

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Departamento de Engenharia Nuclear
Programa de Pós-Graduação em Ciências e Técnicas Nucleares

Pedro Antônio Franco Carvalho Lima de Souza

**USO DE CHLORELLA VULGARIS EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE BIODIESEL – UM ESTUDO COMPUTACIONAL A
PARTIR DO CASO DO RIO TIETÊ, SÃO PAULO**

Belo Horizonte

2021

Pedro Antônio Franco Carvalho Lima de Souza

**USO DE CHLORELLA VULGARIS EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE BIODIESEL – UM ESTUDO COMPUTACIONAL A
PARTIR DO CASO DO RIO TIETÊ, SÃO PAULO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Técnicas Nucleares da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências e Técnicas Nucleares.

Área de concentração: Engenharia Nuclear e da Energia

Orientadora: Profa. Dra. Sonia Seger Mercedes
Coorientador: Prof. Dr. Tarcísio Campos

Belo Horizonte

2021

S729u

Souza, Pedro Antônio Franco Carvalho Lima de.

Uso de *Chlorella vulgaris* em tratamento de águas residuárias associado à produção de biodiesel – um estudo computacional a partir do caso do rio Tietê, São Paulo / Pedro Antônio Franco Carvalho Lima de Souza. - 2021.

1 recurso online (99 f. : il., color.) : pdf.

Orientadora: Sonia Seger Pereira Mercedes.

Coorientador: Tarcísio Passos Ribeiro de Campos.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Apêndices: f. 87-99.

Bibliografia: f. 80-86.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia nuclear - Teses. 2. Águas residuais – Purificação – Teses. 3. Microalga – Teses. 4. Simulação (Computadores) – Teses.
I. Mercedes, Sonia Seger Pereira. II. Campos, Tarcísio Passos Ribeiro de.
III. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia.
IV. Título.

CDU: 621.039(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES



FOLHA DE APROVAÇÃO

USO DE CHLORELLA VULGARIS EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE BIODIESEL – UM ESTUDO COMPUTACIONAL A PARTIR DO CASO DO RIO TIETÊ, SÃO PAULO

PEDRO ANTÔNIO FRANCO CARVALHO LIMA DE SOUZA

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES, como parcial requisito para obtenção do grau de Mestre em CIÊNCIAS E TÉCNICAS NUCLEARES, área de concentração ENGENHARIA NUCLEAR E DA ENERGIA.

Aprovada em 29 de novembro de 2021, pela banca constituída pelos membros:

Sônia Seger Pereira Mercedes

Profa. Sônia Seger Pereira Mercedes - Orientadora
Departamento de Engenharia Nuclear - UFMG

Tarcísio P.R. Campos

Prof. Tarcísio Passos Ribeiro de Campos - Coorientador
Departamento de Engenharia Nuclear - UFMG

Juheta Andrea Puerto Rico

Profa. Juheta Andrea Puerto Rico
USP

André Felipe Simões

Prof. André Felipe Simões
USP

Eduardo Coutinho de Paula

Prof. Eduardo Coutinho de Paula
Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG

Belo Horizonte, 29 de novembro de 2021.

Agradecimentos

Inicialmente, gostaria de agradecer aos professores Sônia Seger Mercedes e Tarcísio Campos pela paciência, dedicação e inspiração pois, sem eles, a realização deste trabalho não seria possível.

Gostaria, também, de agradecer à minha família. Em especial minha mãe Lúcia, sempre me estimulando em minhas jornadas e projetos. Agradeço também ao meu pai, Geraldo, pelo apoio e segurança durante esta jornada.

Agradeço ainda a todos os amigos que fiz durante o percurso como mestrando no Programa de Ciências e Técnicas Nucleares da UFMG, por todo o apoio e contribuições em minha formação.

Por fim, gostaria de agradecer à UFMG e à CAPES por possibilitarem que este projeto de pesquisa se concretizasse através do programa de bolsas e incentivo à pesquisa.

Resumo

Este trabalho consiste em uma simulação simplificada do crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* utilizando-se de água de águas residuárias urbanas como substrato. Além disto, considera também os gastos com a construção de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) que se utilize destas microalgas na limpeza das águas residuárias e os lucros obtidos de seus derivados. Para tanto, foram coletados dados secundários, oriundos de literatura científica e documentos oficiais do governo do estado de São Paulo. Estes dados foram utilizados em associação com as equações de Michaelis-menten para o crescimento microbiológico e o software COMSOL Multiphysics, em sua Versão 5.3 para permitir as simulações de desenvolvimento das algas. Para o estudo de caso foram utilizados dados sobre as concentrações de nitrogênio e fósforo presentes em quatro pontos do Rio Tietê, coletados e disponibilizados on-line pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os resultados encontrados indicam boa capacidade de remoção de nitrogênio por parte da cultura de *C. vulgaris*, embora a remoção de fósforo não tenha sido satisfatória. Além disso, os indicadores econômicos escolhidos revelam que pontos mais próximos de centros urbanos seriam capazes de retornar lucro ao estado com a venda de biocombustíveis, tornando-se uma opção possivelmente atrativa ao tratamento convencional de águas residuárias. Por fim, o trabalho traz em sua conclusão as dificuldades encontradas durante a sua construção, muito em parte devido à variabilidade dos processos biológicos; este estudo ressalta, também, a deficiência de estudos econômicos mais robustos quanto à cultura de algas em território brasileiro.

Palavras-chave: Microalgas. Tratamento de Águas Residuárias. Simulação Computacional.

Abstract

This document consists of a simplified simulation of the microalgae *Chlorella vulgaris* growth utilizing urban wastewater as media. It also considers the construction costs of a wastewater treatment plant (WWTP) adapted to utilize such organisms in the process of wastewater cleansing as well as the profits that could come from such treatment. Therefore, secondary data was collected from scientific literature and governmental documents made available on-line by the government of São Paulo. These were used in conjunction with the Michaelis-Menten equations of microbial growth and the software COMSOL Multiphysics, ver. 5.3., in order to allow a visualization of the impacts of growing these specific algae on wastewater.

The case study was made utilizing the data collected from the Ambiental Company of the São Paulo Estate (CETESB) and the models inserted in COMSOL to evaluate nitrogen and phosphorus removal triggered by the microalgae's growth. The results seem to point that *C. vulgaris* culture is well capable of removing nitrogen to acceptable levels but the phosphorus removal was found inefficient. The resulting economic indicators also seem to point out that investing in this kind of wastewater treatment could be very profitable, despite the lack of analysis by brazilian researchers. Lastly, the document points out its shortcomings, especially when it comes to the simplifications that were needed to allow the simulations to work due the complexity of biological systems.

Keywords: Microalgae. Wastewater treatment. Computational Simulation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática das etapas metodológicas realizadas neste trabalho..	19
Figura 2 – Representação esquemática das principais linhagens de microalgas	25
Figura 3 – Células de <i>C. vulgaris</i>	26
Figura 4 - Células de <i>Arthrospira</i>	27
Figura 5 – Células de <i>Dunaliella</i> verdes (A), estressadas por salinidade alta (B) e cistos (C).	Erro! Indicador não definido.
Figura 6 – <i>Haematococcus</i> verdes, à esquerda e cistos, à direita	29
Figura 7 – Representação esquemática do processo de fotossíntese	33
Figura 8 – Representação da curva Fotossíntese/Irradiação.....	34
Figura 9 – Representação esquemática do processo de gradeamento	37
Figura 10 – Representação esquemática de uma caixa de areia	38
Figura 11 – Representação esquemática de um tanque de sedimentação.....	39
Figura 12 – Representação de uma Lagoa Facultativa.....	44
Figura 13 – Representação de uma série: Lagoa Anaeróbica + Facultativa.....	45
Figura 14 – Representação de Lagoas de maturação em série com lagoas de estabilização...	45
Figura 15 – Representação esquemática de uma lagoa de alta taxa (LAT).....	47
Figura 16 – Representação dos pontos de medição escolhidos para estudo.....	51
Figura 17 – Representação geométrica do domínio do problema físico	55
Figura 18 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal (Substrato) e Clorofila em função do Tempo, para o ponto TIET02050 – 2009.....	58
Figura 19 – Concentrações inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET02050, em formato logarítmico.	60
Figura 20 – Concentrações inicial e final de Fósforo Total e produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET02050, em formato logarítmico.	61
Figura 21 – Concentrações inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e produção de Clorofila por Ano, para o ponto TIET04170, em formato logarítmico	63
Figura 22 – Concentrações inicial e final de Fósforo Total e produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET04170, em formato logarítmico.	63
Figura 23 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e da produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET04200.	64
Figura 24 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Fósforo Total e da produção de Clorofila por Ano, para o ponto TIET04200.....	65
Figura 25 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e da produção de Clorofila por Ano, para o medidor TITR02800.....	66
Figura 26 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Fósforo Total e da produção de Clorofila por Ano, para o medidor TITR2800.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição celular da <i>C. vulgaris</i>	31
Tabela 2 - Médias anuais das concentrações de Nitrogênio Amoniacal (mgL^{-1}) no Rio Tietê de 2009 a 2019	53
Tabela 3 - Médias anuais das concentrações de Fósforo Total (mgL^{-1}) no Rio Tietê de 2009 a 2019.....	53
Tabela 4 - Médias anuais da Taxa N:P no Rio Tietê de 2009 a 2019.....	54
Tabela 5 – Quantidades de Nitrogênio Amoniacal (mgL^{-1}) após o tratamento, no Rio Tietê, para os valores de 2009 a 2019	58
Tabela 6 – Quantidades de Clorofila a (mgL^{-1}) após o tratamento, no Rio Tietê, para os valores de 2009 a 2019	59
Tabela 7 – Quantidades de Fósforo Total (mgL^{-1}) após o tratamento, no Rio Tietê, para os valores de 2009 a 2019.....	59
Tabela 8 – Produção diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime autotrófico para os valores de 2009 a 2019.....	67
Tabela 9 – Média da produtividade diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime autotrófico	68
Tabela 10 – Produção diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime mixotrófico para os valores de 2009 a 2019.....	68
Tabela 11 – Média da produtividade diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime mixotrófico.....	68
Tabela 12 – Média da produtividade diária de lipídeos ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime autotrófico	69
Tabela 13 – Média da produtividade diária de lipídeos ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime mixotrófico.....	69
Tabela 14 – Média da produtividade anual de biodiesel ($\text{mgL}^{-1}\text{a}^{-1}$), considerando regime autotrófico	71
Tabela 15 – Média da produtividade anual de biodiesel ($\text{mgL}^{-1}\text{a}^{-1}$), considerando regime mixotrófico.....	71
Tabela 16 – Produtividade anual de biodiesel por habitante ($\text{L.a}^{-1}.\text{hab}^{-1}$), considerando regime autotrófico	72
Tabela 17 – Produtividade anual de biodiesel por habitante ($\text{L.a}^{-1}.\text{hab}^{-1}$), considerando regime mixotrófico.....	72

Tabela 18 – Receita bruta anual com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a ⁻¹ .hab ⁻¹), considerando regime autotrófico.....	73
Tabela 19 – Receita bruta anual com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a ⁻¹ .hab ⁻¹), considerando regime mixotrófico.....	74
Tabela 20 – Receita bruta final com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a ⁻¹ .hab ⁻¹), considerando regime autotrófico.....	74
Tabela 21 – Arrecadação final com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a ⁻¹ .hab ⁻¹), considerando regime autotrófico.....	74
Tabela 22 – Fluxos de caixa (R\$) considerados para o período de quinze anos do projeto	75
Tabela 23 – Valor Presente Líquido (R\$) do projeto em diferentes localidades de instalação	75
Tabela 24 – Taxa Interna de Retorno do projeto em diferentes localidades de instalação	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANP	Agência Nacional do Petróleo
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
LEE	Lagoas de Estabilização de Esgoto
LAT	Lagoas de Alta Taxa
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
VPL	Valor Presente Líquido
TIR	Taxa Interna de Retorno
ATP	Adenosina Tri-fosfato
NADPH	Nicotinamida Adenina Dinucleótido Fosfato

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	Relevância e Motivação	16
1.2	Objetivos	18
1.2.1	Objetivo Geral	18
1.2.2	Objetivos Específicos	18
2	METODOLOGIA	19
2.1.	Leitura de bibliografia	19
2.2.	Acúmulo de dados da qualidade da água do Rio Tietê	20
2.3.	Estudo do programa COMSOL	20
2.4.	Elaboração do Estudo de Caso – Rio Tietê	20
2.4.1.	Escolha de pontos para análise	20
2.4.2.	Simulação da cultura de microalgas	21
2.5.	Realização de Estimativas – produção de biocombustível.....	21
2.5.1.	Considerações – Modelo de Estação de Tratamento de Esgoto	22
2.5.2.	Realização de Estimativas – receita bruta e gastos com a produção	22
2.6.	Análise Econômica Preliminar	23
2.7.	Interpretação dos resultados	23
3.	MICROALGAS JÁ CULTIVADAS PELOS SERES HUMANOS	24
3.2.	Definição	24
3.3.	Principais espécies utilizadas pela indústria.....	25
3.3.1.	Chlorella	25
3.3.2.	Spirulina	27
3.3.3.	Dunaliella	28
3.3.4.	Haematococcus.....	29
3.4.	Mecanismos de produção de biomassa	30
3.4.1.	Tipos de Metabolismo	30
3.4.2.	Composição das células de <i>C. vulgaris</i>	31
3.4.3.	Produção de Clorofila.....	32

3.4.4.	Fotossíntese	32
3.4.5.	Produção de Lipídeos	34
4.	O CULTIVO DE MICROALGAS E O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS	36
4.2.	Tratamento de Esgoto Tradicional	37
4.3.	Inserção de algas no tratamento de esgoto	40
4.4.	Métodos de cultivo – Tratamento Secundário.....	41
4.4.1.	Lagoas de Estabilização de Esgoto	43
4.4.2.	Lagoas de Alta Taxa (LAT)	46
4.5.	Remoção de matéria orgânica (C)	48
4.6.	Remoção de Nitrogênio.....	49
4.7.	Remoção de Fósforo.....	50
5.	ESTUDO DE CASO – PRODUÇÃO DE BODIESEL PARTINDO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO RIO TIETÊ EM DIFERENTES PONTOS	51
5.2.	Escolha dos pontos	51
5.3.	Nitrogênio Amoniacal	52
5.4.	Fósforo total	53
5.5.	A razão N:P	54
5.6.	Simulação de produção de clorofila <i>a</i> utilizando o COMSOL®	55
5.6.1.	Geometria	55
5.6.2.	Módulos utilizados	56
5.6.3.	Equações.....	56
5.6.4.	Resultados das simulações – Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila <i>a</i> ..	57
5.6.5.	Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila <i>a</i> – TIET02050	60
5.6.6.	Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila <i>a</i> – TIET04170	62
5.6.7.	Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila <i>a</i> – TIET04200	64
5.6.8.	Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila <i>a</i> – TITR02800	65
5.7.	Estimativas para a produção de biomassa	67
5.8.	Estimativas para a produção de lipídeos	69
5.9.	Coleta de biomassa.....	70

5.10.	Processo de transesterificação para produção de biodiesel	70
5.11.	Estimativa para a produção de biocombustível	71
5.12.	Estimativas para os custos de produção e investimentos	72
5.13.	Receita Bruta Anual Total.....	73
5.14.	Análise Econômica – Valor Presente Líquido (VPL)	75
5.15.	Análise Econômica - Taxa Interna de Retorno (TIR)	75
6.	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES	77
6.1.	Sugestões para trabalhos futuros	78
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
	APÊNDICE A – Cópia de artigo derivado deste trabalho, aceito em congresso (V SENCIR - Semana Nacional de Engenharia Nuclear e da Energia e Ciências das Radiações).....	87
	APÊNDICE B – Cópia de resumo derivado deste trabalho, apresentado no IV Workshop de Tecnologias Limpas	97

1 INTRODUÇÃO

O padrão de vida moderno, em boa medida, é mantido devido a um abastecimento constante de alimentos, água e energia que possibilitam a manutenção das diversas atividades da sociedade. Especificamente, os combustíveis fósseis são queimados para gerar energia que é utilizada para os transportes ou convertida em eletricidade (LAM e LEE 2012)

Godfray et al. (2010) sugerem que, até 2050, a população humana deverá dobrar a produção atual de alimentos para atender à crescente demanda populacional. Yang et al. (2016) mencionam também que, no mesmo período, deve haver um aumento de 50% na demanda por água e combustíveis e que será necessária uma redução entre 50 a 80% nas emissões de CO₂ (dióxido de carbono) para permitir a seguridade social, política, de abastecimento e climática.

Somada à preocupação com o abastecimento, existe também a angústia com o esgotamento das fontes de combustíveis fósseis, que são finitas. As fontes renováveis de energia, como eólica, solar e hidrelétrica, vem ganhando espaço nos mercados e matrizes globais pela promessa de abastecimento associada à redução de emissões dos gases estufa. De acordo com Kligerman e Bouwer (2015), estima-se que até 25% da demanda energética global poderia ser atendida pelas diferentes formas de biomassa.

Uma das formas que a biomassa pode tomar é a de biocombustível, como o biodiesel. O biodiesel é uma alternativa renovável ao diesel fóssil, além de ser biodegradável, atóxico e apresentar um perfil de queima menos poluente do que o diesel tradicional (LAM e LEE, 2012). A produção de biocombustível evoluiu ao longo dos anos, podendo ser dividida, até agora, em quatro gerações.

A primeira geração de biocombustíveis é caracterizada pela utilização de óleos de plantas comestíveis, tais como soja, colza, girassol e palma. A utilização de óleos de primeira geração para a produção de energia traz problemas como o elevado preço destes cultivos, a competição pelo uso da terra e com a produção de alimentos e o espaço que tais culturas demandam. Kligerman e Bouwer (2015) mencionam que, para atender a atual demanda energética dos Estados Unidos da América, seria necessário utilizar uma área de cultivo igual ao dobro daquela disponível atualmente para toda a colheita estadunidense.

Os desafios da primeira geração culminaram no desenvolvimento dos biocombustíveis de segunda geração, derivados de óleos não comestíveis como das plantas do gênero *Jatropha* e de restos de gorduras animais descartadas. O grande problema para a segunda geração é que para garantir uma boa produção de óleo é necessário muito espaço para o cultivo, além de irrigação e fertilização frequentes, que encarecem o processo (LAM e LEE, 2012).

A terceira geração surgiu da necessidade de se produzir combustíveis sem que houvesse competição direta pelo uso da terra, particularmente pela competição com os processos de agricultura. Os biocombustíveis de terceira geração são derivados de biomassa de microalgas e de outros microrganismos, gerando interesse devido à possibilidade de cultivo em águas residuárias, evitando assim a competição com a produção de alimentos, e à velocidade de crescimento (que chega a ser 100 vezes maior que a de plantas terrestres) (KLIGERMAN e BOUWER, 2015). Os problemas iniciais encontrados no cultivo de algas são decorrentes da grande utilização de água e nutrientes (especialmente nitrogênio na forma de nitrato e fósforo como ortofosfato), além da necessidade de aeração com grandes volumes de CO₂ (LAM e LEE, 2012; KLIGERMAN e BOUWER, 2015).

Além destes, existem problemas como a seleção de espécies a serem cultivadas, o método de cultivo utilizado e, principalmente, a extração das células de microalgas do meio de cultivo. Apesar de promissor, este tipo de biomassa ainda não se provou economicamente viável em larga escala devido aos gastos financeiros e energéticos resultantes de tais processos (BRASIL, B.S.A.F; SILVA, F.C.P.; SIQUEIRA, F.G; 2017).

Por fim, os biocombustíveis de quarta geração são aqueles derivados de algas e outros microrganismos que passaram por processos de edição genética, sendo capazes de produzir e acumular mais gorduras do que seus pares (LAM e LEE, 2012; KLIGERMAN e BOUWER, 2015).

Para os desafios resultantes da cultura de microalgas uma proposta de interesse energético e social é a utilização de águas residuárias de variadas origens como fonte de nutrientes para a cultura das microalgas. As águas residuárias são ricas em nutrientes e o cultivo de microalgas leva a uma diminuição na quantidade de lodo que seria levado aos aterros sanitários, reduzindo assim o impacto ambiental do tratamento de esgoto tradicional. Entretanto, para isso, é necessário um maior desenvolvimento tecnológico na área para que a produção de biocombustível seja viável economicamente em larga escala (KLIGERMAN e BOUWER, 2015; SIQUEIRA, 2017).

No Brasil, há uma abundância de águas residuárias não tratadas, sendo que apenas 49% de todo o esgoto gerado no país passa por algum processo de tratamento. Estima-se que a universalização do acesso à rede de saneamento básico para todos os brasileiros custaria cerca de US\$ 133,1 bilhões nos próximos vinte anos (SÃO PAULO, 2020). Somados aos custos de remoção do nitrogênio (US\$ 4,4 kg⁻¹) e do fósforo (US\$ 3,5 kg⁻¹) para atender aos parâmetros exigidos pelas leis brasileiras, a coleta e o tratamento de águas residuárias tornam-se muito

onerosos, especialmente para os municípios mais pobres e isolados (KLIGERMAN e BOUWER, 2015).

Além dos custos, o tratamento convencional de águas residuárias demanda, ainda, grandes quantidades de água, produtos químicos e energia elétrica. Estes custos impactam negativamente a sustentabilidade da rede de saneamento. Desta maneira, a possibilidade de produção de valor advinda de um processo até então oneroso, de forma sustentável, tal qual a produção de combustível partindo do tratamento de águas residuárias, torna-se especialmente interessante para um país que ainda necessita de muito investimento para garantir a universalização do acesso ao saneamento básico para a sua população (GOUVEIA et al., 2016).

Algumas vantagens para o cenário brasileiro incluem condições ideais para a cultura de microalgas, apresentando médias térmicas superiores a 20° C, e alta exposição solar, possibilitando a ocorrência da fotossíntese e, portanto, da cultura ao longo de todo o ano (KLIGERMAN e BOUWER, 2015).

1.1 Relevância e Motivação

Este trabalho é uma pesquisa exploratória que visa contribuir com conceitos sobre tratamento de águas residuárias, ecologia e geração de energia renovável. Para tanto, foram levantados dados de literatura científica, aquisição de dados secundários e posterior utilização destes dados em simulações de crescimento populacional, produção de metabólitos e potencial energético.

Os dados pertinentes à qualidade das águas do objeto de estudo foram obtidos de relatórios on-line da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, monitorados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Já os dados que se relacionam com a composição e o desenvolvimento de microalgas foram obtidos partindo do levantamento de literatura.

A discussão principal deste trabalho é a possibilidade de geração de energia partindo de um processo intrínseco às sociedades modernas – o tratamento de águas residuárias. Assim, almeja mostrar como será possível fazer utilização de uma matéria prima considerada como evento de poluição ambiental para aumentar a oferta de energia brasileira. A fim de permitir uma investigação deste tema, foi realizado um estudo de caso sobre as águas do Rio Tietê, no estado de São Paulo, utilizando dados fornecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

Os dados pertinentes à qualidade das águas do objeto de estudo foram obtidos de relatórios on-line da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, monitorados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Já os dados que se relacionam com a composição e o desenvolvimento de microalgas foram obtidos partindo do levantamento de literatura. O estudo de caso foi realizado com o objetivo de responder as seguintes questões: A microalga *C. vulgaris* conseguiria crescer nas águas do Rio Tietê? Em qual velocidade? Seu cultivo aparenta trazer algum benefício?

Existem, atualmente, mais de quarenta laboratórios e instituições que estudam culturas de algas (microalgas, macroalgas e cianobactérias) no Brasil sendo que destes, cinco armazenam consigo mais de 150 cepas. Duas grandes companhias brasileiras, Petrobrás (Petróleo Brasileiro S.A) e Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), investigam algas nativas para fins de produção de biodiesel e outros bioprodutos (BRASIL; SILVA; SIQUEIRA, 2017).

Um resultado deste interesse foi a descoberta de cepas nativas promissoras para produção de biocombustíveis. Uma das cepas de *Chlorella*, recolhida no estado da Bahia, pode chegar a produzir até $204,91 \text{mgL}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de lipídeos, um rendimento que chega a ser uma ordem de grandeza superior à cepa modelo utilizada neste trabalho (NASCIMENTO et al., 2012).

Outro fator de interesse é a qualidade do combustível resultante da cultura de microalgas. A maioria das espécies de microalgas possuem um perfil de produção de lipídeos adequado à conversão em biodiesel. Além disso, o poder calorífico do biodiesel resultante do óleo de algas gira em torno de 41MJ kg^{-1} , próximo aos $42,7 \text{MJ kg}^{-1}$ do Diesel fóssil e superior aos 37MJ kg^{-1} do biodiesel de oleaginosas (como a soja) (NASCIMENTO et al., 2012; XU; MIAO; WU, 2006).

Como justificativa para este interesse, apresenta-se a necessidade de uma maior robustez na segurança energética nacional (e mundial) uma vez que 84% de toda a energia produzida no mundo vem de fontes fósseis, não renováveis (RITCHIE; ROSER, 2020). Assim, o cultivo de microalgas se apresenta como uma possível fonte de combustível renovável com potencial de substituir o derivado de petróleo ao mesmo tempo em que resulta na diminuição de emissões de gases de efeito estufa (NASCIMENTO et al., 2012).

Entretanto, é importante destacar que os processos necessários à separação das algas e a extração do óleo são, neste momento, ainda muito dispendiosos financeira e energeticamente. Como resultado, a produção não é competitiva com os derivados de petróleo. Espera-se que o futuro traga não só melhores técnicas de colheita e extração como, também, cepas e espécies

mais resistentes e produtivas, reduzindo os custos e permitindo o desenvolvimento em larga escala desta fonte de combustível renovável (NASCIMENTO et al., 2012).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve por objetivo verificar a remoção de nutrientes de águas residuárias secundárias pela simulação da cultura da microalga *Chlorella vulgaris*. O trabalho também se propôs a verificar a produção de biomassa decorrente deste tratamento, bem como os ganhos financeiros obtidos pela sua transformação em biodiesel e posterior venda.

1.2.2 Objetivos Específicos

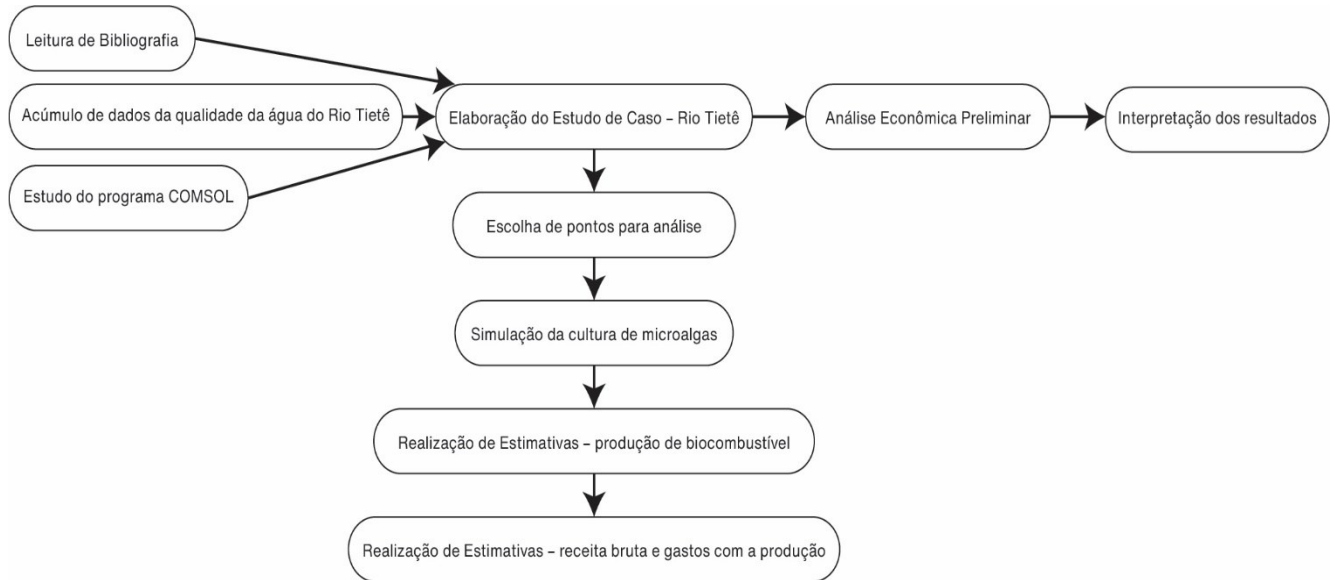
São objetivos específicos que compuseram o estudo:

- Verificar, mediante de simulação computacional, a potencial remoção de nutrientes por meio do crescimento algal;
- Estimar a produção de lipídeos e, conseqüentemente, de biodiesel, que pode ser produzida pela reabsorção de nutrientes das águas residuárias;
- Verificar o posicionamento ideal, ao longo do curso do Rio Tietê, para a instalação das culturas, de maneira a maximizar a eficiência do tratamento;
- Verificar se a produção de biocombustível é vantajosa, do ponto de vista econômico, para a conjuntura brasileira.

