R. Geração, tratamento e disposição final dos resíduos das estações de tratamento de água do estado de Pernambuco. **Eng. Sanit. Ambient.**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 761-771, jul./ago. 2019. ISSN 1413-4152. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/YjyVxgCH7JqLyznfmG43LqH/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 23 jan. 2023.

SONG, Y.; WANG, L.; QIANG, X.; GU, W.; MA, Z.; WANG, G. The promising way to treat wastewater by microalgae: approaches, mechanisms, applications and challenges. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 49, p. 103012, 2022. ISSN 2214-7144. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103012>.

SUDENE. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **Resolução nº 107/2017**. Estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para revisão de sua abrangência. Conselho Deliberativo da SUDENE, 20 de Julho de 2017. Recife: SUDENE, 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/resolucao1072017-pdf>. Acesso em: 25 jun. 2022.

SUDENE. SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. **Resolução CONDEL/SUDENE nº 150**. Aprova a Proposição nº 151/2021, que trata do Relatório Técnico que apresenta os resultados da revisão da delimitação do Semiárido 2021, inclusive os critérios técnicos e científicos, a relação de municípios habilitados, e da regra de transição para municípios excluídos. Conselho Deliberativo da SUDENE, **13 de dezembro de 2021**. [s. l.]: SUDENE, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/resolucao1502021.pdf> Acesso em: 23 fev. 2022.

SUTHERLAND, D. L.; RALPH, P. J. Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. **Water Research**, [s. l.], v. 164, p. 11492, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114921>. Acesso em: 2 abr. 2022.

TANGO, M. D. **Cultivo de microalgas em efluentes da indústria de beneficiamento de carnes em fotobiorreator do tipo coluna de bolhas**. 2015. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/6357/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2023.

TOLEDO, M. B. P. de; TSUZUKI, C. A.; SOUSA, R. M. G. **Projeto Conexão Local: projeto São José**. São Paulo: Fundação Getúlio Vargas, 2008. 22 p. Disponível em: https://pesquisa-eaesp.fgv.br/sites/gvpesquisa.fgv.br/files/conexao-local/projeto_sao_jose.pdf Acesso em: 16 fev. 2022

UNICEF. Fundo das Nações Unidas para a Infância. **Reimagining WASH Water security for all**. [s. l.]: UNICEF, 2021, 24 p. Disponível em: <https://www.unicef.org/media/95241/file/water-security-for-all.pdf>. Acesso em: 8 fev. 2022.

UN-WATER. United Nations World Water Assessment Programme. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2017**. Resumo executivo. Águas residuais. O recurso inexplorado. Colombella: UNESCO, 2017.

VAZIRZADEH, A.; JAFARIFARD, K.; AJDARI, A.; CHISTI, Y. Removal of nitrate and phosphate from simulated agricultural runoff water by *Chlorella vulgaris*. **Science Of The Total Environment**, [s. l.], v. 802, p. 149988, ago. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149988>. Acesso em: 15 jan. 2023.

VIANA, C. R. de A. **Sistemas sustentáveis de cultivo de *Chlorella vulgaris* a partir de efluentes de aquicultura**. 2020. 111 f. Tese (Doutorado em Bioenergia) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2020. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/202815>. Acesso em: 14 dez. 2022.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. do C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Quim. Nova**, [São Paulo], v. 27, n. 1, p. 139-145,

2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000100024> Acesso em: 05 fev. 2022.

VIEIRA, G. D.; ALVES, T. C.; YAMAGISHI, A. Y.; VIEIRA, N. N.; TELES, C. B. G. A deposição de peptídeo beta-amiloide e as alterações vasculares presentes na doença de Alzheimer. **Journal of Health & Biological Sciences**, [s. l.], v. 2 n. 4, p. 218-223, 2014. Disponível em: <https://periodicos.unichristus.edu.br/jhbs/article/view/98> Acesso em: 22 fev. 2022.

VIEIRA, R. **Remoção de microalgas por pré-ozonização e flotação por ar dissolvido**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-28032017-104717/publico/Dissertacao_Rodrigo_Vieira_Versao_Corrigida.pdf. Acesso em: 21 de abr. 2022.

VIERO, L. M. D. Água: recurso natural indispensável ao ambiente urbano. **VIDYA Revista eletrônica**, [s. l.], v. 24, n. 41, p. 205-221, 2004. Disponível em: <https://periodicos.ufn.edu.br/index.php/VIDYA/article/view/430>. Acesso em: 27 jan. 2023.

WAJSMAN, E. N. **Concepção de estação piloto de tratamento de água no centro experimental de saneamento ambiental**. 2014. 77 f. Monografia (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <http://drhima.poli.ufrj.br/images/documentos/tcc/2014/ester-nigri-2014.pdf> Acesso em: 23 fev. 2022.

WANG, J.; SONG, A.; HUANG, Y.; LIAO, Q.; XIA, A.; ZHU, X.; ZHU, X. Domesticating *Chlorella vulgaris* with gradually increased the concentration of digested piggery wastewater to bio-remove ammonia nitrogen. **Algal Research**, [s. l.], v. 60, p. 102526, 2021. ISSN 211-9264. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102526>. Acesso em: 23 maio 2022.

YANG, L.; GENG, Y.; CUI, D.; LIU, Z.; XIONG, Z.; PAVLOSTATHIS, S. G., SHAO, P.; LUO, X. Corrected response surface methodology for microalgae towards optimized ammonia nitrogen removal: a case of rare earth mining tailings wastewater in Southern Jiangxi, China. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 343, 2022. ISSN 0959-6526. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130998>. Acesso em: 8 abr. 2022.

ZHANG, C.; REN, H.; JIANG, L. Cultivation of *Chlorella protothecoides* in polyglutamic acid wastewater for cost-effective biodiesel production. **Arabian Journal of Chemistry**, [s. l.], v. 14, ed. 4, p. 103108, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2021.103108> Acesso em: 10 fev. 2023.

ZHOU, G. Y.; GUANG-GUO, L.; SHAN, Z.; LI-JUN, C.; ZHI-FENG, P.; FU-QIANG. Simultaneous removal of inorganic and organic compounds in wastewater by freshwater green microalgae. **Environmental Science: Processes & Impacts**, [s. l.], v. 16, n. 8, p. 2018-2027, 2014.