

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA (PEQ-UFS)

JULIANA CABRAL PEREIRA

**TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTE SANITÁRIO UTILIZANDO
BIORREATORES COM MICROALGA *Chlorella vulgaris***

SÃO CRISTÓVÃO (SE)

2018

JULIANA CABRAL PEREIRA

**TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTE SANITÁRIO UTILIZANDO
BIORREATORES COM MICROALGA *Chlorella vulgaris***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Rogério Luz Pagano

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Cristina Ferraz Silva

SÃO CRISTÓVÃO (SE)

2018

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

P436t Pereira, Juliana Cabral
Tratamento terciário de efluente sanitário utilizando biorreatores com microalga chlorella vulgaris / Juliana Cabral Pereira ; orientador Rogério Luz Pagano. – São Cristóvão, 2018.
64 f. : il.

Dissertação (mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Sergipe, 2018.

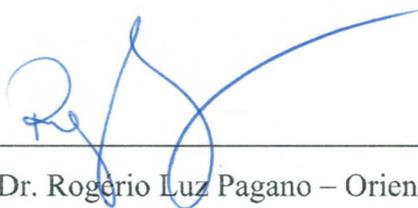
1. Engenharia química. 2. Microalga. 3. Esgotos. 4. Águas residuais – Aspectos ambientais. I. Pagano, Rogério Luz, orient. II. Título.

CDU 66.02:628.3

JULIANA CABRAL PEREIRA

**TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTE SANITÁRIO UTILIZANDO
BIORREATORES COM MICROALGA *Chlorella vulgaris***

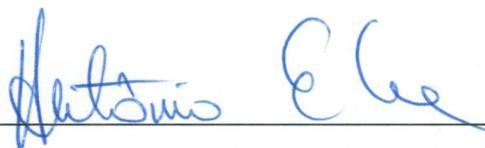
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Rogério Luz Pagano – Orientador
Universidade Federal de Sergipe



Prof.ª Dr.ª Cristina Ferraz Silva – Coorientadora
Universidade Federal de Sergipe



Prof. Dr. Antônio Santos Silva – PEQ/UFS
Universidade Federal de Sergipe



Dr. Diego de Freitas Coelho
Universidade Federal de Sergipe

Dedico este trabalho ao meu bondoso Deus que me conduziu em todos os momentos; e aos meus pais, Rosane e Arlindo, que, com muito carinho, me apoiaram de perto.

AGRADECIMENTOS

Ao meu Senhor e Salvador, Jesus Cristo, que conduz os meus caminhos e me guarda em todo o tempo.

Aos meus pais, Rosane e Arlindo, que me apoiaram de perto durante momentos difíceis que me sobrevieram neste caminho.

Aos meus tios Lúdia e Sérgio, e primos, Michelle e Gabriel, que me acolheram e me apoiaram tão de perto. E a todos os meus familiares pela torcida e incentivo.

Aos orientadores Prof^o Rogério e Prof^a Cristina, que desde o primeiro momento foram excelentes incentivadores, conselheiros e mestres. Obrigada pela paciência e pela confiança.

Aos colegas do Laboratório de Bioquímica - UFS e do LAMSIM – UFS sempre dispostos a ajudar nas diversas demandas, foram fundamentais em todo o processo.

Ao Laboratório de Bioetanol do Instituto de Química da UFRJ e ao Instituto de Tecnologia e Pesquisa de Sergipe – ITPS pelo apoio técnico.

“A vida é como andar de bicicleta. Para manter seu equilíbrio você deve continuar em movimento.”

(EINSTEIN, Albert. Carta para seu filho Eduard, 1930)

RESUMO

As microalgas representam uma alternativa prometedora na busca por tecnologias sustentáveis para o tratamento de esgoto, dada a assimilação eficaz de nutrientes do meio e ainda agregação de valor ao processo pela produção de biomassa algal. O objetivo principal do presente estudo é avaliar a capacidade da microalga *Chlorella vulgaris* na remoção de nutrientes (P e N) presentes no esgoto sanitário coletado na Estação de Tratamento de Efluentes - ETE da Universidade Federal de Sergipe. Objetiva-se ainda a aplicação dos dados experimentais em um modelo matemático que simule o sistema estudado. O experimento foi realizado em bioreatores batelada mantidos em meio externo. Foram realizadas análises de quantificação de fosfato, nitrito, nitrato, N amoniacal, biomassa e pH. Durante o experimento, os valores de pH variaram entre 7 e 11, a concentração máxima de biomassa seca produzida foi de 10,5 mg L⁻¹, a remoção média de P foi 64% e N de 87%. A caracterização da biomassa mostrou um teor de proteína de 68,5%, de lipídios de 17,5% e de carboidratos de 4,1%, que devido ao alto teor proteico, favorece o uso deste subproduto na composição de rações para animais. Para descrever o comportamento de produção de biomassa e consumo de nutrientes apresentado pela microalga foi utilizado um modelo matemático adaptado, baseado na cinética de Droop, modificado pela inserção de um termo sobre a influência da concentração do nutriente. O modelo foi implementado em FORTRAN, resolvido aplicando a sub-rotina DASSL, e o programa ESTIMA foi utilizado para realizar a estimação de parâmetros. O modelo apresentou um ajuste realista aos dados experimentais, os valores estimados dos parâmetros foram estatisticamente significativos e fisicamente realistas, descrevendo com boa precisão os dados experimentais, os parâmetros estimados apresentaram os seguintes resultados: $\mu_{\max} = 0,4802 \cdot 10^{-1} \text{ h}^{-1}$; $k_N = 0,1017 \cdot 10^5 \text{ gL}^{-1}$; $\rho_{\max} = 0,4658 \cdot 10^2 \text{ gg}^{-1}\text{h}^{-1}$; $k_q = 0,4875 \text{ gg}^{-1}$.