2 METODOLOGIA

A metodologia adotada para a construção deste trabalho pode ser dividida em três momentos distintos, conforme representado na Figura 1:

Figura 1 – Representação esquemática das etapas metodológicas realizadas neste trabalho



Fonte: Elaboração própria.

2.1. Leitura de bibliografia

A primeira etapa da pesquisa configura uma revisão de literatura cujo objetivo é acumular conceitos de tratamento de águas residuárias, metabolismo celular e o estado da arte da utilização de microalgas para a geração de energia e tratamento de águas residuárias. Foram consultadas fontes acadêmicas, científicas e de literatura cinza a fim de fornecer informações sobre as microalgas, e seus usos. Durante esta etapa foram acumulados dados relevantes sobre as diferentes espécies de microalgas já utilizadas em escala comercial, seus ambientes e composição além dos diferentes tipos de metabolismo celular e maneiras de cultivo de microalgas em águas residuárias.

Foi durante este momento que chegou-se a conclusão de que o organismo mais adequado à proposta do trabalho seria a *Chlorella vulgaris*. O metabolismo destes seres vivos também foi estudado, levando em conta os principais nutrientes dos quais eles se alimentam durante seu desenvolvimento e as equações que regem seus processos de crescimento.

2.2. Acúmulo de dados da qualidade da água do Rio Tietê

Concomitante ao processo de aprendizado sobre os organismos e processos biológicos pertinentes à cultura de microalgas foi, também, realizada uma busca por dados de qualidade da água de diferentes corpos hídricos brasileiros. Devido à falta de dados disponíveis, foi feita a opção pelo estudo de caso utilizando apenas as águas do Rio Tietê como base, devido à grande disponibilidade de dados de variados pontos ao longo percurso do rio, fornecidos pela CETESB.

Foi nesta etapa que ficou evidente a necessidade de levar em conta pontos diferenciados ao longo do percurso pois as concentrações de poluentes variavam muito em função da proximidade ou não de centros urbanos.

2.3. Estudo do programa COMSOL

A última etapa do primeiro momento da metodologia consistiu no aprendizado e ambientação com o programa COMSOL Multiphysics Ver.5.3. O programa apresenta uma base robusta para a simulação de variados fenômenos físico-químicos, porém é apresentado de maneira complexa e sua utilização não se dá de forma intuitiva.

Sendo assim, foram necessários meses de tentativa e erro além da leitura do manual (disponibilizado pelo fabricante, online) e a realização de um curso voltado para o aprendizado e manipulação deste software.

2.4. Elaboração do Estudo de Caso – Rio Tietê

Para realização das simulações existe a opção de uma matriz genérica de água residuária, como aquelas utilizadas por Aslan, S. e Kapdan, I. K. (2006) ou por Feng *et al.* (2011), porém foi feita a opção pelo uso de dados de águas brasileiras para melhor ilustrar a eficiência do tratamento.

Dessa maneira, partiu-se para a seleção de corpos d'água brasileiros, poluídos por águas residuárias urbanas, e que possuíssem uma abundância de dados a fim de permitir a simulação do tratamento em condições variáveis de poluição. Atendendo a estes critérios, o corpo de água com documentação mais rica de qualidade da água e concentrações de diferentes poluentes ao longo de seu curso foi o Rio Tietê, do estado de São Paulo.

2.4.1. Escolha de pontos para análise

Partindo da seleção do corpo hídrico, fez-se necessário também a seleção dos pontos para análise durante seu curso. Esta seleção se faz necessária pois a qualidade da água pode variar drasticamente com a localização do ponto de monitoramento, sendo consideravelmente pior em pontos próximos a grandes centros urbanos, receptores de águas residuárias urbanas. Assim, os foram selecionados quatro pontos ao longo do curso do rio que representassem momentos distintos, utilizando a nomenclatura oficial da própria CETESB. Uma vez selecionados, foram coletados os dados de diferentes relatórios da qualidade das águas interiores de São Paulo, dos anos 2009 até 2019.

2.4.2. Simulação da cultura de microalgas

Os dados secundários obtidos dos relatórios da CETESB foram inseridos no programa COMSOL[®] em conjunto com as equações de *Monod*, descritas no item 3.3.3, resultando em dados quanto à produção de clorofila *a*, consumo de nitrogênio amoniacal (NH₄-N) e fósforo de fosfato (PO₄-P), replicando a remoção de nutrientes por meio da produção de clorofila *a* durante dez dias de cultura. A clorofila *a* foi então utilizada como base para a estimativa de massa celular total e produção de lipídeos, partindo da composição celular média da *C. vulgaris*.

O COMSOL[®] é um ambiente de simulação interativo com finalidade de resolver problemas de engenharia. Para os fins deste trabalho, o programa foi utilizado para simular uma reação química em uma unidade de área arbitrária, a fim de permitir a visualização do comportamento do substrato (nitrogênio ou fósforo), que seria consumido de acordo com as diretrizes das Equações de *Monod* (MONOD, 1978).

A licença para uso do COMSOL[®] é paga, e seu acesso foi concedido pelo Prof. Dr. Tarcísio Campos, do Departamento de Engenharia Nuclear da Universidade Federal de Minas Gerais. A documentação e os manuais para uso do COMSOL[®] estão disponíveis para download diretamente da internet, do próprio site responsável pelo COMSOL.

2.5. Realização de Estimativas – produção de biocombustível

Utilizando as estimativas de produção de lipídeos, foram estimados o potencial de produção de biocombustível, partindo do princípio de que o rendimento da reação de transesterificação impactaria fortemente a produção final. Além disso, o processo de síntese escolhido foi a síntese direta, que não necessita de separação prévia das gorduras e da biomassa,

poupando assim energia e recursos. O processo de síntese direta sugere que apenas 81% dos lipídeos produzidos pela *C. vulgaris* sejam convertidos em biocombustível, sendo que o restante assume a forma dos variados coprodutos que serão citados no subcapítulo 5.10.

2.5.1. Considerações – Modelo de Estação de Tratamento de Esgoto

A fim de determinar o potencial de geração de renda do tratamento de águas residuárias, fez-se necessário determinar o tamanho do projeto de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) proposto para ser instalado nas proximidades dos medidores selecionados. Para os fins deste trabalho, considerou-se uma ETE com dimensões aproximadas à expansão realizada na ETE Barueri, em 2017.

Assim, tal instalação teria capacidade para tratar o esgoto de aproximadamente 1,18 milhão de pessoas e representaria um investimento de R\$ 390 milhões. Foi considerado que sua construção cobriria todas as instalações necessárias à operação da ETE, incluindo para o tratamento preliminar, primário e para os tanques onde seria realizada a floculação (separação) da biomassa. Os custos para a construção e operação do tratamento secundário, substituído por Lagoas de Alta Taxa (LAT) serão cobertos separadamente.

2.5.2. Realização de Estimativas – receita bruta e gastos com a produção

Dispondo da quantidade de habitantes a que a ETE proposta atenderia, foi possível estimar a arrecadação com a venda de biocombustível, ao multiplicar a produção obtida pelo número de habitantes atendidos pela estação e pelo valor do biodiesel, de acordo com os leilões da Agência Nacional de Petróleo.

Os gastos de operação e construção, em contrapartida, foram estimados baseando-se em dados fornecidos de literatura científica. Kligerman e Bouwer (2015) tratam dos custos de construção e operação de Lagoas de Estabilização de Esgoto (LEE), enquanto Young et al. (2017) fornecem uma faixa de redução de custos obtida pela substituição de Lagoas de Estabilização por Lagoas de Alta Taxa (LAT), chegando a um valor entre 39,2 e 47,5% do original. Foi feita a opção pelo maior valor pois este está diretamente relacionado com maiores áreas de superfície das lagoas, possibilitando uma maior exposição à luz solar e, portanto, facilitando a proliferação das algas.

2.6. Análise Econômica Preliminar

Dispondo dos custos de construção de uma ETE e da receita gerada anualmente por sua operação, foram feitas análises partindo de dois indicadores econômicos a fim de determinar ou não a viabilidade econômica dos pontos selecionados.

Primeiramente, foram utilizados apenas pontos cujos níveis de nutrientes tornassem a cultura de alga capaz de gerar receita, sendo desconsiderados todos os pontos cuja aplicação do tratamento com algas resultasse em prejuízo. Partindo desse requerimento, apenas dois pontos foram selecionados, e apenas com a produção permitida pelo regime mixotrófico. Destes dois pontos foram descontadas duas taxas que representam os custos de operação e construção de Lagoas de Alta Taxa, de acordo com Kligerman e Bouwer (2015).

Utilizando os resultados encontrados, foram produzidos indicadores econômicos: O Valor Presente Líquido (VPL) do projeto e a Taxa Interna de Retorno (TIR) seguindo as fórmulas fornecidas por Hess *et al.* (1978). Neste cenário, foi considerada uma taxa mínima de atratividade igual a 10% ao ano, por um período de 15 anos, de acordo com Kligerman e Bouwer (2015) e Von Sperling (2007).

2.7. Interpretação dos resultados

Tendo realizado todas as simulações necessárias, a última etapa da metodologia constituiu na análise dos resultados obtidos a fim de responder as perguntas apresentadas na introdução e nos objetivos do trabalho.

3. MICROALGAS JÁ CULTIVADAS PELOS SERES HUMANOS

Dentre os gêneros e espécies de microrganismos compreendidos como microalgas, a análise deste trabalho se concentrou especificamente sobre a *Chlorella sp.*, devido a sua presença ser difundida nos corpos hídricos brasileiros, em especial naqueles próximos a sítios urbanos. Outra vantagem de concentrar os estudos sobre esta espécie é a extensa quantidade de pesquisas sobre o cultivo destes organismos, que foram a primeira a ser cultivada em massa pelos seres humanos.

Ainda assim, serão apresentados neste capítulo outros organismos além daqueles da espécie *Chlorella*, também já utilizados pela indústria. A intenção desta seção é ressaltar que existem muitas opções para a produção de biomassa e seus derivados.

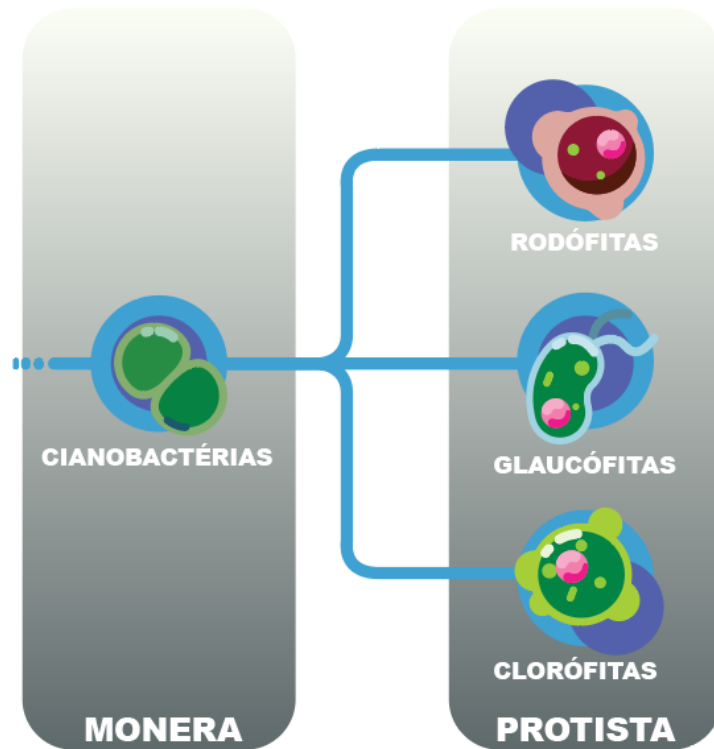
3.2. Definição

O termo Alga, em si, é usado de maneira informal para se referir a um grupo variado de organismos capazes de realizar fotossíntese. Estes organismos, por sua vez, podem ser procariontes ou eucariontes, unicelulares ou pluricelulares, de vida livre, parasitária ou simbiotes. As microalgas, representadas em parte pela Figura 2, são os membros microscópicos deste grupo, que abrange as cianobactérias do Reino *Monera* e outros grupos do Reino *Protista*, como as algas vermelhas (rodófitas) as algas verdes (clorófitas) e as algas flageladas de água doce (glaucófitas).

Também conhecidos por fitoplanctons, estão presentes em todos os corpos d'água e se tornam perceptíveis para os humanos quando sua reprodução é descontrolada devido à presença de nutrientes em abundância. Por serem organismos de simples arquitetura, uni ou multicelular, conseguem se reproduzir de maneira veloz, mesmo em condições desfavoráveis a outros seres vivos. Além disso, estão presentes em todos os ecossistemas, incluindo os terrestres, e são capazes de suportar as mais variadas condições ambientais (MATA; MARTINS e CAETANO, 2010).

Estima-se que existam em torno de 50.000 espécies de microalgas no planeta, embora apenas 60% destas tenham sido catalogadas e estudadas até o momento. O potencial produtivo das algas tem despertado o interesse científico ao redor do mundo, resultando em extensas algotecas como a mantida pela Universidade de Coimbra, que contém 4000 cepas e mais de 1000 espécies (MATA; MARTINS e CAETANO, 2010).

Figura 2 – Representação esquemática das principais linhagens de microalgas

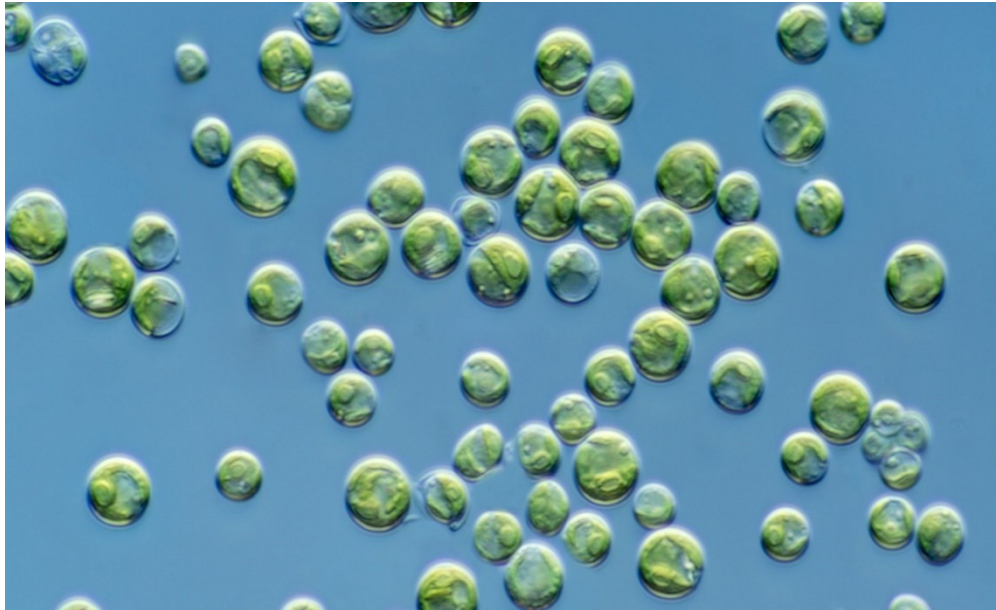


Fonte: Elaboração própria.

3.3. Principais espécies utilizadas pela indústria

3.3.1. Chlorella

As *Chlorellas*, representadas pela Figura 3, são de ocorrência cosmopolita, tendo sido encontradas em variados ambientes aquáticos, tanto marinhos quanto de água doce. Membros deste gênero se reproduzem exclusivamente de forma assexuada, onde uma célula-mãe pode dar origem de quatro a dezesseis indivíduos (IWAMOTO, 2004).

Figura 3 – Células de *C. vulgaris*

Fonte: ARTISMICROPIA, 2021.

A *Chlorella vulgaris* foi a primeira espécie de alga a ser cultivada em grande escala, desde 1953, porém sua utilização comercial teve início apenas em 1961, pela *Nihon Chlorella S.A.*, em parceria com o Instituto Japonês de Pesquisas em Microalgas (ou Instituto *Chlorella*), com o objetivo de levar alimentos e rações para regiões do planeta que necessitassem de proteína barata. Outros países, como Estados Unidos e Alemanha, também iniciaram pesquisas sobre este gênero durante o mesmo período. Inicialmente, as culturas eram feitas utilizando ar rico em CO₂ como fonte de carbono e regime metabólico autotrófico (*vide* item 3.3.2), porém, o processo foi modificado, substituindo o CO₂ por ácido acético, devido ao seu elevado custo e baixa taxa de fixação. A troca da fonte de carbono levou as células de *Chlorella* a operarem em regime mixotrófico e resultou num corte significativo nos custos do processo de cultivo (IWAMOTO, 2004).

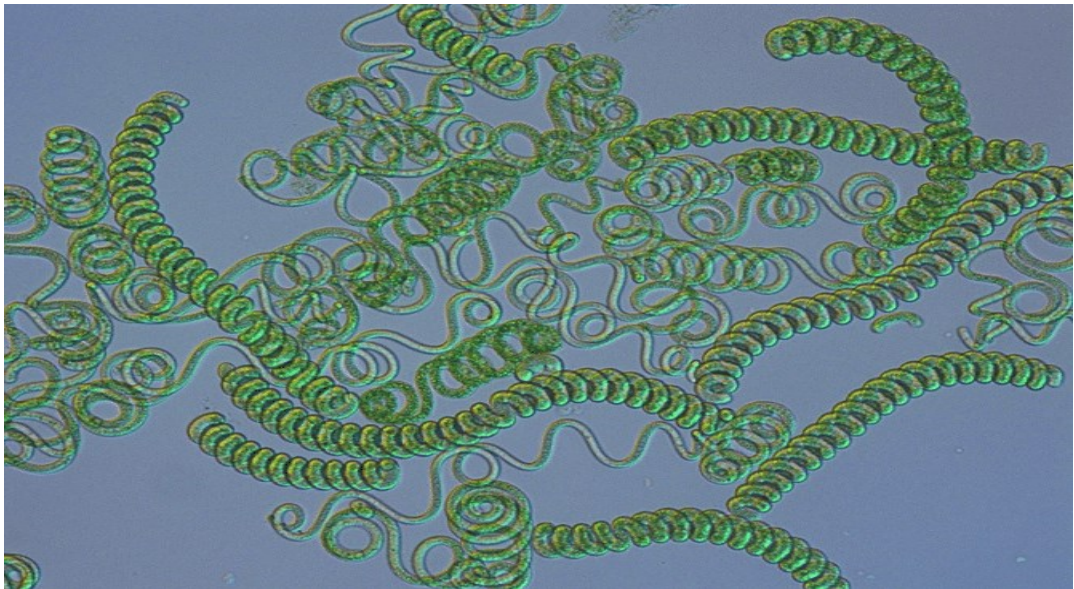
A produção global de *Chlorella* aumentou 10 vezes durante o período dessas pesquisas, de 200 t/ano em 1975 para 2000 t/ano em 1990, cultivada majoritariamente em regime mixotrófico. Entretanto, o objetivo da cultura de *Chlorella* é principalmente a produção de ração de alta qualidade para alevinos¹ (IWAMOTO, 2004).

¹ Estágio embrionário de peixes, recém-saídos de ovos.

3.3.2. Spirulina

As algas do gênero *Spirulina*, representadas pela Figura 4, são cianobactérias que assumem a forma de molas ou de filamentos esticados, dependendo das condições do ambiente. São encontradas em grande variedade de ambientes aquáticos, mas tem preferência por águas salobras e alcalinas, onde facilmente dão origem a eflorescências. Com ciclo de vida simples, se reproduzem por fragmentação, onde a célula madura se segmenta em células menores (HU, 2004).

Figura 4 - Células de *Arthrospira*



Fonte: FURMANIAK et al., 2017.

As *Arthrospiras* ou *Spirulinas* foram as primeiras cianobactérias a serem cultivadas na era moderna, começando nos anos 1970, e com produção estimada de 2000 t/ano (nos anos 2000). Além disso, estas algas têm presença já consolidada na dieta e história humanas, tendo sido aproveitadas como alimento nas Américas e na África desde 1300 d.C. Seu alto teor proteico (65% em base seca) e a presença ácidos graxos e minerais essenciais torna estes organismos uma fonte nutritiva de alimento. Nos tempos modernos, sua cultura vem sendo aproveitada como fonte de fármacos e de produtos químicos (HU, 2004).

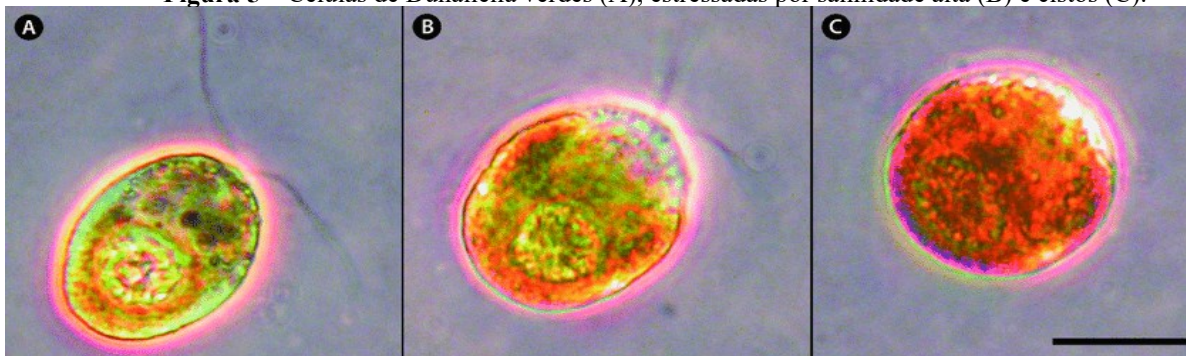
São consideradas primariamente autotróficas fotossintéticas, mas dependem também de elevada alcalinidade (pH 9.5 – 9.8) para a produção satisfatória de biomassa. O pH elevado que permite o desenvolvimento ideal das *Spirulinas* atua também como barreira para o surgimento

de organismos predadores ou competidores na cultura, protegendo-a. Estudos assinalam a possibilidade de cultura mixotrófica não muito diferente da realizada com *Chlorella sp.* (HU, 2004).

3.3.3. *Dunaliella*

Dunaliellas são algas verdes, da classe *Chlorophyceae*, de formato ovoide, semelhante a uma pera. Não possuem parede celular e, por isso, podem responder rapidamente a alterações de concentração do ambiente. Em ambientes de elevada salinidade, as *Dunaliellas* se transformam em cistos rígidos e resistentes à desidratação. Ambos estágios podem ser vistos na Figura 5, a seguir (BEN-AMOTZ, 2004).

Figura 5 – Células de *Dunaliella* verdes (A), estressadas por salinidade alta (B) e cistos (C).



Fonte: RAMOS *et al.*, 2011.

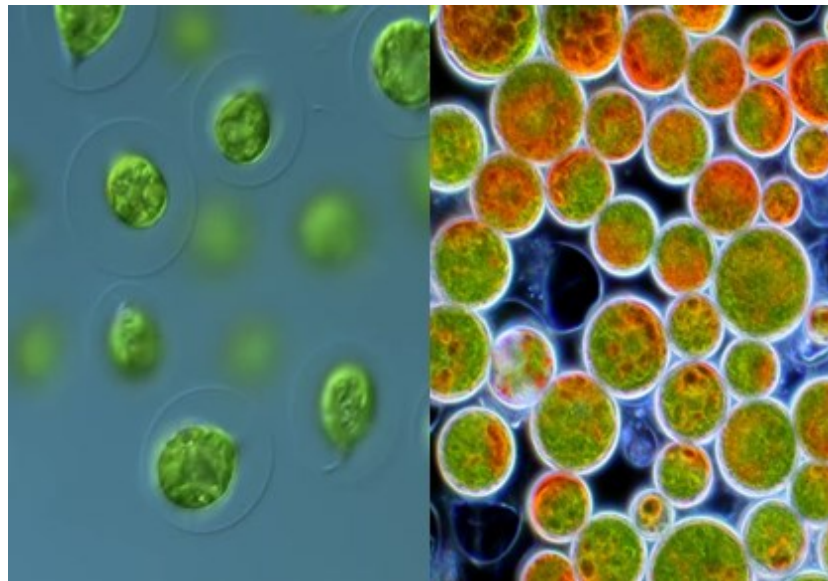
As *Dunaliellas* são reconhecidas como os eucariontes fotossintéticos mais resistentes ao sal, tendo preferência por ambientes marinhos e águas salobras com concentrações elevadas de sal e magnésio. Além disso, são tolerantes a uma extensa faixa de temperatura (-5° a 40°C) e elevada radiação solar, tornando este organismo um dos mais adequados à cultura extensiva ao ar livre. Ao manipular as condições de cultura, limitando a disponibilidade de nitrogênio e a saturação salina, é possível forçar a seleção de células que produzem β -caroteno, um pigmento avermelhado e de elevado valor agregado. Neste caso, a cultura muda de cor, passando de seu característico verde ao alaranjado (BEN-AMOTZ, 2004).

Diferentemente das *Chlorellas* e *Spirullinas*, as *Dunaliellas* são autotróficas exclusivas, necessitando um fornecimento de carbono inorgânico na forma de CO₂ para o seu desenvolvimento (BEN-AMOTZ, 2004).

3.3.4. Haematococcus

Também da classe *Chlorophyceae*, a *Haematococcus*, apresentada na Figura 6, é uma alga verde flagelada de formato ovoide. Conhecidas por serem a maior fonte de astaxantina na natureza, estes organismos têm despertado interesse econômico, em especial a espécie *H. pluvialis*. De cor esverdeada, esta espécie de alga perde seus flagelos e assume uma intensa cor escarlate ao ser exposta a condições de estresse luminoso (LORENZ e TODD, 2004).

Figura 6 – Haematococcus verdes, à esquerda e cistos, à direita



Fonte: ARTISMICROPIA, 2021.

Na natureza, a astaxantina é bem comum, sendo sintetizada por organismos produtores tais como o fitoplâncton. Ao serem consumidos, esta substância se acumula em outros organismos, sendo responsável pela cor característica da carne de salmões, camarões, lagostas e das penas dos flamingos (LORENZ e TODD, 2004).

De cultivo fácil, a *H. pluvialis* tem baixa tolerância à salinidade e prefere um meio neutro. Estas preferências simples são, na verdade, um detrimento à sua cultura extensiva, especialmente aquela realizada ao ar livre, já que permite a propagação de organismos contaminantes – tanto outras microalgas quanto organismos predadores, tais como amebas. Sua produção em larga escala tem sido feita com o auxílio de fotobiorreatores, compartimentos fechados nos quais são inseridos água, nutrientes e as cepas de organismos a serem cultivadas. Fotobiorreatores são vantajosos pois permitem o controle minucioso de luminosidade, temperatura, pH e densidade celular. Assim, permitem o desenvolvimento máximo da cultura de microalgas. (LORENZ e TODD, 2004).

Num primeiro momento as células de *H. pluvialis*, ainda em seu estado verde, são cultivadas com controle preciso de pH, temperatura e nutrientes de maneira a permitir um crescimento excelente da população. Uma vez atingida a concentração ideal de células, a cultura é submetida como um todo à privação de nitratos, fosfatos e ao aumento de luminosidade e temperatura. Estas alterações levam as células a se transformarem em cistos ricos em astaxantina com a finalidade de proteger suas estruturas da radiação luminosa. Cerca de cinco dias após a formação dos cistos, eles estarão prontos para a colheita, contendo até 3% de astaxantina (LORENZ e TODD, 2004).

3.4. Mecanismos de produção de biomassa

Justamente por serem um grupo diverso de organismos, compreendendo classes taxonômicas distintas, as microalgas apresentam comportamentos diferentes quando expostas a situações de cultura ou de estresse. Sendo assim, é necessário avaliar estes organismos do ponto de vista produtivo de forma a melhor distribuí-los de acordo com suas capacidades fisiológicas.

3.4.1. Tipos de Metabolismo

Devido à variedade de rotas metabólicas e seus impactos no conteúdo interno da célula, faz-se necessária uma apresentação sobre quais tipos de metabolismo as microalgas podem adotar e seus impactos na produção final de metabólitos.

O modo autotrófico é aquele em que a célula converte luz solar, nutrientes e uma fonte inorgânica de carbono, geralmente CO₂, em biomassa. Já no modo heterotrófico, o organismo se alimenta de matéria orgânica para produzir a sua própria biomassa e sem a necessidade de luz solar. O metabolismo mixotrófico, por fim, ocorre quando a célula tem a capacidade de realizar a fotossíntese concomitantemente à absorção de matéria orgânica (CECCHIN *et al.*, 2018). De acordo com Chojnacka e Noworyta (2004), o metabolismo mixotrófico é sustentado com adição de glicose à cultura microbiana. Entretanto, recentemente, testes em culturas mixotróficas têm utilizado ácido acético como fonte de carbono para o crescimento celular, estimando-se que 2 a 4g do ácido são necessárias para permitir a produção de 1g de *Chlorella*.

Segundo Iwamoto (2004), alguns estudos indicam que a cultura mixotrófica é a de maior potencial de produção, sua produção de biomassa sendo equivalente ao das culturas autotróficas e heterotróficas combinadas. Entretanto Chojnacka e Noworyta (2004) obtiveram rendimentos

para a cultura mixotrófica diferentes à essa combinação, apresentando variações de acordo com a concentração de glicose e intensidade luminosa. De maneira similar, Gilmour (2019) indica um crescimento 74% maior (do que a soma das produtividades heterotrófico e fotoautotrófico) quando a cultura é enriquecida com acetato e 34% maior quando a cultura se utiliza de glicose, para a microalga *Micractinium inermum*.

Além de maiores rendimentos, uma microalga mixotrófica é capaz de gerar seu próprio CO₂, ao se alimentar de matéria orgânica, no processo de respiração celular. Uma vez exalado, o gás carbônico pode ser assimilado por células vizinhas no processo de fotossíntese, eliminando a necessidade de enriquecimento da cultura (GILMOUR, 2019).

Como resultado da conversão de diferentes fontes de carbono em biomassa, temos diferentes metabólitos, tais como clorofila e lipídeos.

3.4.2. Composição das células de *C. vulgaris*

É de interesse conhecer a composição média de parâmetros de crescimento e produtividade das células do microrganismo a ser estudado para que seja possível a estimativa de seus outros produtos metabólicos a partir da taxa de produção obtida pela Equação 1. Assim, a Tabela 1 relaciona as quantidades das substâncias mais importantes dentro de cada célula para os três tipos de metabolismo: Fotoautotrófico, mixotrófico e heterotrófico.

Tabela 1 – Composição celular da *C. vulgaris*

Tipo de Metabolismo		Fotoautotrófico	Mixotrófico	Heterotrófico
Conteúdo de Biomassa	g/L	0,29 ± 0,03	2,12 ± 0,10	1,81 ± 0,08
Crescimento específico	μ/dia	0,32 ± 0,02	1,08 ± 0,07	1,07 ± 0,06
Produtividade de Biomassa	g/L/dia	0,05 ± 0,004	0,35 ± 0,001	0,30 ± 0,014
Conteúdo de Lipídeos	% massa	6,72 ± 0,69	12,64 ± 1,32	11,27 ± 0,91
Produtividade de Lipídeos	mg/L/dia	3,31 ± 0,62	44,68 ± 4,98	34,00 ± 4,22
Conteúdo de Clorofila	mg/g	27,99 ± 1,4	6,32 ± 0,30	3,31 ± 0,17
Produtividade de Clorofila	mg/L/dia	1,38 ± 0,18	2,23 ± 0,12	1,00 ± 0,04

Fonte: Kong *et al.* (2011).

3.4.3. Produção de Clorofila

Clorofila é um tipo de pigmento utilizado na coleta de energia luminosa. Essa classe de moléculas apresenta cor esverdeada e é composta por 4 tipos: *a*, *b*, *c* e *d*. A clorofila *a* está presente em todos os organismos fotossintetizantes, sendo responsável pela parte principal das reações de fotossíntese. Os outros pigmentos, *b*, *c* e *d*, são denominados acessórios e existem para ampliar a banda de absorção no espectro luminoso (TORZILLO, 2004).

Por estar presente em todos os organismos fotossintéticos, a clorofila *a* se torna um importante parâmetro de análise, permitindo que sua quantidade seja relacionada à atividade fotossintética e à produção de biomassa.

Por meio das equações de *Monod* (1) e (2) (MONOD, 1978), é possível relacionar a produção de clorofila *a* ao longo do tempo com o consumo de um determinado substrato a ser estudado.

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \frac{k * S_s}{K_m + S_s} \quad (1)$$

$$\frac{\delta S_s}{\delta t} = - \frac{1}{Y_c * \left(\frac{k * S_s}{K_m + S_s} \right)} \quad (2)$$

C se refere à concentração de clorofila *a* (mg/L); *S_s* à concentração do substrato a ser estudado; *k* é a constante de taxa de reação (mg Substrato/mg Clorofila*dia); *K_m* é a constante de meia saturação (mg/L); *Y_c* é o rendimento (mg Clorofila/mg Substrato).

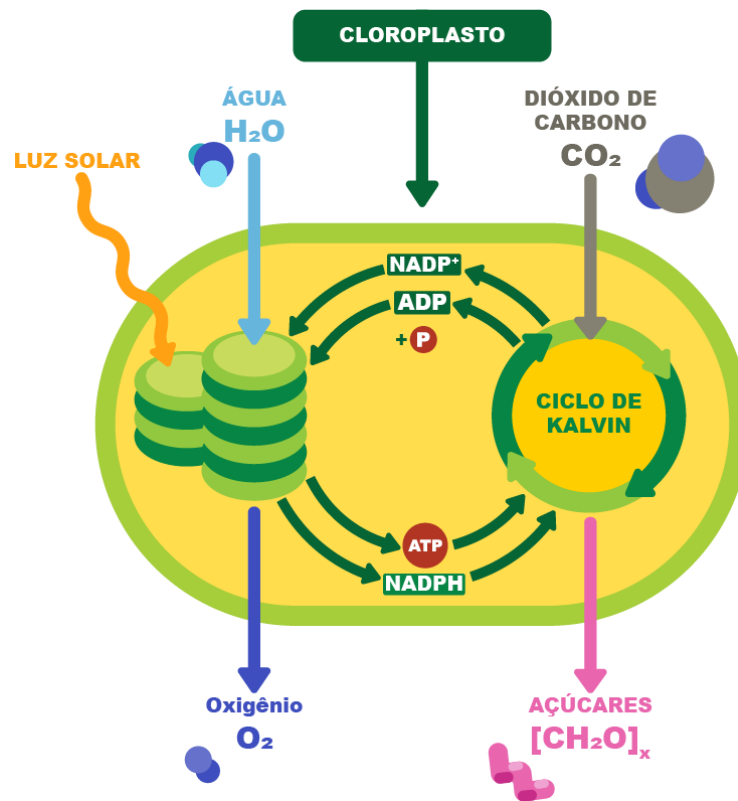
3.4.4. Fotossíntese

Realizada na membrana das cianobactérias e nos cloroplastos de organismos eucariontes, fotossíntese é o nome dado a uma reação que converte energia luminosa e compostos inorgânicos em matéria orgânica. Praticamente todas as formas de vida na terra dependem da biomassa criada por estes organismos fotossintéticos para o seu desenvolvimento e manutenção da vida (AZEREDO, 2012).

Para os microrganismos autotróficos, existe uma classificação baseada apenas na maneira como estes organismos realizam a fotossíntese – especificamente no pigmento utilizado: Rhodophyta (vermelhos), Chrysophyceae (dourados), Phaeophyceae (marrons) e Chlorophyta (verdes). Os organismos se utilizam de seus respectivos pigmentos para converter

dióxido de carbono e água em carboidratos e oxigênio. O processo de conversão é dividido tradicionalmente em duas etapas – a fase clara, dependente de luz, e a fase escura, que depende dos produtos da fase clara para ocorrer. Na fase clara, estruturas fotossintéticas chamadas tilacoides, localizadas no interior dos cloroplastos, convertem energia luminosa em energia química, resultando na molécula redutora NADPH e num composto altamente energético, o ATP. Já a fase escura consome estas moléculas no processo de redução do CO_2 em cadeias de carbono, conhecido por Ciclo de Kalvin, liberando oxigênio no processo (TORZILLO, 2004). Ambas fases estão ilustradas a seguir, pela Figura 7.

Figura 7 – Representação esquemática do processo de fotossíntese



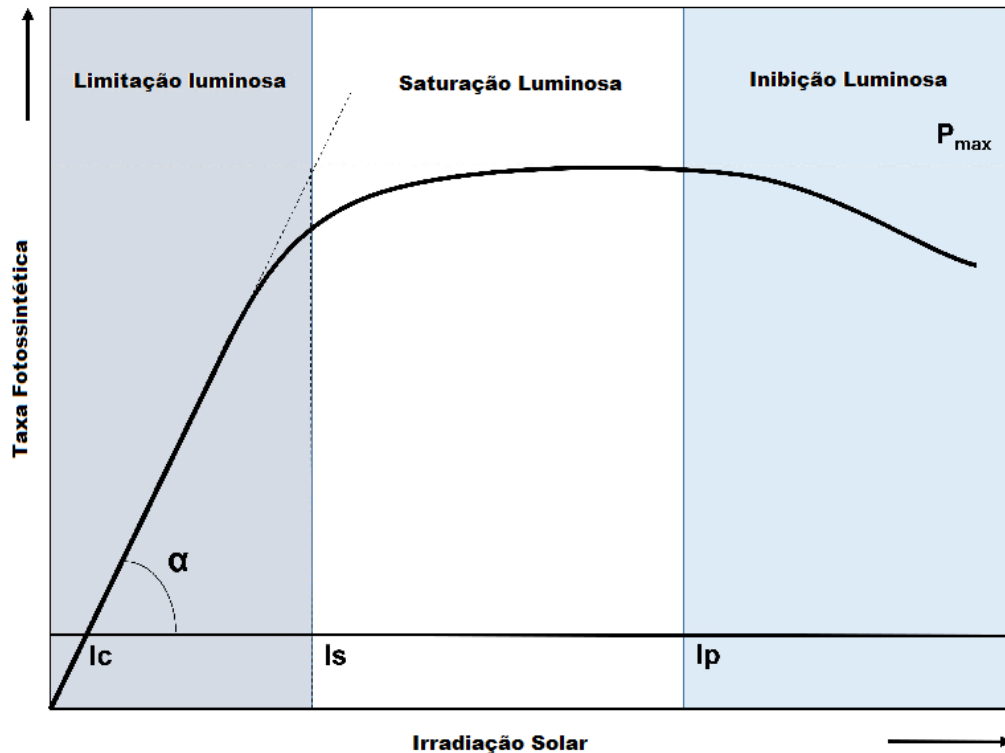
Fonte: Elaboração própria.

A atividade fotossintética pode, portanto, ser medida em termos de produção de oxigênio em relação à intensidade luminosa, dando origem à curva fotossintética de resposta à luz, esquematizada na Figura 8.

A parte negativa da curva representa o processo de respiração celular, que ocorre no escuro. Conforme a intensidade luminosa aumenta, diminui a eficiência da fotossíntese até que é atingido um valor – a saturação luminosa. O valor de saturação luminosa é determinado pelos processos químicos e enzimáticos de cada organismo e ele representa o limite da fotossíntese para tal ser vivo. Caso as células sejam expostas a valores de luminosidade acima da saturação,

é comum que as taxas de fotossíntese diminuam, no fenômeno conhecido por fotoinibição (TORZILLO, 2004).

Figura 8 – Representação da curva Fotossíntese/Irradiação



Fonte: Adaptada de Ulloa e Grob (2009).

Para os fins deste trabalho, foi considerado que a irradiância solar na região do estado de São Paulo seria suficiente para manter, em média, a operação das células em saturação luminosa, eliminando a necessidade de avaliar o seu impacto no desenvolvimento da cultura. Esta decisão foi tomada pois a cinética de crescimento das algas ainda é pouco estudada, sendo que ainda não foi publicado um modelo de crescimento capaz de analisar todos os fatores necessários, como quantidade de nutrientes disponíveis, CO_2 e luz (LEE; JALALIZADEH e ZHANG, 2015). Todavia, experimentos realizados em Lagoas de Alta Taxa (LAT) no estado de Minas Gerais, por SANTIAGO et al. (2013), indicam que a luminosidade a que a Região Sudeste é exposta seria suficiente para o cultivo satisfatório de microalgas.

3.4.5. Produção de Lipídeos

Para as microalgas, os lipídeos são importantes por constituírem a formação das membranas fosfolipídicas e serem também úteis como armazenamento de energia. Estes últimos, também conhecidos por triglicerídeos, são de interesse econômico, pois dão origem a biocombustíveis ao passarem pelo processo de transesterificação.

Para avaliar a produção total de lipídeos da cultura de *C. vulgaris* é necessário olhar para a forma como cada célula estratifica seus compostos metabólicos, em média, descritos na tabela 1. Assim, é possível observar que para cada grama de biomassa produzida, temos de 0,07 a 0,12 g de lipídeos sintetizados. O metabolismo heterotrófico foi desconsiderado por não ser uma via interessante para a síntese, uma vez que o cultivo autotrófico apresenta os menores custos, enquanto a produção mixotrófica combina a capacidade produtiva dos outros dois tipos de metabolismo (IWAMOTO, 2004).

4. O CULTIVO DE MICROALGAS E O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A ideia principal por trás do tratamento de águas residuárias com microalgas é utilizar o crescimento destes microrganismos para melhorar a qualidade da água e produzir coprodutos que sejam de interesse econômico. Ao se multiplicarem, as microalgas podem consumir matéria orgânica e compostos ricos em nitrogênio (N) e fósforo (P), substâncias que, em elevadas concentrações, põem em risco o equilíbrio da fauna e flora de variados ambientes aquáticos. Ao assimilarem esses componentes, as culturas efetivamente diminuem a possibilidade de ocorrência de eutrofização nos corpos d'água que recebem as descargas do tratamento (GRADY *et al.*, 2011; MOHSENPOUR, 2020; VON SPERLING, 2007).

Essa forma de cultivo vem recebendo atenção internacional como uma potencial plataforma de produção de biomassa voltada para a síntese de biodiesel e outros produtos, tais como suplementos alimentares, polímeros e pigmentos (DRIRA *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 2018; RAWAT, I. *et al.*, 2011). Além da produção de coprodutos valiosos, a cultura pode ser a solução para o tratamento de uma série de águas residuárias diferentes, desde águas residuárias domésticas, municipais, da pecuária, da produção de bebidas alcoólicas e do vinho, da produção de azeite, da indústria de papel e celulose e de diversas outras fábricas e indústrias (neste último caso, as algas podem também servir como adsorventes para os metais pesados que se encontram nas descargas destes processos) (DEVIRAM *et al.*, 2020; DRIRA *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 2018; SHEN *et al.*, 2008; TSOLCHA *et al.*, 2017).

Vantagens do tratamento de esgoto associado ao cultivo de microalgas incluem: (1) diminuição de custos, uma vez que as algas podem produzir oxigênio para bactérias decompositoras utilizarem no processo de digestão; (2) redução na quantidade de lodo produzido durante o tratamento; (3) redução nas emissões de CO₂ do processo de tratamento; (4) produção de biomassa rica em energia e nutrientes reciclados das águas residuárias (GOUVEIA *et al.*, 2016).

A cultura, no entanto, tem seus desafios - as células são muito pequenas, o que dificulta sua separação eficiente do meio de cultura. O processo de colheita é responsável por quase 1/3 dos custos associados ao cultivo de microalgas. Além disso, a secagem da biomassa é tradicionalmente feita em fornos que utilizam energia da rede elétrica. Existe a possibilidade da utilização de energia solar em substituição aos fornos elétricos, entretanto, essa opção ainda necessita de mais estudos (GOUVEIA *et al.*, 2016). Espera-se que o tratamento de esgoto associado à produção de biocombustível de algas torne ambos os processos economicamente viáveis e, também, sustentáveis.

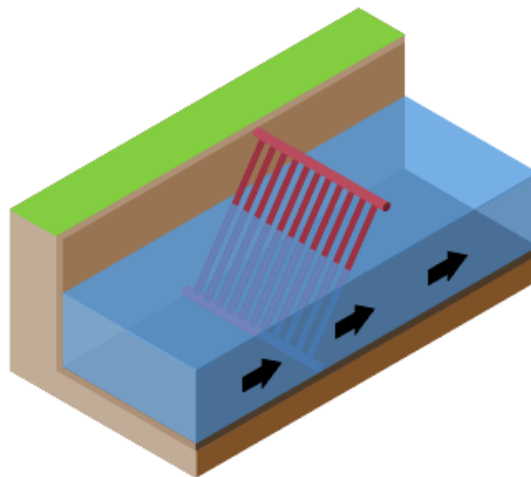
O próximo capítulo tem como objetivo elucidar como o cultivo de algas pode ser associado ao processo de tratamento de esgoto. Além disso, serão listados os principais nutrientes consumidos pelas algas durante o seu desenvolvimento.

4.2. Tratamento de Esgoto Tradicional

Tratamento de esgoto é o processo de melhoria da qualidade da água de um efluente com o objetivo de retorná-lo à natureza ou permitir a sua reutilização. O tratamento é tipicamente dividido em três etapas: Preliminar, primária, secundária e terciária.

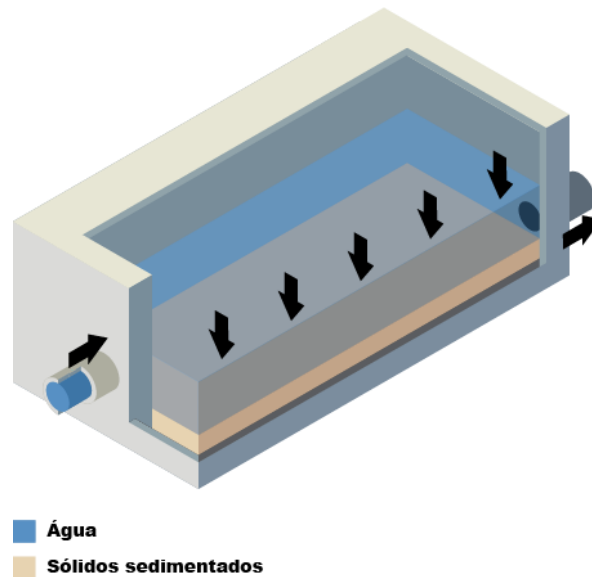
O objetivo do tratamento preliminar, representado pelas figuras 9 e 10, é a remoção de matéria sólida grossa e material particulado, visando preservar os equipamentos da estação, tais como bombas, válvulas e encanamento. Estes materiais são separados do efluente por seu tamanho e densidade elevados – primeiro o efluente é direcionado por uma série de grades que capturam os detritos mais grosseiros. Depois disto, o efluente é direcionado para uma caixa de areia, onde permanece por tempo o bastante para permitir a sedimentação de areia e pequenas pedras, cuja precipitação ocorre de maneira muito mais veloz do que a do material orgânico (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2006).

Figura 9 – Representação esquemática do processo de gradeamento



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 10 – Representação esquemática de uma caixa de areia

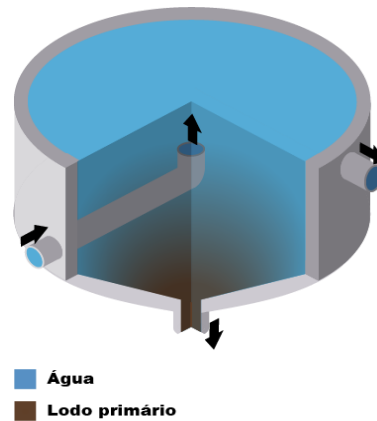


Fonte: Elaborada pelo autor.

Livre dos materiais de maior tamanho, o efluente segue para o tratamento primário, que visa a remoção de material particulado fino e em suspensão. Grande parte deste material particulado é matéria orgânica e, portanto, sua remoção implicará numa diminuição na DBO², reduzindo os custos com o tratamento secundário, que é mais caro. Para permitir que a remoção deste tipo de material aconteça, o esgoto deve fluir lentamente por tanques de sedimentação, representados pela Figura 11, para que o material sólido se acumule no fundo do tanque, formando o lodo primário. Substâncias mais leves que a água e nela imiscíveis, como gordura e óleo, também se separam nesta fase e são recolhidas pela parte de cima do tanque. O lodo formado pode ser dirigido a tanques de digestão ou desinfetado com cal. Existe ainda a possibilidade da utilização de um tanque séptico, onde o lodo não é removido. Neste caso, o lodo é lentamente digerido em condições anaeróbias (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2006).

² DBO: Demanda Biológica de Oxigênio.

Figura 11 – Representação esquemática de um tanque de sedimentação



Fonte: Elaborada pelo autor.

No tratamento secundário, processos biológicos e químicos naturais são utilizados, de maneira a remover matéria orgânica dissolvida e em suspensão no efluente. Os processos são acelerados, para a decompor a matéria orgânica e os poluentes mais rapidamente do que se fossem deixados na natureza. Os principais agentes neste estágio do tratamento são microrganismos variados (algas, fungos, protozoários e bactérias) que utilizam os poluentes encontrados no esgoto como nutrientes para o seu crescimento, convertendo-os em gás carbônico, água e massa celular. Esse processo, também chamado de decomposição, requer a presença de oxigênio dissolvido (para os processos aeróbios), além de condições favoráveis de temperatura e pH. Unidades de tratamento secundário costumam incluir o tratamento primário em suas instalações, mas nem sempre necessitam do tratamento terciário (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2006).

É no tratamento secundário que as microalgas podem ser utilizadas na produção de seus variados metabólitos, por meio de sistemas de cultivos em lagoas. Esta será apresentada nas seções 4.2 e 4.3.

Por fim, o tratamento terciário visa a remoção de patógenos, metais e produtos não biodegradáveis que não tenham sido removidos pelos tratamentos primário e secundário. O tratamento terciário, quando utilizado, geralmente é específico para as características do efluente a ser tratado e, portanto, não será descrito pois não é costumeiramente utilizado para águas residuárias domésticas.

4.3. Inserção de algas no tratamento de esgoto

Estima-se que de 0,6 a 3% da energia total produzida em países desenvolvidos seja destinada ao tratamento de águas residuárias. Sendo assim, dependendo da fonte dessa energia, o tratamento pode resultar em emissões significativas. Nos Estados Unidos da América, por exemplo, as emissões relacionadas ao tratamento de águas residuárias chegam a 11,5 milhões de toneladas de CO₂ por ano. Desta energia consumida no tratamento, 50% ou mais é destinada à injeção de oxigênio para as colônias de algas e bactérias na fase secundária (MOHSENPOUR, 2020).

Outro grande problema do tratamento convencional é a elevada produção de lodo, cujo processamento e disposição são fontes extras de despesa. O lodo representa, ainda, uma transferência de problemas, uma vez que sua disposição é geralmente feita em aterros sanitários e, portanto, o dilema da poluição não é solucionado, sendo apenas transferido para outro meio (MOHSENPOUR, 2020; SINGH e AGRAWAL, 2006; WAN *et al.*, 2016).

Além de serem uma fonte renovável de biomassa, as microalgas já demonstraram ser uma alternativa ecologicamente correta e sustentável aos processos utilizados no tratamento convencional de águas residuárias pois apresentam um bom custo-benefício e são boas fixadoras de carbono. Algas mixotróficas podem, ainda, fixar N e P ao mesmo tempo em que geram O₂, necessário para que bactérias decomponham formas complexas de carbono orgânico. Além disso, as microalgas podem captar nitrogênio orgânico, inorgânico e nitritos e nitratos, diminuindo as perdas para a atmosfera durante o processo de tratamento (MOHSENPOUR, 2020; SINGH e AGRAWAL, 2006).

Outro fator interessante é que o tratamento com cultura de microalgas e bactérias pode ocorrer em uma única etapa, não necessitando de diversas fases para ser realizado, assim reduzindo a intensidade energética e a complexidade do sistema, pois os sistemas baseados em algas não necessitam de aeração, quando baseados no metabolismo mixotrófico, uma vez que a fonte de carbono é orgânica. Além disso, as algas assimilam amônia e fosfatos diretamente, diminuindo duplamente as emissões de gases estufa do processo. Uma outra possibilidade é a utilização dessas microalgas como oxigenadoras para os processos de tratamento tradicionais, reduzindo sua intensidade energética (GOUVEIA *et al.*, 2016; MOHSENPOUR, 2020).

Quando utilizadas em lagoas de alta taxa, as microalgas têm elevado potencial de tratamento de águas residuárias municipais em locais com exposição solar e espaço suficiente, sendo economicamente e ambientalmente superiores aos sistemas de tratamento convencionais.

Permitem, também, a conversão dos poluentes do esgoto em energia (GOUVEIA *et al.*, 2016; KOHLHEB *et al.*, 2020; MOHSENPOUR, 2020).

Em uma planta convencional de tratamento de efluentes existem dois pontos nos quais poderia ser utilizado o tratamento associado às microalgas. A cultura de microalgas pode receber tanto o efluente do tratamento primário, substituindo o tratamento secundário, ou pode receber o efluente secundário, funcionando como uma forma de tratamento terciário. O presente trabalho considera que o cultivo com ênfase em microalgas substituiria o tratamento secundário, tornando o processo mais econômico e ambientalmente vantajoso, de acordo com Mohsenpour (2020). Além disso, o efluente do tratamento primário se adequa melhor às necessidades de consumo e crescimento da *C. vulgaris*, tornando-o ainda mais interessante (MOHSENPOUR, 2020).

4.4. Métodos de cultivo – Tratamento Secundário

De maneira ideal, o cultivo de microalgas deve visar a máxima produção de coprodutos. Entretanto, a composição celular da cultura pode variar drasticamente de acordo com as condições de cultura. O crescimento adequado das células (e a produção desejada dos seus coprodutos) depende não somente da quantidade de nutrientes disponíveis, mas também da proporção entre estes nutrientes (KLIGERMAN e BOUWER, 2015).

É importante destacar, também, que águas residuárias podem conter uma série de organismos (entre fungos, protozoários, bactérias e vírus) que se alimentam de algas. Tais organismos prejudicam a cultura não só por se alimentarem das algas, mas também por serem competidores pelos nutrientes necessários ao desenvolvimento da cultura (RAWAT *et al.*, 2011, KLIGERMAN e BOUWER, 2015).

Feitas estas considerações, o Quadro 1 compara as opções atuais para o cultivo de algas utilizando águas residuárias como substrato.

Quadro 1 – Métodos para o cultivo de algas

Método	Descrição	Vantagens	Desvantagens
Lagoas de Estabilização de Esgoto (LEE)	Tratamento biológico no qual as relações de simbiose entre bactérias e algas estabilizam o efluente e diminuem a presença de patógenos. Fatores principais: luz solar, temperatura, tempo de retenção, DBO.	<ul style="list-style-type: none"> • Melhor custo-benefício • Construção simples e barata • Baixo custo de manutenção • Baixa demanda energética • Não há necessidade de captação de lodo • Trata efluentes domésticos e industriais 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessita de espaço (terra) disponível • Manutenções são necessárias para evitar odores • $\text{NH}_4^+ > 25 \text{ mgL}^{-1}$ pode afetar a remoção de DBO

Método	Descrição	Vantagens	Desvantagens
	Geralmente utilizadas em sequência: anaeróbica (tratamento primário), facultativa (secundário) e maturação (terciário)	<ul style="list-style-type: none"> • Adequada para países tropicais e subtropicais • Maturação remove vírus e ovos de vermes • Remoção satisfatória de DBO 	<ul style="list-style-type: none"> • Na falta de vento as algas tendem a se estratificar em um filme de 20 cm durante as horas de luz
Sistema Integrado de Lagoas Avançadas para Tratamento de Efluentes	Variação das lagoas de estabilização, utiliza quatro lagoas em sequência: lagoa facultativa avançada com poços de fermentação, lagoa de alta taxa, lagoa de sedimentação de algas e lagoa de maturação. Portanto, é capaz de realizar tratamento primário, secundário e terciário.	<ul style="list-style-type: none"> • Minimiza acumulação de lodo • Maximiza a produção de algas • Bom custo-benefício • Baixa necessidade de manutenção • Performance satisfatória nas remoções de sólidos e DBO • Pouco odor 	<ul style="list-style-type: none"> • Ocupa espaço similar às lagoas de estabilização • Configuração mais cara que a das lagoas de estabilização • Necessita remoção de lodo pelo menos duas vezes ao ano • Custos energéticos maiores que as lagoas de estabilização
Lagoas de alta taxa (LAT)	Lagoa rasa (0,3 a 0,6 m) que opera com um tempo de retenção menor. Tem forma de pista e é operada com uma bomba e uma paleta de roda que, juntas, criam um fluxo de água (10 – 30 cm/s) responsável por misturar o líquido.	<ul style="list-style-type: none"> • Produtividade de algas pode chegar até 50 t ha⁻¹a⁻¹ • Produtividade comercial pode atingir 40 g b.s. m⁻²d⁻¹ • Conseguir receber altos fluxos de carga (190 kg DBO ha⁻¹d⁻¹) • Altas taxas de remoção de NH₄-N (48%) e PO₄-P (42%) • O processo de mistura faz com que mais células possam passar pela superfície, aumentando a produtividade total da cultura. 	<ul style="list-style-type: none"> • A penetração luminosa diminui conforme a densidade celular aumenta • Perdas por evaporação podem afetar o crescimento • Perdas de CO₂ podem diminuir a produção de algas • Presença de organismos predadores podem diminuir a produção
Lagoas Abertas	Sistema de cultivo aberto, utiliza paletas de roda tanto para mistura quanto para aeração. Tipos comuns: pista, circular, inclinada e aqueles sem mistura.	<ul style="list-style-type: none"> • Relativamente barata • Fácil construção • Baixos custos de manutenção e operação • Baixos custos de aeração, mistura e dispersão de nutrientes • Podem ser utilizadas em larga escala 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitadas a áreas onde a água é barata • Altas perdas por evaporação
Fotobiorreatores	Sistema fechado que pode utilizar tanto luz solar quanto artificial. É misturado por borbulhamento de gases ou por bombeamento mecânico.	<ul style="list-style-type: none"> • Luz artificial controlada aumenta as produções de lipídeos em até 42% • Proximidade da fonte luminosa aumenta a quantidade de luz recebida por cada célula individual. • Permite a monocultura de algas e o crescimento por longos períodos de tempo, além de resultar em grandes quantidades de biomassa 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessita de energia para as luzes artificiais • Não é utilizado em larga escala • Grandes custos de capital e operacionais

Dos sistemas descritos no Quadro 1, os mais antigos e mais consolidados são as lagoas de estabilização e as lagoas de alta taxa, utilizados desde 1950. Grande parte dos sistemas comerciais de produção de biomassa em larga escala se encaixa em um destes dois métodos de cultivo, por serem os de maior facilidade de operação e construção (RAWAT, I. et al., 2011, RICHMOND, 2003). A seguir, estes dois métodos de cultivo serão explicados em maiores detalhes.

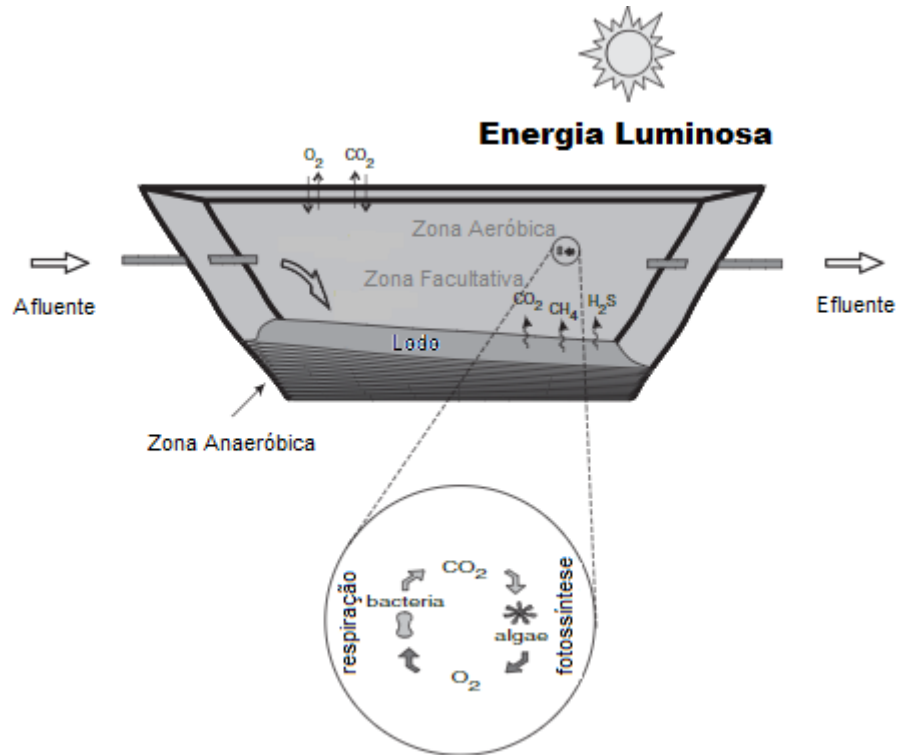
4.4.1. Lagoas de Estabilização de Esgoto

Uma lagoa de estabilização recebe águas residuárias como afluentes, retendo-a por alguns dias durante o processo de estabilização e despeja água tratada como efluente. Por estabilização, entende-se o processo natural de decomposição bioquímica de moléculas orgânicas por microrganismos, transformando-as em gás carbônico e água. Ao provocar a decomposição em um ambiente separado e controlado, o processo de estabilização visa impedir a eutrofização e o consumo excessivo de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores de águas residuárias. Além disso, os altos níveis de oxigênio dissolvido e radiação solar tornam este tipo de lagoa um ambiente hostil a agentes patogênicos (MOHSENPOUR, 2020, VON SPERLING, 2007).

As configurações principais para o tratamento de esgoto por lagoas de estabilização são: (1) Apenas uma lagoa facultativa; (2) Lagoa anaeróbica seguida por lagoa facultativa; (3) Lagoa facultativa seguida por uma série de lagoas de maturação; (4) Lagoa anaeróbica seguida de lagoa facultativa seguida de uma série de lagoas de maturação. Segue breve explicação e uma figura esquemática de cada componente.

- Lagoa Facultativa (Fig. 12) – São a forma mais simples das lagoas de estabilização. Nela, o tratamento se dá simplesmente pela retenção de águas residuárias por um período de tempo longo o bastante para que os processos naturais se encarreguem da estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2007).

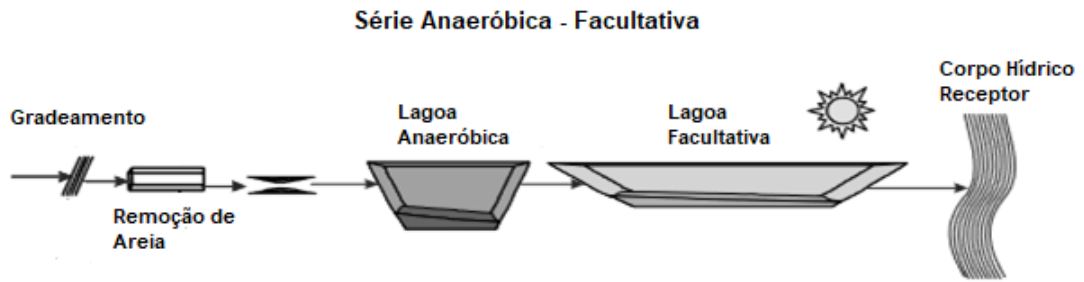
Figura 12 – Representação de uma Lagoa Facultativa



Fonte: Adaptada de VON SPERLING, 2007.

- Lagoa Anaeróbica (Fig. 13) – São uma forma alternativa de tratamento, estritamente anaeróbico. Essas condições são atingidas por uma elevada carga de DBO, que faz com que o consumo de oxigênio na lagoa seja muitas vezes maior do que sua produção. Ao ser associada com uma lagoa facultativa, as lagoas anaeróbicas são responsáveis por diminuir a demanda de área das primeiras em até 75% (VON SPERLING, 2007).

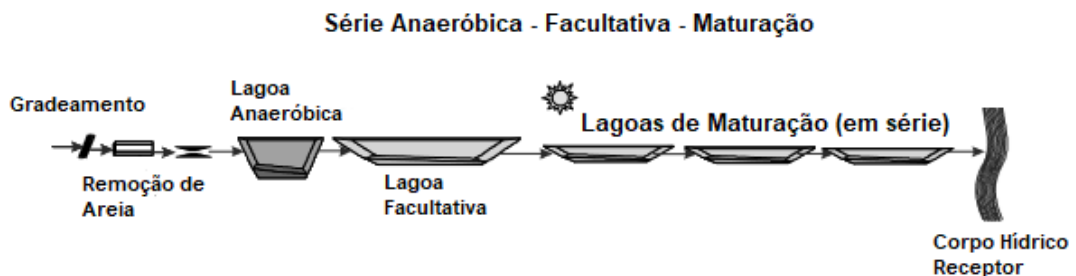
Figura 13 – Representação de uma série: Lagoa Anaeróbica + Facultativa



Fonte: Adaptada de VON SPERLING, 2007.

- Lagoa de Maturação (Fig. 14) – Com o objetivo principal de remover organismos patógenos, as lagoas de maturação apresentam elevados índices de exposição a raios UV, elevado pH e oxigênio dissolvido e baixa concentração de nutrientes. Geralmente construídas como série de múltiplas lagoas, são excepcionalmente adequadas à remoção de coliformes (VON SPERLING, 2007).

Figura 14 – Representação de Lagoas de maturação em série com lagoas de estabilização



Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 2007.

As lagoas de estabilização já têm sido utilizadas no Brasil devido ao seu baixo custo, ao clima favorável e à disponibilidade de espaço. Além disso, o uso deste tipo de lagoa se torna especialmente interessante na região nordeste, onde esse tratamento pode ser uma fonte de água para serviços que não necessitem de água potável, poupando a água com maior qualidade para o consumo humano. Lagoas de estabilização utilizadas na sequência anaeróbica, facultativa e maturação são uma alternativa barata para o tratamento de águas residuárias, removendo patógenos e nutrientes concomitantemente ao processo de produção de biomassa (KLIGERMAN e BOUWER, 2015, SILVA et al., 2011).

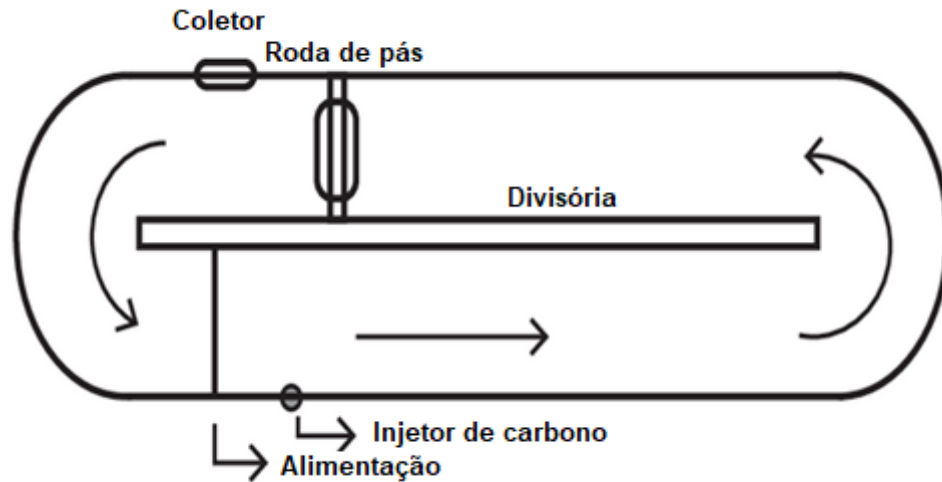
O desenvolvimento de algas já ocorre nas lagoas de estabilização, independentemente do desejo humano. Nas lagoas facultativas, a incidência de luz permite o crescimento de algas que podem ser, neste estágio, um detrimento ao tratamento de esgoto por atrapalharem a remoção de DBO. Já nas lagoas de maturação, as algas são responsáveis pela realização do tratamento secundário (KLIGERMAN e BOUWER, 2015; VON SPERLING, 2007).

4.4.2. Lagoas de Alta Taxa (LAT)

Lagoas de alta taxa (LAT) foram desenvolvidas na universidade da Califórnia como um método de gerar biomassa associado ao tratamento de esgoto. O termo “Lago da Alta Taxa” foi utilizado pela primeira vez em 1963, para descrever uma lagoa aberta, cujo propósito é maximizar a produção de biomassa, como forma alternativa para o tratamento de esgoto (SILVA, 2016; YOUNG et al., 2017).

Uma LAT geralmente é constituída por canais de circulação fechados, de forma oval, assumindo o aspecto de uma pista de corrida. Sua profundidade máxima é 0,5 m de maneira a permitir a penetração da luz solar em todo o ambiente aquático. Além disso, a circulação de água promovida pela roda de pás impede a formação de um filme de algas na superfície, permitindo que todas as células recebam luz solar. Por fim, existe na LAT um canal responsável pelo enriquecimento do ambiente com carbono, podendo ser orgânico (ácido acético ou vinhaça) ou inorgânico (borbulhamento com ar enriquecido por CO₂) (CANDIDO, 2015; OLIVEIRA, 2018). Essa estrutura está representada a seguir, pela Figura 15:

Figura 15 – Representação esquemática de uma lagoa de alta taxa (LAT)



Fonte: Adaptado de ASHOK, V.; GUPTA, S. K. e SHRIWASTAV, A (2019).

Lagoas de alta taxa são consideradas métodos de baixo custo alternativos ao tratamento de esgoto convencional, chegando a custar 70% a menos do que sistemas eletromecânicos de lodo ativado (o método de tratamento mais popular nos Estados Unidos). Por constituírem sistemas de baixo custo e de fácil operação, este tipo de tratamento se torna especialmente atraente para áreas rurais e remotas, que atualmente utilizam lagoas de estabilização como método preferencial de tratamento de esgoto (OLIVEIRA, 2018; YOUNG et al., 2017).

Ao serem comparadas com sistemas tradicionais como as lagoas de estabilização, as lagoas de alta taxa têm custo de construção de 39,2 a 47,5% menor. Além disso, estudos mostram que as LAT possuem taxas de remoção de nutrientes similares ou superiores às lagoas de estabilização, sendo superiores também na remoção de patógenos e metais pesados. A semelhança entre as eficiências de ambos os tipos de tratamento torna-se importante devido ao menor tempo de retenção das LAT, que pode chegar a ser 80% menor, resultando em projetos que ocupam menos espaço e perdem muito menos água por evaporação (CRAGGS et al., 2011; DOE., 2016; YOUNG et al., 2017).

Durante sua construção, o projeto das lagoas de alta taxa potencializa a fotossíntese, ao maximizar a superfície exposta à luz solar (diminuindo a profundidade da lagoa) e por possuir um mecanismo de agitação, que impede a estratificação das células. Ao favorecer a fotossíntese, a lagoa de alta taxa dá condições às microalgas de se desenvolverem de forma acelerada, aumentando a taxa de decomposição dos nutrientes pelo consórcio de bactérias e microalgas. Essa aceleração permite que a lagoa opere com tempos de retenção menores do que aqueles

comuns para as lagoas de estabilização, ou que receba uma carga maior de efluente (RAWAT, I. *et al.*, 2011; YOUNG *et al.*, 2017).

Desvantagens das LAT incluem, principalmente, a operação da roda de pás, responsável pelo fluxo contínuo de água na lagoa e a necessidade de enriquecimento por fontes de carbono para sustentar o crescimento acelerado da colônia de microrganismos. Ambos os processos aumentam a complexidade do tratamento, bem como seu consumo energético (CANDIDO, 2015; KLIGERMAN e BOUWER, 2015; YOUNG *et al.*, 2017).

O presente trabalho considera que a cultura de algas será feita em LAT, para que a cultura mantenha um crescimento próximo da curva “ideal” representada pela equação (1). Na seção 4.4 serão brevemente apresentadas as formas de remoção de nutrientes pela cultura de algas durante o tratamento de águas residuárias. São avaliadas as remoções de N e P devido ao seu potencial gerador de DBO, sendo estimado que 1 kg de P pode dar origem a uma comunidade de algas capaz de exercer até 100 kg de DBO, enquanto 1 kg de N originaria 14 kg de DBO (GRADY *et al.*, 2011)

4.5. Remoção de matéria orgânica (C)

A remoção de matéria orgânica pode se dar mediante atuação de bactérias decompositoras ou por espécies de algas mixotróficas, como é o caso da *C. vulgaris*, e também pela adsorção de material particulado à superfície das células cultivadas. A matéria orgânica consumida no processo de respiração celular, tanto por bactérias quanto por algas, é transformada em CO₂. Este, por sua vez, é assimilado pelas algas para alimentar a fotossíntese, produzindo oxigênio que será novamente consumido no processo de respiração (MOHSENPOUR, 2020; OLIVEIRA, 2018).

Análises de perfis de águas residuárias apontam a presença de matéria orgânica muito complexa, como fibras e proteínas. Neste caso, a parte que ficaria disponível diretamente para o consumo de algas mixotróficas é menor do que 10%, justificando a necessidade de enriquecimento da cultura por adição de gás carbônico ou de materiais orgânicos, que, ainda assim poderiam ser residuais, como lixo urbano ou rural, *in natura* ou sua fração orgânica, segregada na fonte, dejetos animais e outros (HUANG; LI; GU, 2010). Outra alternativa é o cultivo não de uma única espécie de alga, mas sim de um consórcio de algas e bactérias que, juntas, seriam capazes de transformar as substâncias mais complexas em componentes simples, que seriam absorvidos como fonte de carbono para a fotossíntese (MOHSENPOUR, 2020).

Por fim, é importante ressaltar que a capacidade das microalgas de absorverem carbono, ou qualquer outro nutriente, depende não só da disponibilidade deste nutriente como também da proporção existente entre eles (MOHSENPOUR, 2020). Alfred Redfield, encontrou uma proporção geral entre carbono, nitrogênio e fósforo que se repetia praticamente em toda a biomassa marinha: 106C:16N:1P (REDFIELD, 1934). Estudos recentes, entretanto, indicam que organismos individuais apresentam desvios sobre essa proporção, para melhor atender suas necessidades, sugerindo uma proporção de N:P entre 9:1 e 13:1 para uma remoção adequada de nutrientes. Em especial, Alketife, A. M.; Judd, S. e Znad, H. tratam da remoção completa de nitrogênio amoniacal e fósforo de ortofosfato por *Chlorella vulgaris* na proporção 10:1 (ALKETIFE, A. M.; JUDD, S. e ZNAD, H., 2017; MOHSENPOUR, 2020).

4.6. Remoção de Nitrogênio

O nitrogênio é um indicador de poluição, sendo identificado na forma de íons amônia, amoníaco ou ainda como nitrogênio amoniacal. Sua presença nas águas se deve à decomposição de matéria orgânica, sendo um componente natural de águas superficiais e subterrâneas (ABDALA, 2019; SANTOS, 2005).

Por ser um dos componentes principais das células, as algas desenvolveram toda uma série de formas para utilizá-lo, podendo absorver nitrogênio inorgânico (NH_4^+ , NO_3 e NO_2) e orgânico (presente em aminoácidos, ureia e outras substâncias, como proteínas e enzimas variadas). Entretanto, é importante destacar que as algas exibem clara preferência pela absorção de NH_4^+ , já que sua assimilação e incorporação é energeticamente mais eficiente (a absorção de outros tipos de nitrogênio é prejudicada em presença de amônio). Todas as outras formas de nitrogênio devem ser eventualmente convertidas em NH_4^+ por processos intracelulares, que demandam energia para serem realizados. Para valores de $\text{pH} < 9.25$, a expressão nitrogênio amoniacal geralmente faz referência ao $\text{NH}_4\text{-N}$, prevalente nesta faixa de pH . (MOHSENPOUR, 2020; OLIVEIRA, 2018; PEREZ-GARCIA *et al.*, 2011, WANG *et al.*, 2019).

Segundo Oliveira (2018), existem estudos que apontam no sentido da remoção completa de NH_4^+ em águas residuárias enriquecidas com 0,03% de CO_2 , resultando numa eficiência de 54,9% de remoção de N total por fixação em algas (havendo, ainda, perda de NH_4^+ para a atmosfera).

4.7. Remoção de Fósforo

O fósforo (P) é o macronutriente mais frequentemente associado à limitação de crescimento em plantas, sendo um componente essencial em ácidos nucleicos e em outras moléculas complexas, como o ATP, responsável por fornecer energia aos processos celulares (MOHSENPOUR, 2020; OLIVEIRA, 2018).

Em sua forma inorgânica, o fósforo pode ser encontrado em águas residuárias em várias formas diferentes, consistindo das dissociações do poliácido fosfórico (ortofosfórico), cuja presença se deve aos diferentes níveis de pH do meio. Destes, as algas têm preferência em absorver H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , existentes nas faixas de pH 2,15 até 12,33 (MOHSENPOUR, 2020; OLIVEIRA, 2018; SHEN *et al.*, 2015).

O fósforo é um dos agentes principais da eutrofização e, nos sistemas de lagoas, o crescimento de algas pode ser utilizado como uma forma de remoção eficiente deste elemento, impedindo que o crescimento desenfreado de algas ocorra nos corpos d'água receptores. Além de consumirem o fósforo necessário para seu desenvolvimento, as algas podem ser condicionadas a absorver mais fósforo do que realmente precisam, na chamada “absorção de luxo”, aumentando ainda mais sua eficiência de remoção, caso seja necessário tratar águas residuárias ricas em fósforo (EIXLER; KARSTEN e SELIG, 2006; MOHSENPOUR, 2020; OLIVEIRA, 2018).

5. ESTUDO DE CASO – PRODUÇÃO DE BIODIESEL PARTINDO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO RIO TIETÊ EM DIFERENTES PONTOS

5.2. Escolha dos pontos

Conforme mencionado no subcapítulo 2.3.1., foram escolhidos quatro medidores ao longo do Rio Tietê, no estado de São Paulo. Os pontos foram selecionados de maneira a representarem perfis diferentes de qualidade da água, sendo aqui referidos pela mesma nomenclatura que se encontra nos documentos. Estes pontos estão representados pela Figura 16:

Figura 16 – Representação dos pontos de medição escolhidos para estudo



Fonte: Elaborada pelo autor, na figura:

A) TIET02050; B) TIET04170; C) TIET04200; D) TITR02800

nota: fora de escala, cidade de São Paulo em vermelho.

O primeiro ponto de medição, TIET02050, é o mais próximo da nascente do rio, em Salesópolis, e se encontra a 30 km da nascente. Espera-se, portanto, que apresente baixos níveis

de poluição, por não ter sido exposto a águas residuárias domésticas e industriais de grandes populações.

O segundo ponto escolhido da série, TIET04170, é o primeiro ponto de medição já dentro da cidade de São Paulo (a 140 km da nascente), recebendo o efluente da estação de tratamento Parque Novo Mundo, de acordo com a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). Devido a todo o trajeto percorrido pelo rio, recebendo águas residuárias de diversos municípios e ETEs até este ponto, é de se esperar uma piora na qualidade da água entre este ponto e o anterior e um aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo (SABESP, 2021).

O terceiro ponto escolhido, TIET04200, é o último (de três) ainda dentro da cidade de São Paulo, na Av. Marginal Tietê. Serve de comparação com o ponto anterior para mensurar o impacto que as águas residuárias da cidade têm na concentração de poluentes no Rio Tietê (SABESP, 2021).

O ponto final, TITR02800, se encontra no reservatório da usina Três Irmãos (a 1046 km da nascente) e é o ponto mais distante da nascente do Rio Tietê a apresentar medições completas durante o período escolhido. É de se esperar uma melhora na qualidade da água, uma vez que o curso passa por diversas ETEs em seu caminho, que ocorre durante um período longo o bastante para permitir que o processo de autodepuração das águas também ocorra.

5.3. Nitrogênio Amoniacal

As quantidades de nitrogênio amoniacal presentes ao longo do curso do Rio Tietê foram obtidas dos relatórios da CETESB e seus anexos, do ano de 2009 até o ano de 2019, dando origem à Tabela 2. Os dados utilizados mostram um aumento de uma ordem de grandeza nas concentrações de nitrogênio amoniacal ao aproximarem-se os pontos de monitoramento que se encontram na região metropolitana de São Paulo. Como o nitrogênio é um indicador de poluição antropogênica, seu aumento nos pontos mencionados pode ser explicado pelo aumento na densidade populacional e industrial conforme o curso d'água se aproxima da cidade de São Paulo.

É importante destacar, ainda, que a presença do nitrogênio amoniacal diminui no ponto final não apenas devido ao tratamento de esgoto das ETEs como, também, pelo próprio processo de depuração das águas. Neste fenômeno, o nitrogênio é oxidado a nitritos e, finalmente, em nitratos, ao atingir a zona de águas limpas.

Tabela 2 - Médias anuais das concentrações de Nitrogênio Amoniacal (mgL⁻¹) no Rio Tietê de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,42	10,16	11,51	0,10
2010	0,45	8,06	10,94	0,12
2011	0,50	11,00	13,00	0,10
2012	0,32	12,00	13,00	0,10
2013	0,28	11,70	13,70	0,10
2014	0,28	18,00	16,00	0,10
2015	0,23	12,00	18,00	0,10
2016	0,15	15,00	15,00	0,10
2017	0,14	14,00	15,00	0,10
2018	0,25	17,00	16,00	0,23
2019	0,38	11,00	13,00	0,10

Fonte: Relatórios da CETESB São Paulo (2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

5.4. Fósforo total

As quantidades de fósforo total foram também obtidas dos relatórios da CETESB e seus anexos, do ano de 2009 até o ano de 2019, dando origem à Tabela 3. De maneira similar ao nitrogênio, as concentrações de fósforo aumentam quando o curso se aproxima da cidade de São Paulo. Encontrado nas águas residuárias domésticos, o fósforo é essencial para o crescimento e reprodução de microrganismos e, em conjunto com o nitrogênio, é capaz de provocar eutrofização nos corpos d'água se não for devidamente manejado. O comportamento do fósforo não é muito diferente do que pode ser observado para o nitrogênio, ambos sendo indicadores de poluição doméstica e agrícola.

Tabela 3 - Médias anuais das concentrações de Fósforo Total (mgL⁻¹) no Rio Tietê de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,068	1,220	1,033	0,028
2010	0,045	1,167	1,087	0,020
2011	0,035	1,300	1,300	0,020
2012	0,100	1,100	1,100	0,008
2013	0,043	1,500	1,700	0,014
2014	0,030	1,800	1,800	0,020
2015	0,070	1,800	2,200	0,010
2016	0,097	1,900	2,000	0,013

2017	0,072	1,800	1,900	0,012
2018	0,033	2,200	1,900	0,012
2019	0,0500	1,600	1,500	0,020

Fonte: Relatórios da CETESB São Paulo (2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

5.5. A razão N:P

Tão importante quanto as quantidades de nitrogênio e fósforo presentes no meio de cultura é a proporção entre eles. Segundo Al Ketife (2016) a relação entre a quantidade de N e P é o fator determinante para o crescimento satisfatório de biomassa e a remoção de nutrientes. Como já foi dito na seção 4.4.1, Redfield (2019) sugere que a proporção ideal para o crescimento de fitoplâncton entre N:P seja de 16:1, entretanto Al Ketife (2016) conclui que a proporção ideal para a remoção de nutrientes, para a *Chlorella vulgaris*, seria de 10:1. Utilizando esta proporção, uma taxa N:P menor que 10 indicaria um meio com deficiência de nitrogênio, enquanto uma taxa maior que 10 indica um meio deficiente em fósforo.

A Tabela 4 foi obtida pela divisão simples entre os dados obtidos nas tabelas 2 e 3, assim permitindo a visualização da proporção entre N e P presentes ao longo dos anos, nos pontos selecionados.

Tabela 4 - Médias anuais da Taxa N:P no Rio Tietê de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	6,1764	8,3278	11,1423	3,5714
2010	10,0000	6,9066	10,0644	6,0000
2011	14,2857	8,4615	10,0000	5,0000
2012	3,2000	10,9091	11,8182	12,5000
2013	6,5116	7,8000	8,0588	7,1428
2014	9,3333	10,0000	8,8889	5,0000
2015	3,2857	6,6667	8,1818	10,0000
2016	1,5464	7,8947	7,5000	7,6923
2017	1,9444	7,7778	7,8947	8,3333
2018	7,5758	7,7273	8,4210	19,1667
2019	7,6000	6,8750	8,6667	5,0000

Fonte: Elaborada pelo autor.

Como pode ser observado pela tabela, o nitrogênio é o nutriente limitante na maioria dos pontos analisados (N:P <10). Nestes pontos, a síntese de clorofila partiu do nitrogênio como substrato. Nos pontos cuja proporção indica limitação por fósforo (N:P >10), o processo será o inverso, partindo do consumo de fósforo para determinar o consumo final de nitrogênio e a produção de clorofila.

Em ambos os casos, uma vez determinado a quantidade de substrato pós-tratamento, foi determinado o consumo deste mesmo substrato durante o período. Assim, utilizando-se desse consumo, foi possível estimar a remoção do outro substrato (sendo o consumo de fósforo 10 vezes menor que o consumo de nitrogênio).

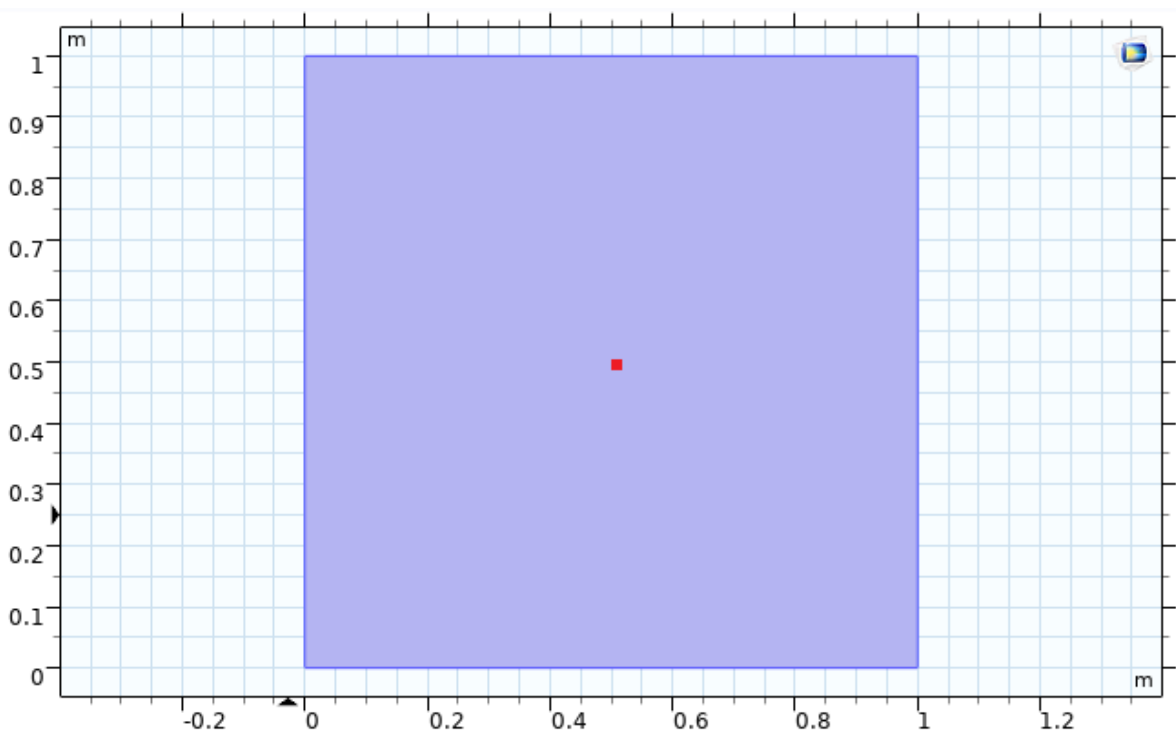
5.6. Simulação de produção de clorofila *a* utilizando o COMSOL®

5.6.1. Geometria

A simulação foi feita em uma geometria retangular quadrada, de 1 m de lado. A intenção com essa escolha foi obter um resultado já expresso em biomassa produzida por unidade de área utilizada no tratamento.

A fim de possibilitar medições das concentrações de substrato e clorofila *a* em função do tempo foi também colocado um “sensor” descrito como *Cut Point* no centro do quadrado. Este ponto é necessário para permitir a análise das mudanças de concentração ao longo do tempo, na geometria. O conjunto está representado na Figura 17.

Figura 17 – Representação geométrica do domínio do problema físico



Fonte: Elaborada pelo autor.

5.6.2. Módulos utilizados

A fim de simular a reação, foi utilizado o módulo de “Transportes de Espécies Diluídas”, sem fluxo para dentro ou para fora da geometria criada, representando uma reação em batelada. Dentro do objeto, a concentração do substrato, nitrogênio amoniacal (NH₄-N) ou fósforo total, é homogênea, o substrato utilizado é determinado pela relação N:P descrita no subcapítulo 5.4. Já a concentração de clorofila inicial foi fixada em 0,0001 mgL⁻¹ apenas para permitir a convergência da simulação.

5.6.3. Equações

As reações foram criadas e definidas para ocorrer em toda a extensão da geometria. Elas são representadas pelas equações (1) e (2), já apresentadas no subcapítulo 3.3.3. porém descritas aqui em maior detalhe:

$$\bullet \frac{\delta C}{\delta t} = \frac{k \cdot S_s}{K_m + S_s} \quad (1)$$

A equação (1) rege a produção de clorofila a em função do tempo t , em segundos. Ela representa uma das formas da equação de *Monod*, que relaciona o crescimento de microalgas com a concentração de um único substrato. A equação de *Monod* é adequada para a descrição de algas em ambientes com baixas concentrações de nutrientes (NH₄-N < 22 mgL⁻¹; PO₄-P < 7.7 mgL⁻¹), descrevendo adequadamente o desenvolvimento nestas condições (ASLAN, S. e KAPDAN, I. K., 2006; LEE; JALALIZADEH e ZHANG, 2015).

Os valores inseridos para a simulação foram os seguintes, sendo o processo repetido para cada ponto de medição e para cada ano da série (4 pontos ao longo do período 2009 a 2019):

- “k” é a constante de taxa de reação, expressa em massa de substrato (mgSs) por massa de clorofila produzida (mgC) por tempo (s) - mgSs*mgC⁻¹s⁻¹. De acordo com Lee, Jalalizadeh e Zhang (2015) essa constante para o consumo de NH₄-N pela *C. vulgaris* tem valor de 1,74E-05 mg NH₄-N *mgC⁻¹s⁻¹ e, para o fósforo, tem valor de 5,78E-06 mg PO₄-P *mgC⁻¹s⁻¹

- “Ss” é o substrato (mgL⁻¹), cujo valor inicial é inserido partindo das tabelas X ou Y, a depender do nutriente limitante no ponto e no ano em análise. O COMSOL, então, fornece os valores subsequentes de Ss a cada hora, durante dez dias.

- Para a duração do experimento, foi utilizado o mesmo tempo de Aslan, S.; Kapdan, I. K. (2006), dez dias, ou 864000 segundos.
- “ K_m ” é a constante de meia saturação, expressa em $\text{mgSs} \cdot \text{L}^{-1}$, com valor de 31,5 para o nitrogênio e 10,5 para o fósforo, de acordo com Lee, Jalalizadeh e Zhang (2015) e Aslan, S.; Kapdan, I. K. (2006).
- Os seguintes pontos foram os que partiram da síntese de fósforo, e não de nitrogênio: TIET02050 (2011); TIET04170 (2012); TIET04200 (2009 e 2012); TITR02800 (2012 e 2018).

Para a equação 2:

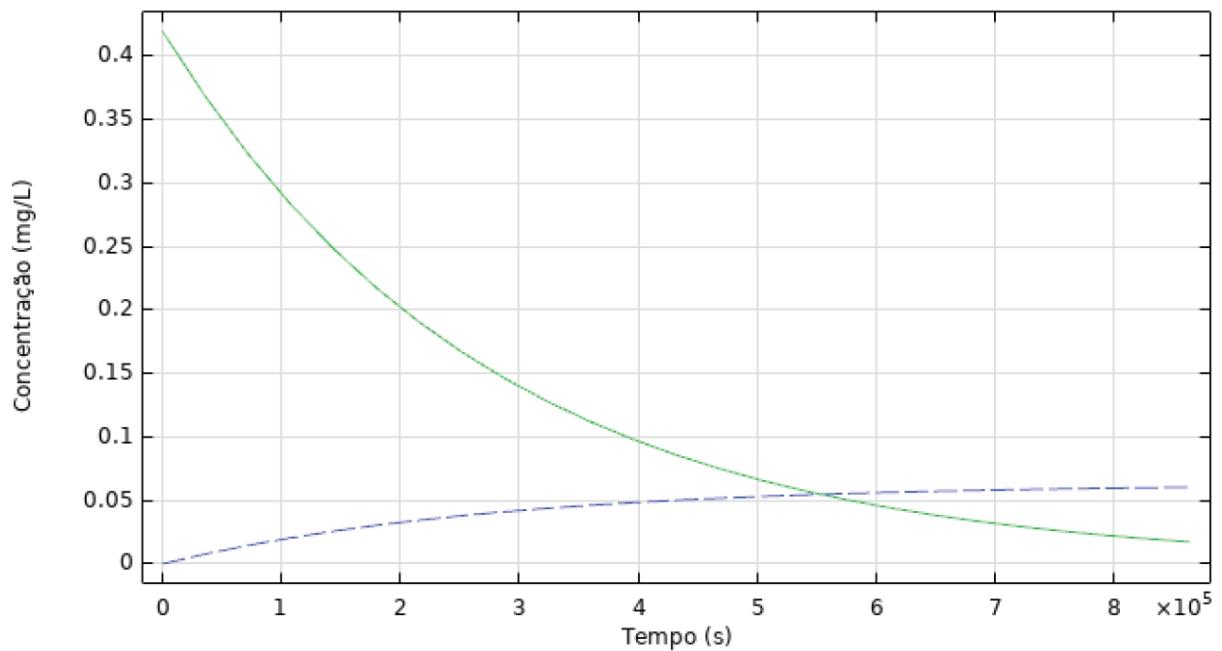
$$\bullet \quad \frac{\delta S_s}{\delta t} = - \frac{1}{Y_c * \left(\frac{k * S_s}{K_m + S_s} \right)} \quad (2)$$

A equação 2 rege o consumo de substrato e se utiliza das mesmas constantes que a equação 1, a exceção do termo Y_c , que é o rendimento. Ele é expresso em mgCmgSs^{-1} e tem valor igual a 0,15 para o nitrogênio e 0,14 para o fósforo, revelando que apenas 15% do nitrogênio e 14% do fósforo absorvidos são destinados à produção de clorofila *a*.

5.6.4. Resultados das simulações – Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila *a*

Os dados produzidos pelo COMSOL[®] resultam em gráficos de substrato (Ss) e clorofila (C) x tempo, sendo representados pela Figura 18, a seguir:

Figura 18 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal (Substrato) e Clorofila em função do Tempo, para o ponto TIET02050 – 2009.



— Concentração de Substrato
 - - - Concentração de Clorofila

Fonte: Elaborada pelo autor.

Todos os gráficos produzidos para os respectivos pontos, tanto de nitrogênio como para o fósforo, mantiveram a forma representada acima. A curva da produção de clorofila segue o formato típico da curva de crescimento populacional de *Monod*. Já a curva de consumo de substrato tem o formato invertido, como é de se esperar para o consumo da substância. Os valores fornecidos pela saída do *software* ao final do período estipulado foram agrupados, resultando nas tabelas 5 e 6:

Tabela 5 – Quantidades de Nitrogênio Amoniacal (mgL^{-1}) após o tratamento, no Rio Tietê, para os valores de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,0200	0,5600	1,5800*	0,0041
2010	0,0200	0,4200	0,6200	0,0049
2011	0,1614*	0,6300	0,7700	0,0041
2012	0,0100	1,4000*	2,4000*	0,0226*
2013	0,0100	0,6700	0,8300	0,0041
2014	0,0100	1,2400	1,0400	0,0041
2015	0,0095	0,6900	1,2400	0,0041
2016	0,0062	0,9400	0,9400	0,0041
2017	0,0057	0,8500	0,9400	0,0041

2018	0,0100	1,1400	1,0400	0,1138*
2019	0,0200	0,6300	0,7700	0,0041

Fonte: Elaborada pelo autor; *Indica valor obtido por estimativa a partir do consumo de fósforo.

Tabela 6 – Quantidades de Clorofila a (mgL^{-1}) após o tratamento, no Rio Tietê, para os valores de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,0600	1,4400	0,0677	0,0100
2010	0,0600	1,1500	1,5500	0,0200
2011	0,0233	1,5600	1,8300	0,0100
2012	0,0500	0,2011	0,3442	0,0033
2013	0,0400	1,6600	1,9300	0,0100
2014	0,0400	2,5100	2,2400	0,0100
2015	0,0300	1,7000	2,5100	0,0100
2016	0,0200	2,1100	2,1100	0,0100
2017	0,0200	1,9700	2,1100	0,0100
2018	0,0400	2,3800	2,2400	0,0165
2019	0,0500	1,5600	1,8300	0,0100

Fonte: Elaborada pelo autor.

Utilizando os resultados condensados na Tabela 5, à exceção dos pontos limitados por fósforo (cujos resultados já foram fornecidos pelo próprio COMSOL[®]), foi construída a tabela 7, das quantidades de fósforo total pós-tratamento:

Tabela 7 – Quantidades de Fósforo Total (mgL^{-1}) após o tratamento, no Rio Tietê, para os valores de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,0280	0,2600	0,0400*	0,0184
2010	0,0020	0,4030	0,0550	0,0085
2011	0,0011*	0,2630	0,0770	0,0104
2012	0,0690	0,0400*	0,0400*	0,0002*
2013	0,0160	0,3970	0,4130	0,0044
2014	0,0030	0,1240	0,3040	0,0104
2015	0,0479	0,6690	0,5240	0,0004
2016	0,0826	0,4940	0,5940	0,0034
2017	0,0586	0,4850	0,4940	0,0024
2018	0,0090	0,6140	0,4040	0,0004*
2019	0,0140	0,5630	0,2770	0,0104

Fonte: Elaborada pelo autor; *Indica valor obtido por simulação do COMSOL e não por estimativa.

Após remoção do nitrogênio o maior valor restante foi de $2,4 \text{ mgL}^{-1}$ (TIET04200, 2012), inferior ao máximo determinado pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente no.

357/05 de $3,7 \text{ mgL}^{-1}$ para o nitrogênio amoniacal (CONAMA, 2005). Dessa maneira, pode-se considerar o tratamento como efetivo na remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$, especificamente para os pontos TIET04170 e TIET04200, pois são estes os pontos cujo nitrogênio amoniacal excedia o limite estabelecido pela legislação vigente antes do tratamento.

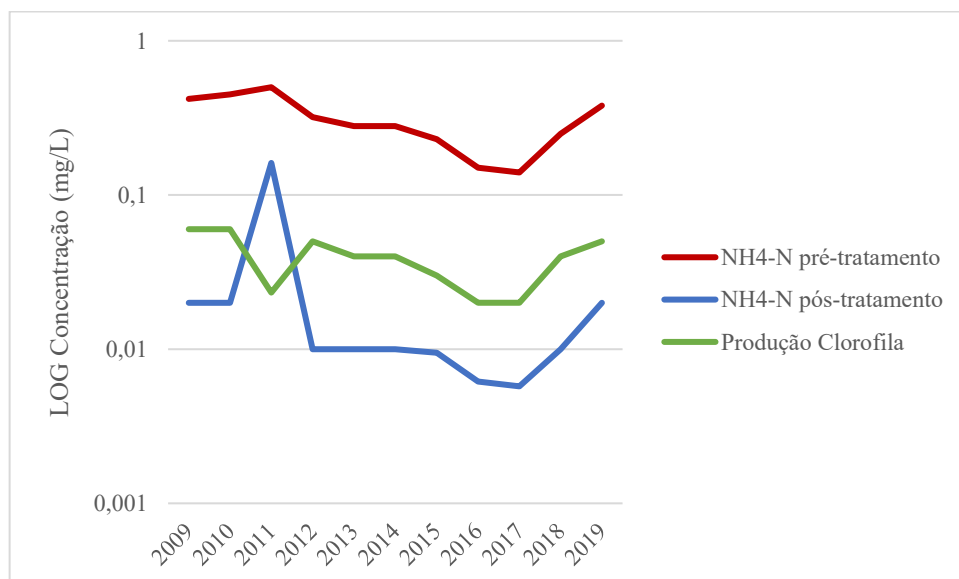
Quanto ao fósforo, um comportamento semelhante foi observado, sendo que os medidores TIET04170 e TIET04200 foram, como o esperado, aqueles cujas concentrações iniciais de fósforo excediam os limites impostos pela resolução CONAMA no. 357/05 de $0,1 \text{ mgL}^{-1}$ de fósforo total (ambiente lótico). Após o tratamento, nota-se que grande parte dos pontos dos dois medidores acima mencionados se mantiveram além do limite máximo permitido de fósforo total, indicando que um tratamento complementar seria necessário. Alternativamente, as algas poderiam ser condicionadas previamente a absorver mais fósforo, ao serem cultivadas sob privação deste nutriente, realizando a chamada “absorção de luxo” de fósforo, que poderia melhorar os resultados para esta parte do tratamento (a absorção de luxo pode chegar a triplicar o potencial remoção de fósforo das células) (BROWN; SHILTON, 2014; OLIVEIRA, 2018.)

Os dados apresentados nas tabelas 5, 6 e 7 foram transformados em gráficos, a fim de melhor possibilitar a visualização e discussão dos resultados obtidos. Estes resultados são discutidos em grupo, para as quatro localidades escolhidas.

5.6.5. Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila *a* – TIET02050

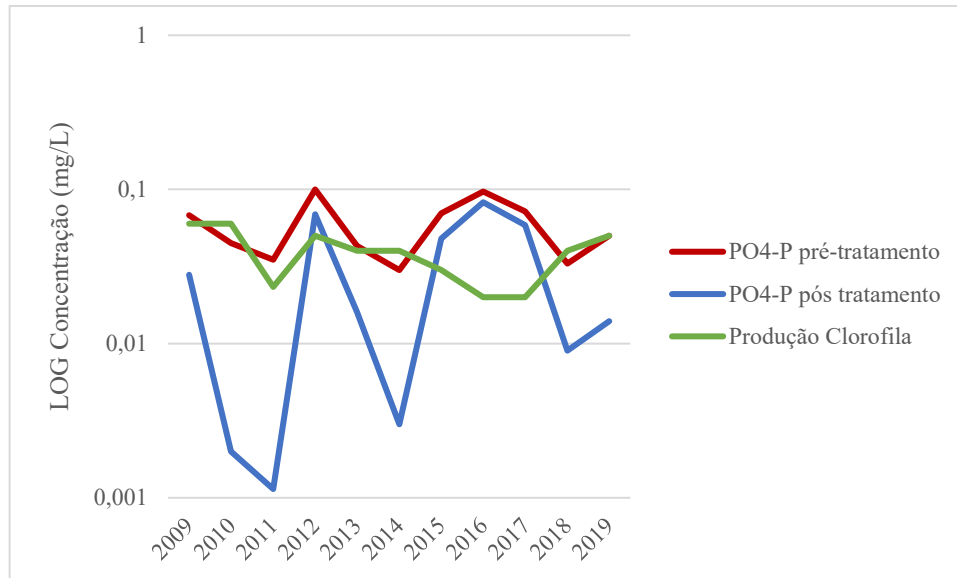
Os resultados obtidos no subcapítulo 5.5.4. para o ponto TIET02050 resultam nos seguintes gráficos, mostrados nas figuras 19 e 20:

Figura 19 – Concentrações inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET02050, em formato logarítmico.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 20 – Concentrações inicial e final de Fósforo Total e produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET02050, em formato logarítmico.



Fonte: Elaboração própria.

As figuras 18 e 19 permitem a comparação visual dos dados apresentados no subcapítulo 5.5.4:

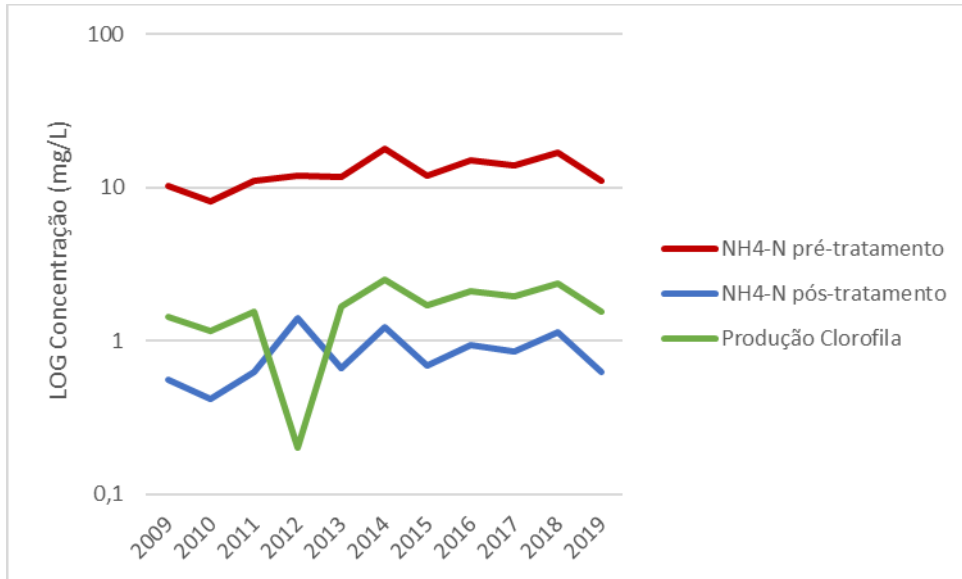
- O crescimento da *C. vulgaris* reduziu a concentração de nitrogênio no efluente em uma ordem de grandeza, contanto que existisse fósforo o bastante para ser absorvido concomitantemente.
- Na falta de fósforo, a eficiência do tratamento é reduzida e a produção de clorofila também diminui acentuadamente.
- O consumo de fósforo varia drasticamente de acordo com taxa N:P, apresentando os melhores resultados de remoção quando esta taxa se aproxima de, ou ultrapassa, o valor estabelecido N:P = 10.
- O fósforo, estando em excesso à maior parte do tempo, não é completamente consumido nas condições apresentadas pelo efluente medido em TIET02050, apresentando, em média, uma remoção em torno de 68,5%. Em 2011, ocorreu a maior remoção, de 96,74%, praticamente completa. Outros pontos com remoção de fósforo iguais ou superiores a 90% foram 2010 e 2014, quando o valor de N:P foi 10 e 9,33, respectivamente.
- O ponto de menor remoção de fósforo foi 2016, com a taxa N:P = 1,54. A remoção de fósforo deste ponto e ano foi 58%.

- O nitrogênio, estando em falta (à exceção de 2011), foi praticamente removido do efluente, com eficiência média de remoção de 93,33%. O aumento desproporcional na concentração de nitrogênio em 2011 baixou sua remoção para 67,72%, o pior resultado desta série.
- As médias para as taxas de remoção atingidas foram, ambas, menores que aquelas encontradas por Woertz *et al.* (2009) e Alketife, A. M.; Judd, S. e Znad, H. (2017), cujos resultados apontam para 99% de remoção de ambos nutrientes após 12 e 13 dias de tratamento, respectivamente. Mohsenpour *et al.* (2020) indica 68,5 % de remoção de nitrogênio total (que inclui o amoniacal e outras formas) e 90,6 % de remoção de fósforo total, após 12 dias de tratamento.
- Todavia, os resultados se encontram mais parecidos com os do experimento realizado por Aslan, S.; Kapdan, I. K. (2006), cujos resultados foram a remoção completa de $\text{NH}_4\text{-N}$ e 78% de remoção de $\text{PO}_4\text{-P}$.
- Santiago *et al.* (2013), obtiveram resultados entre 71% e 74% para a remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e 14 a 19% para o fósforo total. Estes dados são relevantes para este trabalho por se tratarem de resultados experimentais para LATs Brasileiras, especificamente em Minas Gerais (Viçosa) com cultivo de *Chlorella sp.* e *Desmodesmus sp.* em regime autotrófico. A quantidade de *Chlorella sp.* em cultura variou entre 34 a 68% da biomassa total no experimento citado. Neste mesmo experimento, a quantidade inicial de $\text{NH}_4\text{-N}$ e fósforo total eram, ambas, o quádruplo das utilizadas neste trabalho, o que pode ter contribuído para a diminuição na capacidade de remoção.
- A produção de clorofila é proporcional à quantidade inicial de nitrogênio amoniacal no efluente, contanto que o nitrogênio seja o nutriente limitante. Quando sua concentração aumenta desproporcionalmente, ocorre um declínio na produção de clorofila. Este efeito inibidor do nitrogênio é conhecido, tal qual investigado por Wang *et al.*, (2019).

5.6.6. Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila *a* – TIET04170

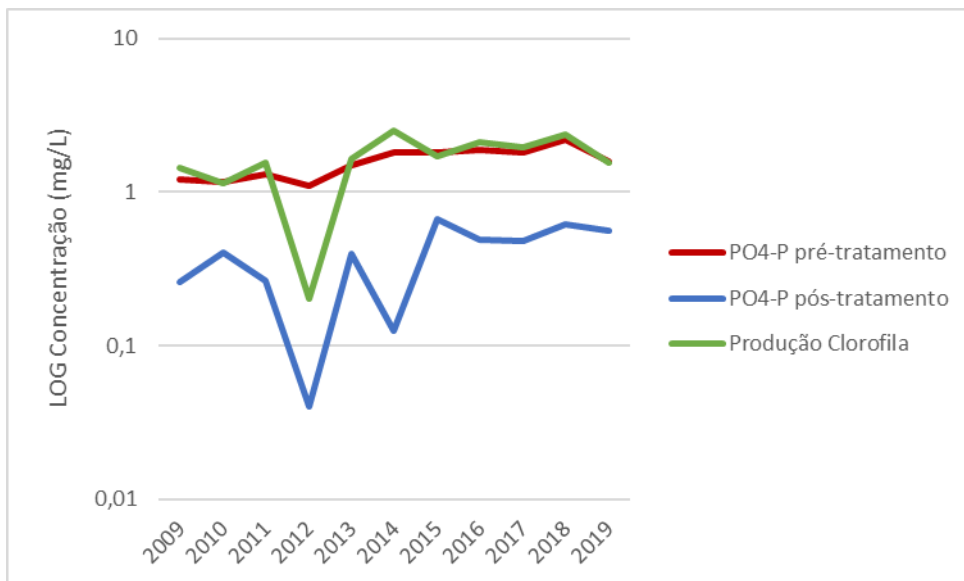
Os resultados mostrados no item 5.6. para o ponto TIET04170 resultam nos seguintes gráficos, as figuras 21 e 22:

Figura 21 – Concentrações inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e produção de Clorofila por Ano, para o ponto TIET04170, em formato logaritmo



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 22 – Concentrações inicial e final de Fósforo Total e produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET04170, em formato logaritmo.



Fonte: Elaborada pelo autor.

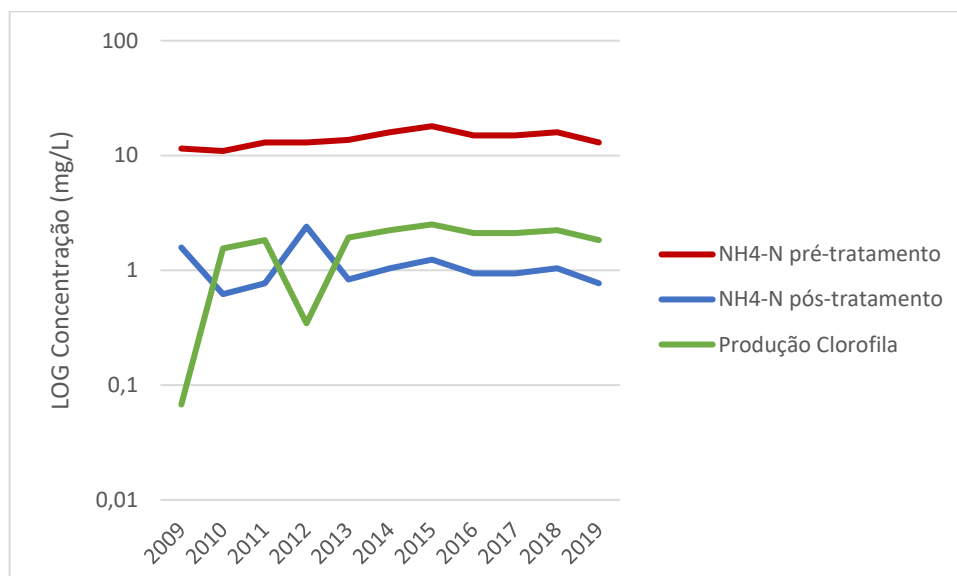
Das figuras 21 e 22 seguem as seguintes considerações:

- É possível notar que a diminuição na remoção do nitrogênio se mantém acentuada, tal qual no ponto anterior, TIET02050, apesar do aumento na concentração inicial em uma ordem de grandeza.
- A remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ para o ponto TIET04170 teve seu ponto mais baixo em 2012, onde a taxa $\text{N:P} = 10,9$. Ainda assim, devido à proximidade desse máximo da taxa com o valor ideal ($\text{N:P} = 10$) a remoção não foi muito prejudicada, sendo equivalente a 88%.
- A relação entre as concentrações mostra que não é necessário um aumento drástico na concentração de nitrogênio para que a produção de clorofila seja prejudicada. O que pode acontecer é uma diminuição na quantidade de fósforo disponível, aumentando a taxa N:P e levando a inibição por excesso de amônio.
- A média de remoção de fósforo foi 75%. Em 2012 a remoção foi máxima, devido à diminuição no $\text{PO}_4\text{-P}$ disponível, de 96,4%.
- O aumento nas concentrações, de uma ordem de grandeza, entre este ponto de medição e o anterior resultou, também, em uma produção de clorofila uma ordem de grandeza maior.

5.6.7. Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila *a* – TIET04200

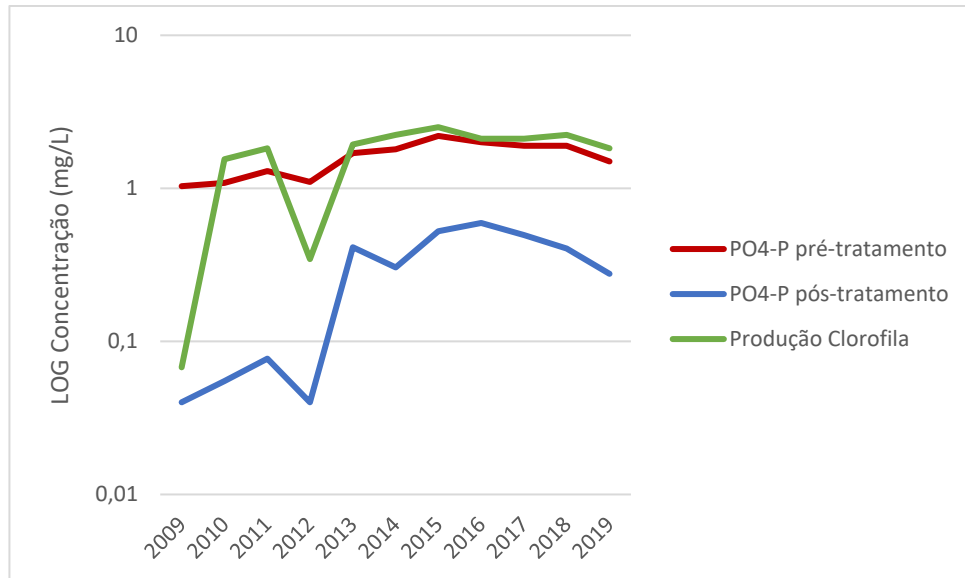
Os resultados mostrados no subcapítulo 5.5.4. para o ponto TIET04170 estão representados nas figuras 23 e 24:

Figura 23 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Nitrogênio Amoniacoal e da produção de Clorofila por Ano, para o medidor TIET04200.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 24 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Fósforo Total e da produção de Clorofila por Ano, para o ponto TIET04200.



Fonte: Elaborada pelo autor.

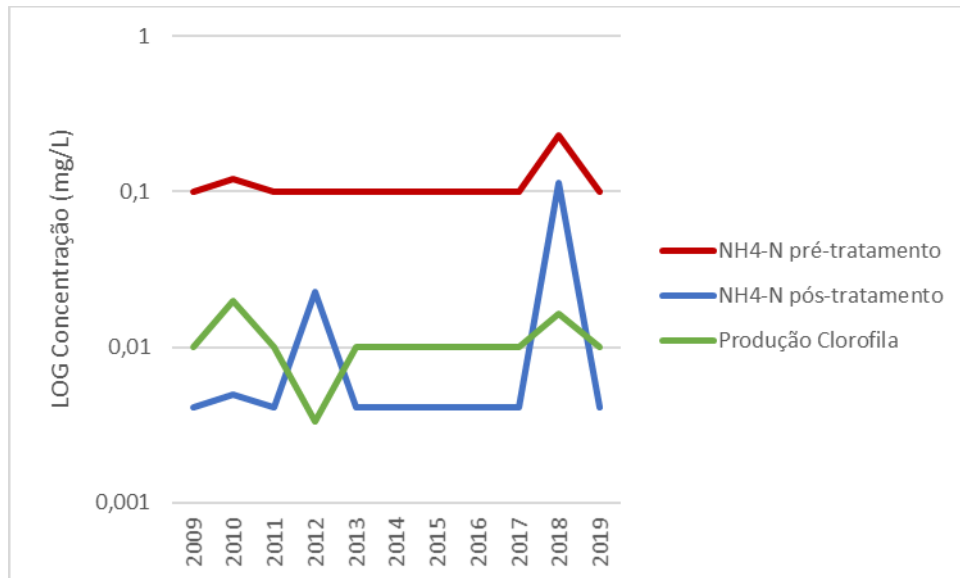
Pela comparação entre os dados relacionados nas figuras 23 e 24:

- Nota-se que a concentração de nitrogênio amoniacal inicial se manteve bastante estável neste ponto de medição. Assim, as variações na produção de clorofila e remoção de nutrientes são exclusivamente causadas pelas alterações na disponibilidade de fósforo.
- Os vales na produção de clorofila ocorrem em conjunto com as diminuições na disponibilidade de nitrogênio
 - A eficiência de remoção para o nitrogênio amoniacal teve média de 91,98%, com valor mínimo em 2012, de 81,5%. Este ponto coincide com o maior valor de N:P para a série, de 11,81.
 - TIET04200 apresentou a melhor remoção de fósforo, em média, ficando em 83,73%. O ponto com o pior resultado na série foi 2016, com remoção de 70,3%, que possui a menor taxa N:P do grupo, 7,5.

5.6.8. Remoção de Nutrientes e Síntese de Clorofila *a* – TITR02800

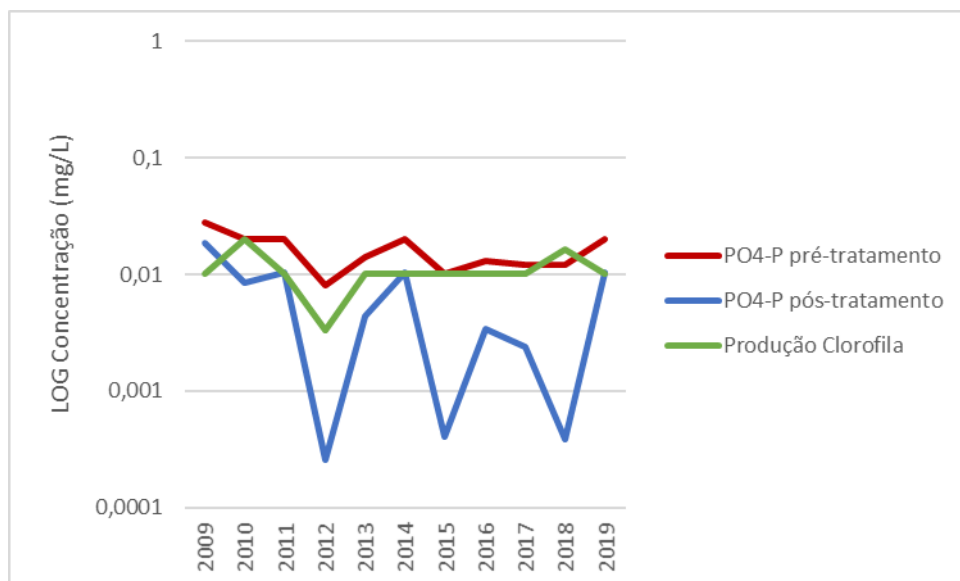
Os resultados apresentados no subcapítulo 5.5.4. para o ponto TITR02800 resultam nos seguintes gráficos, mostrado nas figuras 25 e 26:

Figura 25 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Nitrogênio Amoniacal e da produção de Clorofila por Ano, para o medidor TITR02800.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 26 – Gráfico do Logaritmo da concentração inicial e final de Fósforo Total e da produção de Clorofila por Ano, para o medidor TITR2800.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Da análise dos dados representados nas figuras 25 e 26, tem-se que:

- O primeiro pico de produção de clorofila, em 2010, ocorre juntamente a uma elevação na concentração de amônia, o que não vinha acontecendo nos pontos de medição anteriores. Esse comportamento se repete em 2018 e é devido à presença de excesso de

fósforo em TITR02800, permitindo que o aumento na concentração de nitrogênio seja amortizado.

- Em 2018, o aumento na produção de clorofila se deve ao consumo do fósforo que estava em excesso, permitindo que mesmo uma elevação acentuada na concentração de amônia resultasse numa maior produção de clorofila.
- Em 2012, uma diminuição na quantidade de fósforo disponível juntamente com a manutenção da quantidade de nitrogênio, levaram à redução do desenvolvimento celular das algas.
- O aumento na concentração de nitrogênio que levou ao consumo quase total do fósforo em 2018 também levou ao pior desempenho de remoção para a série, de 50,5%. A média, para o período, foi de 90,1%.
- Para o fósforo, a média de remoção foi 67,93%, sendo os piores resultados em 2011 e 2019, com valor de 47,95% para ambos.

5.7. Estimativas para a produção de biomassa

Utilizando a Tabela 1, da Seção 3.3.2., estimou-se a quantidade de biomassa total produzida, partindo da relação de proporcionalidade entre a clorofila *a* e a massa celular total. As quantidades de biomassa disponível variam de acordo com o regime metabólico utilizado e, a fim de permitir a comparação, foram feitas duas estimativas: para os regimes autotrófico e mixotrófico, que possuem respectivamente, 2,79% e 0,63% de clorofila *a* em massa. Como mencionado, o regime heterotrófico não foi considerado por não configurar vantagem alguma sobre os outros dois tipos de metabolismo. Os resultados obtidos foram condensados nas tabelas 8, 9, 10 e 11:

Tabela 8 – Produção diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime autotrófico para os valores de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,2144	5,1447	0,2419	0,0357
2010	0,2144	4,1086	5,5377	0,0714
2011	0,0833	5,5734	6,5380	0,0357
2012	0,1786	0,7186	1,2300	0,0120
2013	0,1429	5,9307	6,8953	0,0357
2014	0,1429	8,9675	8,0028	0,0357
2015	0,1072	6,0736	8,9675	0,0357
2016	0,0714	7,5384	7,5384	0,0357

2017	0,0714	7,0382	7,5384	0,0357
2018	0,1429	8,5030	8,0028	0,0588
2019	0,1786	5,5734	6,5380	0,0357

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 9 – Média da produtividade diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime autotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,1407
TIET04170	5,9245
TIET04200	6,0937
TITR02800	0,0389

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 10 – Produção diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime mixotrófico para os valores de 2009 a 2019

Ano	TIET02050	TIET04170	TIET04200	TITR02800
2009	0,9494	22,7848	1,0715	0,1582
2010	0,9494	18,1962	24,5253	0,3164
2011	0,3689	24,6835	28,9557	0,1582
2012	0,7911	3,1827	5,4475	0,0529
2013	0,6329	26,2658	30,5379	0,1582
2014	0,6329	39,7152	35,4430	0,1582
2015	0,4747	26,8987	39,7152	0,1582
2016	0,3164	33,3861	33,3861	0,1582
2017	0,3164	31,1709	33,3861	0,1582
2018	0,6329	37,6582	35,4430	0,2608
2019	0,7911	24,6835	28,9557	0,1582

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 11 – Média da produtividade diária de biomassa ($\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}$), considerando regime mixotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,6233
TIET04170	26,2387
TIET04200	26,9879
TITR02800	0,1724

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os pontos cuja produção de clorofila *a* foi mais satisfatória são aqueles que estão expostos à maior poluição, TIET04170 e TIET04200. Este aumento na produtividade se deve à maior disponibilidade de nutrientes para serem utilizados nestes locais, tornando a inclusão das algas

no tratamento destes pontos especialmente vantajoso. Ainda assim, as médias encontradas, para ambos os regimes, encontram-se em ordens de grandeza inferiores aos resultados experimentais obtidos por Feng *et al.* (2011), em biorreatores aerados. Já a produtividade encontrada por Santiago *et al.* (2013) ficou entre 45 e 77 mgL⁻¹ (após 4 dias, ou 11,25 mgL⁻¹d⁻¹ e 19,25 mgL⁻¹d⁻¹), superior aos resultados encontrados no presente trabalho para a produção de biomassa de maneira autotrófica.

5.8. Estimativas para a produção de lipídeos

Uma vez obtida a média de biomassa produzida em cada uma das localidades escolhidas, apresentadas nas tabelas 10 e 11, é possível estimar a quantidade de lipídeos produzidos pela *C. vulgaris*, expressas em % massa, na tabela 1. Os valores para a produção de lipídeos foram estimados partindo das médias, resultando nas tabelas 12 e 13:

Tabela 12 – Média da produtividade diária de lipídeos (mgL⁻¹d⁻¹), considerando regime autotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,0094
TIET04170	0,3981
TIET04200	0,4095
TITR02800	0,0026

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 13 – Média da produtividade diária de lipídeos (mgL⁻¹d⁻¹), considerando regime mixotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,0788
TIET04170	3,3166
TIET04200	3,4113
TITR02800	0,0218

Fonte: Elaborada pelo autor.

Dos resultados obtidos para a produção de lipídeos nos dois cenários, é importante destacar que as taxas de produção estimadas, tanto autotrófica quanto mixotrófica, são em uma ordem de grandeza inferiores àquelas informadas por Kong *et al.* (2011). No experimento realizado por Kong *et al.* (2011), a cultura foi feita em frascos permanentemente agitados e iluminados durante 6 dias, o que pode explicar a elevada produção. A tabela de composição fornecida por Kong *et al.* (2011) foi utilizada como parâmetro para o estudo de caso por oferecer uma percentagem de lipídeos bastante conservadora, sendo que Goh *et al.* (2019) apontam que

certas linhagens de *Chlorella* podem chegar a conter 53% em massa de lipídeos, quando cultivada em condições mixotróficas ideais em um fotobiorreator.

5.9. Coleta de biomassa

A biomassa produzida conforme descrito no subcapítulo 5.7 é constituída por matéria celular dispersa em matriz líquida, água de efluente doméstico neste caso. Devido ao seu pequeno tamanho e crescimento unicelular ou colonial, a separação da biomassa de sua matriz de crescimento é considerada um desafio à produção em larga escala de biodiesel de algas (STURM; LAMER, 2011).

O método escolhido para a colheita de biomassa foi baseado nas compilações realizadas por Dassey et al. (2014), buscando um balanço entre utilização energética e possibilidade de aproveitamento de equipamentos já existentes numa ETE tradicional. Assim, foi escolhida a seguinte rota: floculação, flotação por ar dissolvido e prensa de filtro (para secagem da biomassa).

A rota escolhida apresenta as seguintes características: 70% de eficiência na separação de biomassa-matriz e custo energético equivalente a 1,086 kWh/kg alga (DASSEY et al., 2014). Assim, apenas 70% da biomassa produzida será utilizada nas próximas etapas, para a produção de biocombustível (os resultados encontrados na seção 5.8 devem ser multiplicados por um fator de 0,7).

É importante ressaltar, no entanto, que este custo energético estaria superestimado, uma vez que existe a possibilidade de realizar a secagem em desidratadores solares, como aqueles descritos por Prakash *et al.* (1997), capazes de deixar a biomassa com menos de 10% de umidade.

5.10. Processo de transesterificação para produção de biodiesel

A produção de biocombustível partindo da biomassa já seca se daria em uma biorrefinaria. Embora não seja o foco deste trabalho, sugere-se que a síntese ocorra de maneira direta, de acordo com o método descrito por Goh et al. (2019). A síntese direta combina métodos de extração e transesterificação em um único passo, visando a diminuição dos custos energéticos da extração convencional.

Para este processo, um álcool é utilizado tanto como solvente para extração dos lipídeos e como reagente na reação de transesterificação. Para a *C. vulgaris*, o processo de conversão dos lipídeos em biodiesel pode ter rendimento de até 81,2% devido à composição das gorduras armazenadas na célula (os resultados encontrados no subcapítulo 5.8 devem ser multiplicados por um fator de 0,812). A síntese direta permite, ainda, a formação de outros co-produtos de valor agregado como levulinato de etilo, metanoato de etila (aroma de framboesa), éter etílico e carbonato de glicerol (GOH et al., 2019).

5.11. Estimativa para a produção de biocombustível

Partindo das informações contidas nas seções 5.7, 5.8 e 5.9, a produção de biodiesel por litro de esgoto tratado por ano seria aquela representada pelas tabelas 14 e 15, a seguir:

Tabela 14 – Média da produtividade anual de biodiesel ($\text{mgL}^{-1}\text{a}^{-1}$), considerando regime autotrófico

Ponto	Média
TIET02050	1,9710
TIET04170	82,5995
TIET04200	84,9720
TITR02800	0,5475

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 15 – Média da produtividade anual de biodiesel ($\text{mgL}^{-1}\text{a}^{-1}$), considerando regime mixotrófico

Ponto	Média
TIET02050	16,3520
TIET04170	688,0615
TIET04200	707,7350
TITR02800	4,5260

Fonte: Elaborada pelo autor.

A produção estimada de biocombustível mostrada nas tabelas 14 e 15 é relacionada à quantidade de esgoto tratado. Para avaliar a produção de biocombustível, faz-se necessário olhar para a capacidade de tratamento da ETE em que a cultura de microalgas seria realizada. A SABESP informa que a expansão feita na ETE Barueri atenderia 1,18 milhão de pessoas (SÃO PAULO, 2017).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS, 2019), cada habitante do sudeste brasileiro consome, em média, $174,4 \text{ L.d}^{-1}$ de água. Deste consumo, 68,3% são transformados em esgoto, sendo o restante perdido entre perdas evaporativas e

vazamentos. Desta maneira, temos a produção de 119,1152 L.d⁻¹ de esgoto por habitante do sudeste brasileiro (SÃO PAULO, 2020), resultando em 43.477 L de esgoto por ano por habitante.

Multiplicando a produção de águas residuárias anual por habitante pela produtividade do biodiesel e dividindo o resultado pela densidade média do combustível de algas, de 864 g/L (KUMAR, SUSEELA e TOPPO, 2011), encontra-se o valor para a produção anual de biocombustível, por habitante atendido pela ETE. Estes resultados se encontram nas tabelas 16 e 17, a seguir:

Tabela 16 – Produtividade anual de biodiesel por habitante (L.a⁻¹.hab⁻¹), considerando regime autotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,0992
TIET04170	4,1565
TIET04200	4,2758
TITR02800	0,0275

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 17 – Produtividade anual de biodiesel por habitante (L.a⁻¹.hab⁻¹), considerando regime mixotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,8228
TIET04170	34,6237
TIET04200	35,6137
TITR02800	0,2278

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os valores apresentados nas tabelas 16 e 17 indicam que o esgoto produzido por cada habitante em São Paulo em um ano teria capacidade para gerar até 35,6 L de biocombustível. Multiplicando este valor pela quantidade de habitantes atendidos, de 1,175 milhão, chega-se numa produção anual de 41,8 milhões de litros de biocombustível apenas com o tratamento de esgoto de uma cidade com densidade populacional similar a Campinas. Este valor de produção representaria 0,65% de todo o biodiesel produzido pelo Brasil em 2020, de acordo com a Agência Nacional do Petróleo - ANP (RIO DE JANEIRO, 2021).

5.12. Estimativas para os custos de produção e investimentos

De acordo com Kligerman e Bouwer (2015), os custos de operação e energia para o tratamento de esgoto giram entre os valores de R\$ 49,78 e R\$ 81,25 por habitante, por ano (considerando o valor do dólar igual a R\$ 5,2420, a média para 2020). Além destes custos existe, também, a necessidade de construção de áreas especializadas para proliferação de algas no tratamento de esgoto, as lagoas apresentadas no item 4.3. Ainda segundo Kligerman e Bouwer (2015), a construção de três Lagoas de Estabilização de Esgoto em série - anaeróbica, facultativa e maturação representa um custo anual per capita de R\$ 51,37 (durante 15 anos de financiamento).

Entretanto, Young et al. (2017) apontam que os custos para LATs são entre 39,2 e 47,5% dos custos para LEEs. Para os fins deste trabalho, escolheu-se a redução para 47,5%, representando lagoas com maior superfície e produção de biomassa, mas também maiores perdas evaporativas (15,3% de toda a água tratada). Sendo assim, o custo anual de construção das LATs seria de R\$ 24,40 por habitante totalizando custos totais anuais entre R\$ 48,05 (menor custo) e R\$ 62,99 (maior custo) por habitante por ano, durante 15 anos.

Por fim, além dos custos de construção e manutenção das LATs, o investimento inicial seria equivalente à expansão da ETE Barueri, construída em 2017, equivalente a R\$ 390 milhões. Este investimento corresponderia à toda a infraestrutura da ETE, bem como estruturas não cobertas pela construção das LATs (como aquelas necessárias ao gradeamento e ao tratamento primário, bem como para permitir a flotação e floculação das algas) (SÃO PAULO, 2017).

5.13. Receita Bruta Anual Total

De acordo com o 79º Leilão de Biodiesel da ANP, o preço definido para a venda de biodiesel B100 (biodiesel puro, antes de ser misturado ao diesel fóssil) é de R\$ 5,536 L⁻¹. Assim sendo, obtém-se a receita gerada em um ano pela ETE ao multiplicar este preço pela quantidade de óleo produzido em um ano, por habitante, resultando nas tabelas 18 e 19, a seguir:

Tabela 18 – Receita bruta anual com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a⁻¹.hab⁻¹), considerando regime autotrófico

Ponto	Média
TIET02050	0,5491
TIET04170	23,0102
TIET04200	23,6711
TITR02800	0,1525

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 19 – Receita bruta anual com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a⁻¹.hab⁻¹), considerando regime mixotrófico

Ponto	Média
TIET02050	4,5552
TIET04170	191,6768
TIET04200	197,1574
TITR02800	1,2608

Fonte: Elaborada pelo autor.

Ao deduzir destes valores os custos relacionados no item 5.11 obtém-se a arrecadação mensal, que é representativa da viabilidade econômica dos locais de instalação do projeto. Os resultados estão expressos nas tabelas 20 e 21:

Tabela 20 – Receita bruta final com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a⁻¹.hab⁻¹), considerando regime autotrófico

Ponto	Menor Custo	Maior Custo
TIET02050	-47,5073	-62,4472
TIET04170	-25,0462	-39,9861
TIET04200	-24,3853	-39,3251
TITR02800	-47,9039	-62,8437

Fonte: Elaborada pelo autor.

Tabela 21 – Arrecadação final com a venda de biodiesel por habitante (R\$.a⁻¹.hab⁻¹), considerando regime autotrófico

Ponto	Menor Custo	Maior Custo
TIET02050	-43,5012	-58,4410
TIET04170	143,6204	128,6806
TIET04200	149,1010	134,1612
TITR02800	-46,7956	-61,7354

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados indicam, mesmo antes de uma análise econômica, que os cenários capazes de gerar lucro são aqueles cuja instalação da ETE é feita proximidades dos medidores da cidade de São Paulo, TIET04170 e TIET04200 e apenas caso o regime metabólico seja mixotrófico. Os outros pontos não são viáveis do ponto de vista econômico, gerando prejuízos que podem chegar à R\$ 62,84 por habitante por ano. Para as análises feitas nas seções 5.10, 5.11 e 5.12, serão considerados apenas os resultados obtidos dos medidores TIET04170 e TIET04200 em regime mixotrófico já que os outros pontos inviabilizariam o projeto do ponto de vista econômico, por resultarem em prejuízo.

5.14. Análise Econômica – Valor Presente Líquido (VPL)

A análise do Valor Presente Líquido (VPL) do projeto foi feita considerando-se uma taxa mínima de atratividade de 10%, durante um período de 15 anos. Os fluxos de caixa considerados constantes são obtidos pela multiplicação entre os valores positivos da Tabela O e o número de habitantes que se pretende atender pela estação, 1175000 pessoas. Assim, os fluxos de caixa sem desconto são representados pela Tabela 22.

Tabela 22 – Fluxos de caixa (R\$) considerados para o período de quinze anos do projeto

Ponto	Menor Custo	Maior Custo
TIET04170	168.753.999,5	151.199.712,4
TIET04200	175.193.643,8	157.639.356,8

Fonte: Elaborada pelo autor.

Partindo dos fluxos de caixa relacionados na tabela 22 e considerando o investimento inicial sendo equivalente a R\$ 390.000.000,00, basta aplicar estes valores à Equação 3:

$$\bullet VPL = \frac{FC_t}{(1+k)^t} \quad (3)$$

Onde t é representante do período, em anos, com início no ano 0 e com um Fluxo de caixa (FC) negativo de valor igual ao investimento supracitado. Já a constante k equivale à taxa mínima de atratividade, considerada igual a 10%, novamente de acordo com o experimento realizado por Kligerman e Bouwer (2015). Os resultados obtidos para a análise do valor presente líquido estão relacionados na Tabela 23.

Tabela 23 – Valor Presente Líquido (R\$) do projeto em diferentes localidades de instalação

Ponto	Menor Custo	Maior Custo
TIET04170	893.556.337	760.037.034
TIET04200	942.536.784	809.017.481

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados positivos indicam que o investimento realizado no ano 0, a construção da ETE, trará retornos econômicos para os investidores e, portanto, trata-se de um investimento viável ao longo do período de vida do projeto, pela análise do Valor Presente Líquido.

5.15. Análise Econômica - Taxa Interna de Retorno (TIR)

A Taxa Interna de Retorno (TIR) do projeto foi calculada também considerando um tempo do projeto de 15 anos e os fluxos de caixa constantes, como representados pela tabela 22. O cálculo da TIR é realizado de acordo com a Equação 4.

$$\bullet \quad 0 = VPL = \sum_{t=0}^T \frac{FC_t}{(1+TIR)^t} \quad (4)$$

Como o cálculo da TIR não é analítico, mas sim realizado por iterações, foi utilizado o auxílio do software “Microsoft Excel 2016” para obter seus valores com maior facilidade. Os resultados estão relacionados na Tabela 24.

Tabela 24 – Taxa Interna de Retorno do projeto em diferentes localidades de instalação

Ponto	Menor Custo	Maior Custo
TIET04170	43%	38%
TIET04200	45%	40%

Fonte: Elaborada pelo autor.

A TIR é um indicador econômico a ser comparado frente à taxa mínima de atratividade. Caso a TIR seja superior ao valor da taxa mínima de atratividade, o investimento deve ser realizado. Como a taxa mínima de atratividade considerada é de 10%, chega-se à conclusão de que o investimento é viável.

Em conjunto com o VPL calculado na seção 5.13, os indicadores econômicos escolhidos parecem indicar que o projeto de tratamento de águas residuárias com foco em produção de biocombustível é viável economicamente nas condições adotadas por este trabalho.

6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES

A fim de analisar a eficiência do tratamento de águas residuárias concomitante ao potencial de produção de biomassa, foi proposto uma análise simplificada da cinética de crescimento das algas associada ao cálculo de dois indicadores econômicos – VLP e TIR.

Como processos biológicos estão sujeitos à uma infinidade de variáveis, ao buscar atender a todas elas, pode-se ocasionar o problema de sobre ajuste, tornando a análise inadequada para outras situações que não aquela descrita. Assim, para possibilitar que as simulações fossem feitas, foram adotadas premissas com o propósito de simplificar o ambiente de simulação.

A cultura, embora feita em lagoas abertas, foi tratada como operando em saturação luminosa por todo o período de crescimento, o que resulta em uma superestimação da produtividade, uma vez que existem períodos escuros durante o ciclo de um dia. Além disso, foi considerado também a monocultura de *C. vulgaris*, embora monoculturas em lagoas abertas sejam praticamente inviáveis devido à contaminação pelo ar. Foi considerado, também, que haveria carbono suficiente disponível para as algas, na forma de CO₂ para o regime autotrófico e carbono orgânico (advindo de vinhaça) para o regime mixotrófico. Por último, foi considerado que a cultura seguiria a produção descrita por uma cepa-modelo de *C. vulgaris* já utilizada em cultivos experimentais, embora exista variação considerável no potencial de produção entre diferentes espécies e diferentes cepas.

A primeira parte do estudo de caso indica que a localização das instalações de tratamento fará grande diferença no potencial de crescimento da cultura e na viabilidade econômica do projeto. Assim, indica-se que as estações de tratamento sejam utilizadas principalmente para remover nitrogênio das águas residuárias de grandes centros urbanos, permitindo sua conversão em biomassa e seus derivados. As taxas de produção de biomassa variaram em até em duas ordens de grandeza a depender da disponibilidade de nutrientes, associada ao distanciamento de pontos com maior densidade urbana.

Quanto à eficiência do tratamento de águas residuárias, o cultivo de *C. vulgaris* se mostrou capaz de atender as especificações da resolução no. 357/05 do CONAMA para a remoção de nitrogênio em todos os pontos da simulação. Entretanto, a remoção de fósforo encontrada foi insuficiente, nem sempre atendendo aos requisitos exigidos por lei. Assim, a adoção deste método de tratamento exigiria algum tratamento auxiliar para remoção de fósforo.

Do ponto de vista econômico, existe a premissa neste trabalho de que a receita seria constante. Entretanto é importante destacar que a produção está sujeita às intempéries, à

contaminação por organismos predadores e às variações de luminosidade, umidade e temperatura. Assim, há de se considerar que a função dos indicadores econômicos encontrados neste trabalho seja, apenas, de demonstrar o potencial que pode ser alcançado com a produção deste tipo de biocombustível.

De toda forma, os valores dos indicadores encontrados foram muito promissores, levando a crer que mais estudos com enfoque econômico, para este tipo de produção, deveriam ser realizados no futuro. Especificamente, o Brasil carece de mais estudos neste sentido, sendo que o país está posicionado de maneira excepcionalmente vantajosa para a cultura de microalgas e já possui histórico e tecnologia de produção de biocombustíveis.

6.1. Sugestões para trabalhos futuros

Para trabalhos futuros, associados à esta linha de pesquisa, seria interessante a realização da própria cultura de algas com uma cepa determinada, assim possibilitando uma maior certeza quanto à composição celular ao longo do experimento e, também, quanto à remoção de nutrientes conforme o crescimento.

A realização de um experimento próprio de crescimento resultaria, também, na obtenção de coeficientes de crescimento em função dos nutrientes estudados, que poderiam então ser comparados com os disponíveis na literatura. Além disso, seria possível também avaliar o impacto da disponibilidade de luz e dióxido de carbono na cultura, resultando em um modelo mais próximo do processo real de crescimento do que aquele obtido neste trabalho.

Existem constantes de Michaelis-Menten para a cultura de *Chlorella vulgaris* em função da luz solar e da concentração de dióxido de carbono, permitindo uma análise complementar àquela feita neste trabalho.

Seria interessante, também, a análise de cepas nativas frente não só à capacidade produtiva como também à sua resistência. Espécies excepcionalmente resistentes a algum fator (como salinidade, luminosidade ou pH) tornam-se interessantes pois a sua cultura pode ser inóspita a agentes contaminantes e a predadores, permitindo um maior controle sobre o conteúdo da cultura.

Caso a cultura seja passível de ser realizada, outro ponto importante para avaliação experimental é a análise da quantidade de lipídeos presentes no interior das células e a quantidade destes lipídeos que é possível ser extraída. Uma vez que a extração de lipídeos é o grande problema da produção de biocombustível de algas seria interessante comparar uma

extração laboratorial com aquela disponível em literatura, utilizada nas estimativas deste trabalho.

A respeito do ambiente de simulação, seria interessante a incorporação de fluidodinâmica em modelos posteriores, associando a velocidade do curso nas LATs com o potencial produtivo da cultura. Para isso seria necessário a obtenção de dados do crescimento de microrganismos em uma LAT.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALA, Sammila Andrade. **Evolução da qualidade das águas do Rio Tietê e os fatores que a influenciam**. 2019. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

ALKETIFE, A. M.; JUDD, S.; ZNAD, H. Synergistic effects and optimization of nitrogen and phosphorus concentrations on the growth and nutrient uptake of a freshwater *Chlorella vulgaris*. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 38, n. 1, p. 94-102, 30 maio 2016. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2016.1186227>.

ARTISMICROPIA. **Chlorella vulgaris**. Disponível em: <https://www.micropia.nl/en/discover/microbiology/chlorella-vulgaris/>. Acesso em: 06 abr. 2021.

ASHOK, V.; GUPTA, S. K.; SHRIWASTAV, A. Photobioreactors for Wastewater Treatment. **Application Of Microalgae In Wastewater Treatment**, [S.L.], p. 383-409, 2019. Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-13913-1_18.

ASLAN, S.; KAPDAN, I. K. Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 28, n. 1, p. 64-70, nov. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.04.003>.

AZEREDO, Vinícius Barbosa Salles de. **Produção de biodiesel a partir do cultivo de microalgas: estimativa de custos e perspectivas para o brasil**. 2012. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

BEN-AMOTZ, Ami. Industrial Production of Microalgal Cell-mass and Secondary Products – Major Industrial Species: *dunaliella*. In: RICHMOND, Amos. **Handbook of Microalgal Culture: biotechnology and applied phycology**. Victoria: Blackwell, 2004. Cap. 13. p. 273-280.

BRASIL, B.S.A.F; SILVA, F.C.P.; SIQUEIRA, F.G. Microalgae biorefineries: the brazilian scenario in perspective. **New Biotechnology**, [S.L.], v. 39, p. 90-98, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.nbt.2016.04.007>.

BROWN, N.; SHILTON, A. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: current understanding and future direction. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 321-328, 29 mar. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-014-9337-3>.

CANDIDO, Camila. **Cultivo de Chlorella vulgaris em vinhaça convencional e biodigerida tratadas: uma abordagem ecofisiológica**. 2015. 70 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Botânica, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.

CECCHIN, M. *et al.* Molecular basis of autotrophic vs mixotrophic growth in *Chlorella sorokiniana*. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 1-13, 24 abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-24979-8>.

CHOJNACKA, K.; NOWORYTA, A. Evaluation of *Spirulina* sp. growth in photoautotrophic, heterotrophic and mixotrophic cultures. **Enzyme And Microbial Technology**, [S.L.], v. 34, n. 5, p. 461-465, abr. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enzmictec.2003.12.002>

CRAGGS, R. J *et al.* Algal biofuels from wastewater treatment high-rate algal ponds. **Water Science and Technology**, [S.L.], v. 63, n. 4, p. 660-665, 1 fev. 2011. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.100>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. Resolução CONAMA nº 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA**, Brasil.

DASSEY, A. J. *et al.* An analysis of energy consumption for algal biodiesel production: comparing the literature with current estimates. **Algal Research**, [S.L.], v. 4, p. 89-95, abr. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2013.12.006>.

DEVIRAM, G. *et al.* Applications of microalgal and cyanobacterial biomass on a way to safe, cleaner and a sustainable environment. **Journal Of Cleaner Production**. [S.I], p. 119770, 20 abr. 2020.

DOE (U.S. Department of Energy). 2016. National Algal Biofuels Technology Review. **U.S. Department of Energy**, Office of Energy Efficiency and Renewable Energy, Bioenergy Technologies Office.

DRIRA, N. *et al.* Microalgae from domestic wastewater facility's high-rate algal pond: Lipids extraction, characterization and biodiesel production. **Bioresource Technology**, v. 206, p. 239-244, 2016.

EIXLER, S.; KARSTEN, U.; SELIG, U. Phosphorus storage in *Chlorella vulgaris* (Trebouxiophyceae, Chlorophyta) cells and its dependence on phosphate supply. **Phycologia**, [S.L.], v. 45, n. 1, p. 53-60, jan. 2006. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.2216/04-79.1>.

FENG, Y. *et al.* Lipid production of *Chlorella vulgaris* cultured in artificial wastewater medium. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 102, n. 1, p. 101-105, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.016>.

FURMANIAK, M. A. *et al.* Edible Cyanobacterial Genus *Arthrospira*: actual state of the art in cultivation methods, genetics, and application in medicine. **Frontiers In Microbiology**, [S.L.], v. 8, n. 2541, p. 1-21, 18 dez. 2017. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2017.02541>.

GILMOUR, D. J. Microalgae for biofuel production. **Advances In Applied Microbiology**, [S.L.], v. 109, n. 1, p. 1-30, 2019. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.aambs.2019.10.001>

GODFRAY, H. C. J. *et al.* Food Security: the challenge of feeding 9 billion people. **Science**, [S.L.], v. 327, n. 5967, p. 812-818, 12 fev. 2010. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1185383>.

GOH, B. H. H. *et al.* Sustainability of direct biodiesel synthesis from microalgae biomass: a critical review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 107, p. 59-74, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.012>.

GOUVEIA, L. *et al.* Microalgae biomass production using wastewater: treatment and costs scale-up considerations. **Algal Research**. Lisboa, p. 167-176. 5 mar. 2016.

GRADY, C. P. L. *et al.* **Biological Wastewater Treatment**. 3. ed. S.L: Iwa Publishing, 2011. 994 p.

RITCHIE, H. Energy: Electricity Mix. **Our World In Data**. 2020. Disponível em: <https://ourworldindata.org/energy>. Acesso em: 20 out. 2021.

HESS, Geraldo *et al.* **Engenharia Econômica**. 21. ed. S.L: Difel, 1978. 244 p.

HU, Qiang. Industrial Production of Microalgal Cell-mass and Secondary Products – Major Industrial Species: *arthrospira (spirulina) platensis*. In: RICHMOND, Amos. **Handbook of Microalgal Culture: biotechnology and applied phycology**. Victoria: Blackwell, 2004. Cap. 12. p. 264-271.

HUANG, M.; LI, Y.; GU, G. **Chemical composition of organic matters in domestic wastewater**. *Desalination*, [S.L.], v. 262, n. 1-3, p. 36-42, nov. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>.

IWAMOTO, Hiroaki. Industrial Production of Microalgal Cell-mass and Secondary Products – Major Industrial Species: *Chlorella*. In: RICHMOND, Amos. **Handbook of Microalgal Culture: biotechnology and applied phycology**. Victoria: Blackwell, 2004. Cap. 11. p. 255-261.

KLIGERMAN, D. C.; BOUWER, E. J. Prospects for biodiesel production from algae-based wastewater treatment in Brazil: a review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 52, p. 1834-1846, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.08.030>.

KONG, W. *et al.* The characteristics of biomass production, lipid accumulation and chlorophyll biosynthesis of *Chlorella vulgaris* under mixotrophic cultivation. **African Journal Of Biotechnology**. Lanzhou, p. 11620-11630. 8 ago. 2011.

KOHLHEB, N. *et al.* Assessing the life-cycle sustainability of algae and bacteria-based wastewater treatment systems: high-rate algae pond and sequencing batch reactor. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 264, p. 110459, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110459>.

KUMAR, P.; SUSEELA, M.; TOPPO, Kiran. Physico-chemical characterization of algal oil: A potential biofuel. **Asian journal of experimental biological sciences**, [S.L.], v. 2., p. 493-497, jan. 2011.

LAM, M. K.; LEE, K. T. Microalgae biofuels: a critical review of issues, problems and the way forward. **Biotechnology Advances**, [S.L.], v. 30, n. 3, p. 673-690, maio 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.11.008>.

LEE, E.; JALALIZADEH, M.; ZHANG, Q. Growth kinetic models for microalgae cultivation: a review. **Algal Research**, [S.L.], v. 12, p. 497-512, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2015.10.004>.

LORENZ, G.R. Cysewski & R. TODD. Industrial Production of Microalgal Cell-mass and Secondary Products – Species of High Potential: haematococcus. In: RICHMOND, Amos. **Handbook of Microalgal Culture: biotechnology and applied phycology**. Victoria: Blackwell, 2004. Cap. 14. p. 281-287.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 217-232, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.020>.

MOHSENPOUR, S. F. *et al.* Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review. **Science of the Total Environment**. Edinburgh, p. 2-18. 3 set. 2020.

MONOD, J. (1978). The Growth of Bacterial Cultures. Selected Papers in Molecular Biology by Jacques Monod, 139–162. doi:10.1016/b978-0-12-460482-7.

NASCIMENTO, I. A. *et al.* Screening Microalgae Strains for Biodiesel Production: lipid productivity and estimation of fuel quality based on fatty acids profiles as selective criteria. **Bioenergy Research**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 1-13, 26 maio 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-012-9222-2>.

OLIVEIRA, Raquel Gomes de. **Desempenho Energético e Tratamento de Água Residuária em um Fotobiorreator Contínuo Iluminado Artificialmente**. 2018. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2018.

PEREZ-GARCIA, O. *et al.* Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 1, p. 11-36, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.037>.

PRAKASH, J. *et al.* Microalgal biomass drying by a simple solar device. **International Journal Of Solar Energy**, [S.L.], v. 18, n. 4, p. 303-311, jan. 1997. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/01425919708914325>.

RAMOS, A. A. *et al.* The unicellular green alga *Dunaliella salina* Teod. as a model for abiotic stress tolerance: genetic advances and future perspectives. **Algae**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 3-20, 15 mar. 2011. The Korean Society of Phycology. <http://dx.doi.org/10.4490/algae.2011.26.1.003>.

RAWAT, I. *et al.* Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, [S.L.], v. 88, n. 10, p. 3411-3424, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>.

REDFIELD, A. C. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. **James Johnstone Memorial**. S.L, p. 176-192. 1 mar. 2019.

RICHMOND, Amos. **Handbook of Microalgal Culture: biotechnology and applied phyecology**. S.L: Blackwell Publishing Ltd, 2003.

RIO DE JANEIRO. Agência Nacional do Petróleo Gás Natural e Biocombustíveis. Ministério de Minas e Energia. **Anuário Estatístico 2021**. Rio de Janeiro, 2021. 264 p. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/anuario-estatistico-2021>. Acesso em: 20 set. 2021.

SABESP. **Projeto Tietê - 2ª Etapa: localização dos pontos da rede de monitoramento. LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DA REDE DE MONITORAMENTO**. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/imagens/jul06/loc-pto.htm>. Acesso em: 20 jul. 2021.

SANTIAGO, A. F. *et al.* Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 34, n. 13-14, p. 1877-1885, jul. 2013. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2013.812670>.

SANTOS, Carlos Roberto dos. **Evolução das condições sanitário-ambientais do rio Tietê até o reservatório de Barra Bonita: efeitos da região metropolitana de São Paulo**. 2005. 200 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Faculdade de Saúde Pública da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

SÃO PAULO. Assessoria de Imprensa. Sabesp. **Alckmin inaugura ampliação da Estação de Tratamento de Esgotos de Barueri**. 2017. Disponível em: <https://www.saopaulo.sp.gov.br/sala-de-imprensa/release/alckmin-inaugura-ampliacao-da-estacao-de-tratamento-de-esgotos-de-barueri/>. Acesso em: 14 set. 2021.

SÃO PAULO. Carlos Augusto Dambrós Bortolás. Secretaria Nacional de Saneamento. **Informações para planejar o Esgotamento Sanitário**. Brasília, 2020. 61 p. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/cadernos/2019/DO_SNIS_AO_SINISA_ESGOTO_SNIS_2019.pdf. Acesso em: 18 set. 2021.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **RELATÓRIO: Apêndice D**. São Paulo, 2010.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **RELATÓRIO: Apêndice D**. São Paulo, 2011.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **RELATÓRIO: Apêndice H**. São Paulo, 2012.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS DOCES: Apêndice I**. São Paulo: Phábrica de Produções, 2013.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO: Apêndice I.** São Paulo: Phábrica de Produções, 2014.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DOCES DO ESTADO DE SÃO PAULO: Apêndice I.** São Paulo: Phábrica de Produções, 2015.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES DO ESTADO DE SÃO PAULO: Apêndice K.** São Paulo: Phábrica de Produções, 2016.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES DO ESTADO DE SÃO PAULO: Apêndice K.** São Paulo: Phábrica de Produções, 2017.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES DO ESTADO DE SÃO PAULO: Apêndice J.** São Paulo: Phábrica de Produções, 2018.

SÃO PAULO. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (org.). **QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES DO ESTADO DE SÃO PAULO: Apêndice J.** São Paulo: Phábrica de Produções, 2019.

SHEN, H. *et al.* Adsorption of phosphate onto amine functionalized nano-sized magnetic polymer adsorbents: mechanism and magnetic effects. **Rsc Advances**, [S.L.], v. 5, n. 28, p. 22080-22090, 2015. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c4ra14630a>.

SHEN, Y. *et al.* Culture of microalga botryococcus in livestock wastewater. **American Society of Agricultural and Biological Engineers** ISSN, v. 51, n. 3, p. 1395–1400, 2008.

SILVA, F. J. A. *et al.* Prospectus of waste stabilization ponds in Ceará, Northeast Brazil. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 63, n. 6, p. 1265-1270, 1 mar. 2011. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.106>.

SILVA, Ludymyla Marcelle Lima. **Avaliação de fotobiorreatores iluminados por diodos emissores de luz para o tratamento de efluentes domésticos.** 2016. 171 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto: UFOP, 2016.

SINGH, R.P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste Management**, S.L, v. 28, n. 2, p. 347-358, 06 dez. 2006.

STURM, B. S. M.; LAMER, S. L. An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. **Applied Energy**, [S.L.], v. 88, n. 10, p. 3499-3506, out. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.056>

TORZILLO, Giuseppe. Photosynthesis in Microalgae. In: RICHMOND, Amos. **Handbook of Microalgal Culture: biotechnology and applied phycology.** Victoria: Blackwell, 2004. Cap. 2. p. 20-39.

TSOLCHA, O. N. *et al.* Biotreatment of raisin and winery wastewaters and simultaneous biodiesel production using a Leptolyngbya-based microbial consortium. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 185–193, 2017.

ULLOA, O.; GROB, C. Marine pelagic ecosystems. **Surface Ocean—Lower Atmosphere Processes**, [S.L.], p. 119-137, 2009. American Geophysical Union. <http://dx.doi.org/10.1029/2008gm000867>.

VON SPERLING, Marcos. **Biological Wastewater Treatment Series**: waste stabilisation ponds. S.L: Iwa Publishing, 2007. 175 p.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. S.L: Iwa Publishing, 2006. 856 p.

WAN, J. *et al.* COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 1-9, abr. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep25054>.

WANG, J. *et al.* Ammonium Nitrogen Tolerant Chlorella Strain Screening and Its Damaging Effects on Photosynthesis. **Frontiers In Microbiology**, [S.L.], v. 9, n. 3250, 7 jan. 2019. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.03250>.

WOERTZ, I. *et al.* Algae Grown on Dairy and Municipal Wastewater for Simultaneous Nutrient Removal and Lipid Production for Biofuel Feedstock. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**, [S.L.], v. 135, n. 11, p. 1-8, nov. 2009. American Society of Civil Engineers.

XU, H.; MIAO, X.; WU, Q.. High quality biodiesel production from a microalga Chlorella protothecoides by heterotrophic growth in fermenters. **Journal Of Biotechnology**, [S.L.], v. 126, n. 4, p. 499-507, dez. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiotec.2006.05.002>.

YANG, I. *et al.* Cultivation and harvesting of microalgae in photobioreactor for biodiesel production and simultaneous nutrient removal. **Energy Conversion And Management**, [S.L.], v. 117, p. 54-62, jun. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2016.03.017>.

YOUNG, P.; TAYLOR, M.; FALLOWFIELD, H. J. Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. **World Journal Of Microbiology And Biotechnology**, [S.L.], v. 33, n. 6, p. 1-13, 10 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11274-017-2282-x>

APÊNDICE A – Cópia de artigo derivado deste trabalho, aceito em congresso (V SENCIR - Semana Nacional de Engenharia Nuclear e da Energia e Ciências das Radiações).

Id.: EE_10

PESQUISA EXPLORATÓRIA SOBRE AS CONSEQUÊNCIAS DA SUBSTITUIÇÃO DE BIODIESEL DE SOJA E SEBO ANIMAL POR BIODIESEL DE ALGAS NO SEGMENTO DE TRANSPORTES RODOVIÁRIOS - BRASIL

Pedro A. Franco¹, Tarcísio P. R. de Campos¹, Sonia S. Mercedes¹

¹ Departamento de Engenharia Nuclear Universidade Federal de Minas Gerais Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha 31270-901 –Belo Horizonte, MG, Brazil

pfrancocs@gmail.com

Palavras-Chave: Algas, Combustível Renovável, Emissões

RESUMO

Neste artigo foi avaliada como a mudança na origem do biocombustível utilizado para o transporte rodoviário impactaria o cenário brasileiro. Com o objetivo de realizar uma pesquisa exploratória, o artigo visou avaliar possíveis impactos da utilização de biodiesel de algas em substituição ao biodiesel de soja e animal na mistura com o diesel fóssil. Para tanto, foram analisadas as emissões dos dois tipos de biocombustíveis e seus preços finais a fim de discernir sua viabilidade no cenário econômico e ambiental. Esta análise foi feita comparando os dados obtidos sobre a utilização de óleo diesel no Brasil com aproximações baseadas em experimentos utilizando óleos de algas. Devido à natureza experimental e em pequena escala dos estudos pré-existentes, os resultados apontam na direção de um aumento de preços que impossibilita a adoção do óleo de algas como substituto do biodiesel, caso não sejam concedidos subsídios governamentais ou projetos acessórios à síntese de biocombustível. Contudo, o crescimento da escala da produção de biodiesel de algas pode ter como efeitos positivos como a produção de matéria-prima industrial com valor agregado e a associação a sistemas de tratamento de esgoto e biorremediação, que podem ocorrer simultaneamente.

1. INTRODUÇÃO

Signatário do acordo de Paris, o Brasil se comprometeu em diminuir suas emissões de gases do efeito estufa em 37%, quando comparadas aos níveis de 2005 [1]. Embora o país já tenha cumprido esta meta, análises feitas pela organização *Climate Action Tracker* [2] listam as decisões tomadas pelo Brasil como insuficientes para limitar o aquecimento global a 2 °C [3]. Em 2018, o Brasil se encontrava na posição de décimo quarto entre os maiores responsáveis por emissões de dióxido de carbono no mundo,

emitindo 411 Mt de CO₂ [4]. Segundo o Ministério de Minas e Energia, 46,5% de todo este gás emitido pelo Brasil vêm do setor de transportes [5].

Biocombustíveis podem substituir seus correspondentes fósseis por serem renováveis, reduzindo a dependência do setor de transporte em relação ao petróleo, e compensando parte do CO₂ emitido. Além disso, o petróleo e seus derivados são *commodities* cujos preços são definidos internacionalmente. É de se esperar que os biocombustíveis se tornem comparativamente mais baratos com o aumento de produção em escala e se tornem mais atrativos economicamente [6].

O Brasil já é um produtor consolidado no mercado de biocombustíveis. Em 2019, foi o segundo país que mais produziu energia desta maneira [7]. Os biocombustíveis brasileiros são majoritariamente etanol de cana-de-açúcar e biodiesel de soja [8], sendo destinados ao setor de transportes rodoviário, em percentuais de 82% e 84%, respectivamente [5]. Assim, uma expansão de sua demanda, por exemplo, através de um aumento do percentual mínimo de biodiesel adicionado ao diesel, levaria à competição por uso da terra e água de sistemas naturais ou de agricultura [9]. Portanto, o estudo de biocombustíveis alternativos, tal qual o óleo de algas, se torna interessante também para garantir maior segurança de abastecimento.

Ao mesmo tempo em que as algas contêm mais óleo por massa do que os cultivos terrestres, elas também crescem rápida e facilmente em reatores, sem serem afetadas pelos ciclos climáticos e sazonais, além de não necessitarem de terras férteis para o seu cultivo [10]. A cultura algácea pode, ainda, ser utilizada num processo de biorremediação de efluentes dos mais variados tipos, gerando óleos e outros produtos de valor agregado para a indústria, concomitantemente ao processo de limpeza das águas [11].

Neste estudo, foram avaliados os impactos da adição de óleo de algas no lugar de biodiesel ao diesel fóssil. Os fatores escolhidos para comparação são as características de emissões de poluentes, para determinar se a substituição seria interessante do ponto de vista ambiental, e de custos, para determinar a viabilidade econômica deste tipo de biocombustível.

2. METODOLOGIA

No presente artigo foram levantados dados secundários (vide Tabelas 1 a 4) para realizar simulações sobre possíveis impactos em termos de emissões e de viabilidade econômica.

2.1. Avaliações de dados das emissões em CO₂ equivalente

A unidade CO₂-eq permite comparar de forma normalizada as emissões de fontes poluidoras que emitem gases distintos [12]. A fim de verificar o impacto que diferentes tipos de biodiesel teriam no cenário brasileiro, faz-se necessário abordar o consumo brasileiro de biodiesel, a composição média do óleo diesel brasileiro, o poder calorífico dos diferentes tipos de biodiesel mais utilizados no mercado brasileiro e recompor as emissões dos diferentes tipos de diesel em CO₂-eq/MJ.

2.2. CO₂-eq

As emissões, em tCO₂-eq, foram calculadas combinando os dados das Tabelas 1 a 4, de acordo com as equações 1 e 2. Para o diesel fóssil, considerou-se 1,47x10³² MJ de energia consumida pelo setor rodoviário, enquanto o consumo de biodiesel foi de 1,48x10¹¹ MJ, pelo mesmo setor [5]. Os consumos foram multiplicados pelos respectivos fatores de emissão¹, presentes na Tabela 4, no caso do biodiesel, pela respectiva percentagem de participação na composição do biocombustível brasileiro, de acordo com a Tabela 2.

$$\text{Emissões diesel fóssil (em tCO}_2\text{eq)} = \frac{\text{Consumo(MJ)} * \text{Fator de emissão (} \frac{\text{gCO}_2\text{eq}}{\text{MJ}} \text{)}}{1000000} \quad (1)$$

$$\text{Emissões biodiesel (em tCO}_2\text{eq)} = \frac{\frac{\text{Consumo(MJ)} * \text{Fator de emissão (} \frac{\text{gCO}_2\text{eq}}{\text{MJ}} \text{)} * \text{Participação (\%)}}{1000000}}{1000000} \quad (2)$$

2.3. Preços

Para ser viável, o preço de produção do óleo de algas deve seguir a seguinte relação [13]:

$$\text{PpL} = 6,84 \times 10^{-3} \times \text{Pbp} \quad (3)$$

Sendo PpL preço por litro, e Pbp o preço do barril de petróleo.

Conforme a Petrobras [14], 9% do custo do diesel B11 se deve à presença de 11% de biodiesel na mistura do combustível. Assumindo que o preço médio do diesel B11 (8/11/2019), segundo

a Agência Nacional do Petróleo [15], é de R\$ 3,608/L, o custo do biodiesel representa um total de R\$ 0,3247/L. Subtraindo o custo do biodiesel do total, obtemos o preço fixo, por litro, relacionado ao diesel fóssil de R\$ 3,283/L.

De acordo com as informações sobre o 69º leilão de biodiesel, o preço médio do diesel B100 é de R\$ 3,075/L [16], o que permite estimar que aproximadamente 0,1056 L de biocombustível estejam presentes em cada litro de diesel B11, uma estimativa bastante próxima dos 11% esperados.

Substituindo o preço do biodiesel brasileiro pelos preços mínimo e máximo do diesel de algas, obtém-se os preços finais para uma versão do B11 com óleo de algas, de acordo com a Equação 4.

$$\text{PF} = \text{R\$ } 3,283 + (0,1056 \times \text{PbA} \times \text{PD}) \quad (4)$$

Sendo PF, o preço final; PbA, preço do biodiesel de algas, e PD a cotação do dólar.

³ De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), fator de emissão é um valor que relaciona a quantidade de um poluente liberado para a atmosfera com a intensidade da atividade responsável por sua liberação.

3. RESULTADOS

3.1. Recomposição de dados das emissões em CO₂ equivalente

Tabela 1 – Consumo brasileiro, em Megajoules, de Diesel e Biodiesel, em 2018.

	Diesel Fóssil	Biodiesel
Total	1,785x10 ¹²	1,748x10 ¹¹
Setor Rodoviário	1,476x10 ¹²	1,483x10 ¹¹
Setor Ferroviário	4,367x10 ¹⁰	4,396x10 ⁹

Fonte: Elaborada pelos autores, modificado de [5]

Os dados representados na Tabela 1 são combinados aos dados das Tabelas 2, 3 e 4, a fim de resultar na quantidade, em massa, de emissões de gases estufa por tipo de biodiesel utilizado.

Tabela 2 – Composição média do biodiesel Brasileiro.

Composição média do biodiesel (%)	Vegetal de Soja	Animal	Outros
	69,8	16,2	13

Fonte: Elaborada pelos autores, modificado de [17]

Tabela 3 – Poder calorífico dos combustíveis mais utilizados no mercado brasileiro

	Diesel Fóssil	Biodiesel Soja	Biodiesel Animal
Poder Calorífico (MJ/kg diesel)	42,23	36,95	39,75

Fonte: Elaborada pelos autores com base em [18], [19] e [20]

Tabela 4 – Fatores de emissão dos diferentes tipos de diesel em gramas de CO₂-eq/MJ

	Diesel Fóssil	Diesel de Soja	Diesel Animal	Diesel de Algas
Fator de Emissão	85,2 [21]	23,1 [25]	34,63 [23]	-120 [27]
	74,1 [22]	120 [26]	10,3 [24]	-30 [27]
				324 [28]

Fonte: Elaborada pelos autores com base em [21], [22], [23], [24], [25], [26], [27] e [28]

A Tabela 4 apresenta diferentes valores de emissões para um mesmo tipo de combustível. Estas diferenças se devem aos métodos de análise empregados por cada um dos autores citados [21-28]. Para as emissões do combustível fóssil, por exemplo, o valor de 85,2 CO₂-eq/MJ foi adquirido do Ministério da Agricultura brasileiro, enquanto o valor de 74,1 CO₂-eq/MJ foi obtido de um experimento teórico. Sendo assim, o valor disponibilizado pelo Ministério da Agricultura foi utilizado nas etapas subsequentes.

Para o óleo de soja, a diferença significativa de emissões se deve à inclusão das emissões pelo uso da terra durante o plantio da leguminosa, que trata dos gases liberados pelo desmatamento do terreno e na produção e uso de fertilizantes [26].

As emissões resultantes da utilização de biodiesel de origem animal divergem pois o valor de 10,3 gCO₂-eq/MJ é referente à produção otimizada de óleo animal. Sendo assim, neste artigo foi considerada a taxa conservadora de emissão de 34 gCO₂-eq/MJ.

Por fim, o combustível de algas é representado através de três valores de taxas de emissão. As diferenças das taxas negativas se dão pelo método de cultivo, sendo $-120 \text{ gCO}_2\text{-eq/MJ}^4$ para cultura em lagoa de canal adutor e $-30 \text{ gCO}_2\text{-eq/MJ}$ para cultura realizada em um fotobiorreator. A taxa de emissão de $324 \text{ gCO}_2\text{-eq/MJ}$ considera, também, os processos de extração e refino do óleo, sendo a secagem das algas e a remoção de seu óleo as etapas com maior custo energético [28].

3.2. Emissões em CO_2 equivalente

A Tabela 5 apresenta os resultados estimados para as emissões do setor rodoviário brasileiro em 2018.

Tabela 5 – Emissões totais em $\text{tCO}_2\text{-eq}$ (2018) do setor rodoviário brasileiro

Combustível	Emissões Totais ($\text{tCO}_2\text{-eq}$)
Diesel Fóssil	$1,26 \times 10^8$
Biodiesel Soja 1	$2,39 \times 10^6$ (1)
Biodiesel Soja 2	$1,24 \times 10^7$ (2)
Biodiesel Animal	$8,31 \times 10^5$

Observe que, na Tabela 5, existem dois resultados para as emissões de biocombustível de soja. O caso 1 considera as emissões por utilização do diesel de soja, enquanto o caso 2 inclui também as emissões pelo uso da terra para a produção de soja. Os dois casos foram escolhidos para ilustrar o impacto que este tipo de cultivo tem nas emissões brasileiras, que chegam a representar 9,5% de todas as emissões do setor rodoviário.

Tomando os resultados da Tabela 5 como base, foi construída também a Tabela 6, que relaciona diferentes possibilidades de substituição dos diferentes tipos de biodiesel pelo biocombustível de algas.

Tabela 6 – Emissões em $\text{CO}_2\text{-eq}$ por substituição do biodiesel por óleo de algas

Fator de Emissão	$-120 \text{ gCO}_2\text{eq/MJ}$	$-30 \text{ gCO}_2\text{eq/MJ}$	$324 \text{ gCO}_2\text{eq/MJ}$
Substitui soja (1)	$-1,48 \times 10^7$	$-5,49 \times 10^6$	$3,11 \times 10^7$
Substitui soja (2)	$-2,48 \times 10^7$	$-1,55 \times 10^7$	$2,11 \times 10^7$
Substitui sebo	$-1,32 \times 10^7$	$-3,93 \times 10^6$	$3,27 \times 10^7$
Substitui soja (1) + sebo	$-1,56 \times 10^7$	$-6,32 \times 10^6$	$3,03 \times 10^7$
Substitui soja (2) + sebo	$-2,56 \times 10^7$	$-1,63 \times 10^7$	$2,03 \times 10^7$

Os resultados mais positivos a favor do óleo de algas acontecem considerando a emissão de $120 \text{ gCO}_2\text{-eq}$ e a substituição total do biodiesel. Já o pior resultado seria a substituição da gordura

⁴ As taxas de emissões negativas significam que o processo produtivo captura mais carbono da atmosfera do que a queima do combustível libera.

animal, que tem a menor taxa de emissão dentre os materiais escolhidos para estudo, pelo óleo de algas, ao considerar o ciclo de vida do combustível.

3.3. Preços

Os preços finais obtidos para o B11 composto por diesel fóssil e óleo de algas são R\$ 4,961/L e R\$ 5,354/L, considerando o valor médio do dólar no ano de 2020 [29].

4. DISCUSSÃO

Embora estejam incluídos na unidade CO₂-eq, dois grupos de substâncias gasosas merecem destaque ao tratar de biocombustível de algas. São eles os óxidos de enxofre (SO_x) e os óxidos de nitrogênio (NO_x).

Dióxido de Carbono. Na tabela 4 a desvantagem do plantio tradicional como fonte de energia torna-se explícita – quando somado ao desmatamento e à utilização de fertilizantes, a produção de biocombustível partindo de cultivos tradicionais é mais poluente que a alternativa fóssil. Por se tratar de uma questão que envolve a destruição biomas nativos para o plantio e ocupação humanas, a análise torna-se muito complexa e requer abundância de dados. Tal complexidade leva muitos estudiosos a desistir de investigá-la, embora o uso da terra deixe claro o quão poluente a agricultura tradicional é, ainda mais se utilizada como fonte de energia [27].

Já o combustível de algas tem seus valores de emissão drasticamente diferentes, de acordo com os métodos de análise utilizados. Quando negativas, as taxas ressaltam a capacidade sem paralelo de absorção do carbono atmosférico pelas microalgas. Entretanto, como a produção do óleo é ineficiente e sua tecnologia pouco desenvolvida, o processo acaba consumindo grandes quantidades de energia [27]. Assim, ao levar em conta todo o gasto energético necessário para o refino do combustível derivado de algas, a taxa de emissão torna-se não só positiva como maior que a dos combustíveis tradicionais. Existe ainda o problema de escala de produção – estes estudos são feitos em pequena escala e, portanto, são mais custosos do que uma planta produtora em escala industrial [28].

Óxidos de Enxofre. No caso dos SO_x é importante destacar que os óleos vegetais e de algas não possuem enxofre, devido à constituição dos lipídeos produzidos por estes organismos [30, 31]. O biocombustível derivado de gordura animal, por outro lado, apresenta um teor de enxofre acima do permitido para o S10, mas inferior ao S500 [41].

No território brasileiro, são comercializados três tipos de óleo diesel com diferentes concentrações de enxofre, sendo elas S10, S500 e S1800 (os números indicam partes de enxofre por milhão) [32]. Destes, apenas o S1800 não é liberado para uso em veículos rodoviários, sendo reservado para localidades remotas, onde as emissões não são diretamente prejudiciais para a saúde humana.

Entretanto, por serem convertidos em gás após a queima do combustível, os óxidos de enxofre se dispersam pela atmosfera e acidificam a chuva, que pode atingir cidades e florestas, não importando o nível de isolamento dos equipamentos que utilizam o S1800 [33, 34].

A presença de enxofre no combustível permite a formação de SO_x , que não só são gases do efeito estufa, como também contribuem para a formação de chuva ácida e para o surgimento de doenças respiratórias [35]. A partir de 2013, o diesel S10 foi declarado, por lei, como o diesel padrão a ser vendido em grandes cidades [36].

Óxidos de Nitrogênio. Os óxidos de nitrogênio atuam de maneira muito similar aos de enxofre, quando liberados na atmosfera. Eles acidificam a chuva e atacam os pulmões humanos além de serem substâncias capazes de absorver mais energia que os óxidos de carbono, configurando um grupo mais forte do que o CO_2 como contribuinte para o efeito estufa [36].

Para as misturas de biocombustível e diesel fóssil utilizadas na Europa (B20), a variação nas emissões de NO_x não passam de 10% em relação ao combustível fóssil puro, com baixo teor de enxofre. Assim sendo, suas emissões são consideradas praticamente constantes, uma vez que o exaustor dos veículos é equipado para lidar com tais concentrações destes gases [35]. Como o teor de biocombustível no Brasil é inferior ao europeu (B11), espera-se que as emissões de NO_x se comportem da mesma maneira e sejam, portanto, praticamente iguais às do combustível B0 (diesel fóssil). Apesar destas considerações, a relação entre o percentual de combustível renovável e as emissões de óxidos de nitrogênio ainda está sendo estudada [35,36]. Entretanto, um aumento nas concentrações de nitrogênio atmosférico poderia ser muito mais problemático do que a presença do enxofre nos combustíveis fósseis, uma vez que o poder de aquecimento global dos óxidos de nitrogênio é 296 vezes maior do que o do CO_2 [37].

Viabilidade Econômica. Há poucos estudos que verificam a viabilidade econômica dos combustíveis derivados de algas, principalmente devido às várias incertezas associadas aos sistemas de produção. Luminosidade, eficiência de conversão em biomassa, variações de temperatura e pH são algumas das incertezas que dificultam as simulações de cultivo de algas [38].

O grande desafio para melhor disseminação do biocombustível de algas é a tecnologia incipiente – os processos são energointensivos e geralmente muito complexos, encarecendo o produto [28]. Por exemplo, o custo de produção do biodiesel de primeira geração é de aproximadamente US\$ 0,5 por litro, enquanto, o diesel fóssil apresenta um custo de aproximadamente US\$ 0,36 [30]. Os biocombustíveis derivados de algas, por sua vez, apresentam um custo variável de US\$ 3,08/L até US\$ 3,80/L sendo, portanto, uma ordem de grandeza mais caros que os concorrentes fósseis [28]. Estes custos resultam nos preços encontrados no item 3.3 para versões com algas de B11. Mais caros que seus concorrentes fósseis, cujo valor médio é de 3,73 para o S10 e 3,65 para o S500, tal aumento de preços

seria inviável no cenário brasileiro, uma vez que os preços atuais já foram motivo de greves em 2018 por parte dos motoristas do setor [39].

Considerando a média dos preços do barril de petróleo em 2018 como US\$ 69,78 [40], o preço que possibilitaria a competitividade do óleo de algas seria US\$ 0,477, ainda muito inferior ao custo real de produção mencionado anteriormente.

5. CONCLUSÃO

Mesmo se tratando de uma pesquisa exploratória com dados e análises limitados é possível perceber que o fator de maior importância, entre aqueles avaliados, é o preço final do combustível. Como os preços resultantes da substituição seriam muito superiores aos preços atuais, tanto do diesel fóssil quanto dos biocombustíveis, a produção de biodiesel derivado de algas não seria economicamente viável no Brasil, nos padrões do presente. É necessário, no entanto, que sejam realizados mais estudos a cerca dos custos referentes a este biocombustível, especialmente ao tratar da produção nacional, inexistente até o momento. Diante das análises matemáticas comparativas foi encontrado que, embora haja um potencial para reduzir até 19% as emissões totais do setor rodoviário, os limites tecnológicos deste tipo de produção acabam por aumentar as emissões ao invés de diminuí-las, nas condições atuais de produção. Outra opção seria a apropriação de parte da renda advinda do petróleo para financiar a pesquisa e desenvolvimento do biocombustível de algas, afim de barateá-lo a longo prazo e permitir o ganho de produção em escala. Por fim, cabe à sociedade a reflexão: vale a pena permitir que o combustível fóssil impeça o desenvolvimento de tecnologias menos poluentes apenas por ser mais barato?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Carbon Brief. **The Carbon Brief Profile: Brazil.** 2018. Disponível em: <https://www.carbonbrief.org/thecarbon-brief-profile-brazil>. Acesso em: 16 de jul. de 2020.
- [2] Climate Action Tracker. **Country summary: Brazil.** 2020. Disponível em: <https://climateactiontracker.org/countries/brazil/>. Acesso em: 25 de jul. de 2020.
- [3] BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Acordo de Paris.** Disponível em: <https://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>. Acesso em: 17 de jun. de 2020.
- [4] Global Carbon Atlas. **CO2 Emissions.** 2020. Disponível em: <http://www.globalcarbonatlas.org/en/CO2emissions>. Acesso em: 15 de ago. de 2020.
- [5] BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Resenha Energética Brasileira** – edição 2019. 2019. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/planejamento-e-desenvolvimentoenergetico/publicacoes/resenha-energetica-brasileira>. Acesso em: 20 de jul. de 2020.
- [6] BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Perguntas Frequentes.** Disponível em: <http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/acoes-eprogramas/programas/biodiesel/perguntas-frequentes>. Acesso em: 28 de jul. de 2020. [7] Statista. **Leading countries based on biofuel production in 2019.** 2020. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/274168/biofuel-production-in-leading-countries-in-oil-equivalent/>. Acesso em: 15 de set. de 2020.

- [8] BRASIL. *Ministério do Meio Ambiente. Perguntas Frequentes - Biocombustíveis*. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/perguntas-frequentes?catid=13>. Acesso em: 15 de set. de 2020.
- [9] S. R. Loarie *et al.*, **Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil**. *Nature Climate Change*, 1(2), 105–109, Abril (2011).
- [10] F. Yaşar., **Comparision of fuel properties of biodiesel fuels produced from different oils to determine the most suitable feedstock type**. *Fuel*, Vol. 264 (2020)
- [11] R. Kumar., **Synergy of biofuel production with waste remediation along with value-added co-products recovery through microalgae cultivation: A review of membrane-integrated green approach**. *Science of The Total Environment*, Vol 698 (2020) 134169.
- [12] BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Painel de Indicadores Ambientais, METADADO (AMC 1.1)**. Disponível em: https://www.mma.gov.br/pnia/Arquivos/Temas/Atmosfera_e_Mudancas_Climaticas_AMC/1_Mudancas_Climaticas/AMC_1_1/Metadado_AMC_1_1.pdf. Acesso em: 06 de jun. de 2020.
- [13] Y. Chisti., **Biodiesel from microalgae**. *Biotechnology Advances*, Vol 25, pp 294-306 (2007).
- [14] PETROBRAS. Nossas Atividades. **Composição de Preços de Venda ao Consumidor - Diesel**. Disponível em: <https://petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/composicao-de-precos-de-venda-ao-consumidor/diesel/>. Acesso em: 1 de set. de 2020.
- [15] BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Relatório trimestral de Participação Especial (PE) 2019**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/arquivos/royalties-outrasparticipacoes/participacao-especial/pe-3-trimestre-2019.pdf>. Acesso em: 1 de set. de 2020.
- [16] BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **69º Leilão de Biodiesel da ANP negocia 1,061 bilhão de litros**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/noticias/5413-69-leilao-de-biodiesel-da-anp-negocia-1-061-bilhao-de-litros>. Acesso em: 3 de set. de 2020.
- [17] BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Anuário Estatístico 2019**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/5237-anuario-estatistico-2019>. Acesso em: 06 de jun. de 2020.
- [18] A. L. Mourad and A. Walter., **The energy balance of soybean biodiesel in Brazil: a case study**. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*. Vol 5, pp. 185–197 (2011).
- [19] T. M. Mata *et al.*, **Properties and Sustainability of Biodiesel from Animal Fats and Fish Oil**. *Chemical Engineering Transactions*. Vol 38, pp. 175–180 (2014).
- [20] BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores – Valores médios para o ano de 2018**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/arquivos/central-conteudos/anuario-estatistico/2019/anuario-2019-fatores-deconversao.pdf>. Acesso em: 10 de jun. de 2020.
- [21] BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Benefícios Ambientais da Produção e do uso do Biodiesel**. Disponível em: https://www.bsbios.com/media/adminfiles/relatorio_biodiesel_p_web.pdf. Acesso em: 03 de ago. de 2020.
- [22] C.R. Coronado *et al.*, **Biodiesel CO2 emissions: A comparison with the main fuels in the Brazilian market**. *Fuel Processing Technology*, Vol 90(2), pp. 204–211 (2009).
- [23] M. Herman and A. Tran., **Renewable Energy Group (REG) Carbon Intensity Report: Renewable Diesel Produced from Soy Oil, Used Cooking Oil, Animal Fats, Canola Oil, and Corn Oil**. *Whatcom County Planning & Development Services*. 2019. Disponível em: <http://www.whatcomcounty.us/DocumentCenter/View/45253/MDP2019-00001-Carbon-Intensity-Report->. Acesso em: 10 de ago. de 2020.
- [24] EUROPEAN COMMISSION. Energy Studies. **Improving the Sustainability of Fatty Acid Methyl Esters (FAME – Biodiesel)**. Disponível em: https://ec.europa.eu/energy/studies/improving-sustainability-fatty-acidmethyl-esters-fame-%E2%80%93-biodiesel_en. Acesso em: 10 de ago. de 2020.
- [25] C. E. P. Cerri *et al.*, **Assessing the greenhouse gas emissions of Brazilian soybean biodiesel production**. *PLOS ONE*, Vol 12(5), e0176948 (2017).
- [26] F. Posada *et al.*, **Biodiesel carbon intensity, sustainability and effects on vehicles and emissions**. *ICCT – International Council on Clean Transportation*. 2012. Disponível em: <https://theicct.org/publications/biodieselfcarbon-intensity-sustainability-and-effects-vehicles-and-emissions>. Acesso em: 13 de ago. de 2020.
- [27] M. L. N. M. Carneiro *et al.*, **Potential of biofuels from algae: Comparison with fossil fuels, ethanol and biodiesel in Europe and Brazil through life cycle assessment (LCA)**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol 73, pp. 632–653 (2017).
- [28] H. Passell *et al.*, **Algae biodiesel life cycle assessment using current commercial data**. *Journal of Environmental Management*, Vol 129, pp. 103–111 (2013).
- [29] BANCO CENTRAL DO BRASIL, **Histórico de Cotações (USD)**. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/>. Acesso em: 04 de ago. de 2020.

- [30] P. R. F. SILVA. and T. F. S. FREITAS., **Biodiesel: o ônus e o bônus de produzir combustível**. *Ciência Rural* [online]. Vol.38, n.3, pp.843-851 (2008).
- [31] A. K. Agarwal., **Biofuels (alcohols and biodiesel) applications as fuels for internal combustion engines**. *Progress in Energy and Combustion Science*, Vol 33(3), pp.233–271 (2007).
- [32] HART ENERGY and MATHPRO Inc., **Technical and Economic Analysis of the Transition to Ultra-Low Sulfur Fuels in Brazil, China, India and Mexico**. ICCT – International Council on Clean Transportation. 2012. Disponível em: https://theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT_ULSF_refining_Oct2012.pdf. Acesso em: 25 de ago. de 2020.
- [33] L. P. Caetano., **Mapeamento e Projeção do Consumo de Óleo Diesel no Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Produção) - Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 67. 2013.
- [34] J. R. Ziolkowska. and L. Simon., **Recent developments and prospects for algae-based fuels in the US**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 29, pp. 847–853 (2014).
- [35] L. M. V. Serrano and M. G. da Silva. **Study About Nitrogen Oxide Emissions and Fuel Consumption in Diesel Engines Fueled with B20**. In: K. Biernat. *Biofuels - State of Development*. Pp; 181 – 198 (2018).
- [36] F. Obeid *et al.*, **Engine Performance and Emissions of high nitrogen containing fuels**. *Fuel*, Vol 264, p. 11 (2020).
- [37] GAZZONI, D. L. **Balço de emissões de CO₂ por biocombustíveis no Brasil: histórico e perspectivas**. 2. ed. Londrina: Embrapa Soja, 2014.
- [38] I-S. Yang *et al.*, **Cultivation and harvesting of microalgae in photobioreactor for biodiesel production and simultaneous nutrient removal**. *Energy Conversion and Management*, Vol 117, pp. 54–62 (2016).
- [39] G. Ceasar. **Um ano depois, preço do diesel ultrapassa patamar da greve e variação entre estados aumenta; valor vai de R\$ 3,52 a R\$ 4,68 no país**. *GI*. São Paulo, 19 de mai. de 2019. Economia. Disponível em: <https://g1.globo.com/economia/noticia/2019/05/19/um-ano-depois-preco-do-diesel-ultrapassa-patamar-dagreve-e-variacao-entre-estados-aumenta-valor-vai-de-r-352-a-r-468-no-pais.ghtml>; Acesso em: 1 de set. de 2020.
- [40] Statista. **Average annual OPEC crude oil price from 1960 to 2020**. 2020. Disponível em: <https://www.statista.com/statistics/262858/change-in-opec-crude-oil-prices-since-1960/>. Acesso em: 25 de ago. de 2020.
- [41] E. Alptekin *et al.*, **Biodiesel production from vegetable oil and waste animal fats in a pilot plant**. *Waste Management*, Vol. 34(11), pp. 2146–2154 (2014).

**APÊNDICE B – Cópia de resumo derivado deste trabalho, apresentado no IV
Workshop de Tecnologias Limpas**

**SIMULAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE
NITROGÊNIO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS TRATADAS COM
MONOCULTURA DE CHLORELLA VULGARIS**

FRANCO, P.A.¹, MERCEDES, S.S.P.¹, CAMPOS, T.P.R.¹

¹ Universidade Federal de Minas Gerais

E-mail para contato do autor apresentador: pfrancocs@gmail.com

CONTEXTUALIZAÇÃO

Microalgas tem gerado interesse internacional, sobretudo para a produção de biocombustíveis em larga escala, por sua eficiência de produção de biomassa e capacidade de crescimento utilizando águas residuárias. A produção de biomassa algal associada ao tratamento de esgotos tem potencial de beneficiar o cultivo pela disponibilidade de uso de grandes volumes de água e nutrientes (MEHRABADI; CRAGGS; FARID, 2015).

OBJETIVOS

O presente trabalho tem por objetivo verificar a remoção de nutrientes pela cultura da microalga *Chlorella vulgaris* na associação com o tratamento de efluente secundário. Além, propõe-se verificar a adequação dos perfis de nutrientes presentes em efluentes domésticos para o crescimento da *C. vulgaris*.

METODOLOGIA

Para realização da análise foi empregado o programa COMSOL Multiphysics[®], versão 5.3, para modelar, em uma unidade arbitrária de espaço, o crescimento da microalga *C. vulgaris* em função do consumo de um substrato limitante durante um período de dez dias.

Foram escolhidos quatro medidores da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) ao longo do Rio Tietê, que coletam dados sobre a qualidade da água e os transformam em relatórios de acesso livre, on-line, fornecidos pela Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores

do Estado de São Paulo. Os medidores foram escolhidos de maneira a representar níveis diferentes de exposição à poluição antropogénica. Os resultados dos medidores foram analisados entre o período de 2009 a 2019, para quantificar o nitrogênio amoniacal e o fósforo total presentes nos efluentes.

Os dados obtidos dos relatórios da CETESB foram utilizados para a determinação da razão N:P, que representa a proporção entre o nitrogênio e o fósforo disponíveis no efluente. A relação N:P ideal adotada para o crescimento da *C. vulgaris* é de 10:1 de acordo com Al Ketife (2016), sendo que valores inferiores indicam deficiência de nitrogênio e valores maiores, deficiência de fósforo.

Por fim, as concentrações obtidas dos relatórios da CETESB foram inseridas no programa COMSOL Multiphysics® em conjunto com as equações de *Michaelis–Menten*, resultando em dados quanto a produção de clorofila *a* em função do consumo de nitrogênio amoniacal (NH₄-N) ou fósforo total, a depender do nutriente limitante (determinado pela razão N:P). A clorofila *a* foi utilizada como parâmetro representante do desenvolvimento celular da *C. vulgaris*.

RESULTADOS

Os resultados obtidos para a remoção de nitrogênio amoniacal variaram de 96,7 a 48%, sendo a média entre todos os pontos de 91%. Os percentuais obtidos para a remoção de nitrogênio estão relacionados na Tabela 1.

Tabela 1 – Percentual de remoção teórico do Nitrogênio Amoniacal por *C. vulgaris*

Ano	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
TIET02050	95,00	95,34	66,37	96,77	96,29	96,29	95,71	95,72	95,72	95,83	94,44
TIET04170	94,16	94,50	93,92	87,62	93,92	92,60	93,89	93,31	93,53	92,81	93,92
TIET04200	85,45	93,99	93,70	80,37	93,55	93,04	92,60	93,31	93,31	93,04	93,70
TITR02800	95,72	95,72	95,72	76,45	95,72	95,72	95,72	95,72	95,72	48,36	95,72

Os valores representados pela Tabela 1 indicam que o tratamento associado com o cultivo de *C. vulgaris* é eficiente para remoção de nitrogênio, sendo que todos os valores obtidos após tratamento atendem à resolução no.357/05 de 3,7 mgL⁻¹ para o nitrogênio amoniacal (CONAMA, 2005).

Os valores para a remoção de fósforo variaram de 31 a 96%, sendo a média de eficiência igual a 71,5%. O pós-tratamento para o fósforo não foi satisfatório, sendo que boa parte dos valores após o tratamento se manteve acima do limite de 0,1 mgL⁻¹ imposto pela resolução no.357/05. Assim, um tratamento complementar deve ser associado, tal como o condicionamento das microalgas à absorção de luxo de fósforo (BROWN; SHILTON, 2014).

Já a produção de clorofila *a* variou de 0,01 mgL⁻¹d⁻¹ a 0,25 mgL⁻¹d⁻¹ indicando que houve produção de biomassa durante o período testado de 10 dias.

CONCLUSÕES

O tratamento biológico de efluentes com a microalga *Chlorella vulgaris* é eficiente para a remoção de nitrogênio de efluentes domésticos com características físico-químicas similares àqueles apresentados pelo Rio Tietê. Já a remoção de fósforo necessita de maiores considerações, possivelmente através da associação com outras espécies de algas ou um pré-condicionamento a uma maior absorção dessa substância.

O processo de tratamento de efluentes associado a cultura de algas tem, ainda, capacidade de gerar até 0,25 mg de clorofila *a* por dia por litro de esgoto tratado, indicando uma potencial fonte de biomassa para diversos processos como a síntese de biocombustíveis e obtenção de pigmentos e aditivos de interesse industrial.

PALAVRAS-CHAVE: Microalgas, Tratamento de Efluentes, Biomassa.

REFERÊNCIAS

ALKETIFE, Ahmed M.; JUDD, Simon; ZNAD, Hussein. Synergistic effects and optimization of nitrogen and phosphorus concentrations on the growth and nutrient uptake of a freshwater *Chlorella vulgaris*. *Environmental Technology*, [S.L.], v. 38, n. 1, p. 94-102, 30 maio 2016. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2016.1186227>.

BROWN, N.; SHILTON, A.. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: current understanding and future direction. *Reviews In Environmental Science And Bio/Technology*, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 321-328, 29 mar. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-014-9337-3>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. Resolução CONAMA nº 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, Brasil.

MEHRABADI, Abbas; CRAGGS, Rupert; FARID, Mohammed M.. Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. *Bioresource Technology*, [S.L.], v. 184, p. 202-214, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.004>.