PALAVRAS-CHAVE: microalgas; tratamento terciário; modelo matemático.

ABSTRACT

Microalgae represent a promising alternative for sustainable technologies for wastewater treatment, due to great nutrients uptake and also value added to the process by the production of algal biomass. The aim of this work is to investigate the treatment efficiency of *Chlorella vulgaris* for removal nitrogen and phosphorus from secondary effluent, collected at the Effluent Treatment Station "- ETE" of the Federal University of Sergipe. Application of the experimental data in a mathematical model and the composition of the biomass obtained will also be studied. The experiment was carried operating in a batch system in an external environment. Phosphate, nitrite, nitrate, ammoniacal nitrogen, biomass and pH were measured. During the experiment, pH values ranged from 7 to 11, the maximum dry biomass moisture was 10.5 mg L⁻¹, with a 64% deviation and 87% nitrogen. A characterization of biomass with a protein content of 68.5%, lipids of 17.5% and carbohydrates of 4.1%, because the high protein content, algal biomass can be use in the composition of animal feeds. To describe the behavior of biomass production and nutrient consumption by the microalga was used an already proposed model that is based on the kinetics of Monod, modified by the insertion of a term on the influence of nutrient concentration. The model was implemented in FORTRAN, solved by applying the DASSL subroutine, for the estimation of parameters was used ESTIMA program. The model presented a realistic adjustment to the experimental data, the estimated values of the parameters were statistically significant and physically realistic, describing with good precision the experimental data.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Vantagens e desvantagens das principais técnicas de colheita de microalgas de meios líquidos.....	9
Tabela 3.2 – Principais empresas com produção industrial de biocombustíveis e de químicos a partir de microalgas.	12
Tabela 4.1 - Parâmetros, métodos e limites de detecção utilizados na caracterização ampliada do efluente filtrado.....	25
Tabela 5.1 – Resultados obtidos pela análise ampliada dos efluentes inicial e final do experimento realizado em comparação com outros valores de referência de diversos tipos de esgotos encontrados na literatura. Parâmetros analisados: pH, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, sólidos dissolvidos totais, turbidez, cobre, boro, mercúrio, cor, arsênio e cromo.	30
Tabela 5.3 – Resumo dos resultados para o crescimento da biomassa (peso seco).....	36
Tabela 5.4 – Resumo dos resultados para caracterização da biomassa produzida	38
Tabela 5.4 – Valores de referência para temperatura e insolação na região de realização do experimento.	39

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 – Modelo esquemático dos reatores batelada utilizados no experimento. Composto por: caixa plástica transparente de capacidade total de 28 L, mangueiras de silicone e compressor de ar tipo “nebulizador”. Sistema mantido em ambiente externo.....	26
Figura 5.1 – Desenvolvimento de inóculo em efluente sintético e ambiente interno. Balão 1 (esquerda) recém preparado e balão 2 (direita) já desenvolvido.	32
Figura 5.2 – Variação da concentração da biomassa ao longo do experimento para cada um dos três reatores estudados.	33
Figura 5.3 – Variação dos valores de pH ao longo do experimento para cada um dos três reatores estudados.....	34
Figura 5.4: Variações das concentrações de fósforo total (P) e nitrogênio amoniacal (N-NH ₃) ao longo do experimento.	37
Figura 5.5 – Dados de temperatura e insolação durante a realização do experimento (1 a 31 de agosto de 2017).....	39
Figura 5.6 – Aplicação do modelo para a cinética de crescimento da biomassa.....	40
Figura 5.7 – Aplicação do modelo para o consumo de nitrogênio.	41
Figura 5.8 – Aplicação do modelo para o consumo de fósforo.....	41

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	3
3	REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1	REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ÁGUAS RESIDUAIS	4
3.2	MICROALGAS	5
3.3	POTENCIAL BIOTECNOLÓGICO	9
3.4	USO DE MICROALGAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	12
3.5	MODELAGEM CINÉTICA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE UTILIZANDO MICROALGA	17
4	METODOLOGIA EXPERIMENTAL	24
4.1	LOCAL DE ESTUDO	24
4.2	MICRORGANISMO	24
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	24
4.4	TRATAMENTO DE EFLUENTE EM REATOR BATELADA.....	25
4.5	CINÉTICA DO PROCESSO BIOTECNOLÓGICO	26
4.6	COLHEITA DA BIOMASSA	27
4.7	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA	27
4.8	MODELO MATEMÁTICO	27
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	29
5.2	ADAPTAÇÃO DA MICROALGA.....	31
5.3	CRESCIMENTO DA BIOMASSA E VARIAÇÃO DO pH	33
5.4	REMOÇÃO DE NUTRIENTES	36
5.5	RELAÇÃO N:P	37
5.6	COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA.....	38
5.7	CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E METEOROLÓGICAS	38

5.8 AJUSTE DO MODELO MATEMÁTICO	40
6 CONCLUSÃO	42
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	42
8 REFERÊNCIAS.....	44

1 INTRODUÇÃO

Mesmo quando tratados, os efluentes antrópicos ainda podem carrear níveis deletérios de poluentes. Os sistemas convencionalmente utilizados para o tratamento das águas residuais possuem tecnologias consolidadas para a remoção da carga orgânica. Contudo, o alcance de elevados níveis de desempenho na remoção de poluentes como os nutrientes (nitrogênio - N e fósforo - P), metais, ou poluentes orgânicos ainda está limitado à aplicação de tratamentos avançados, com altas demandas operacionais (ALMOMANI e ÖRMECI, 2016).

O lançamento de nutrientes no meio decorre na degradação dos corpos hídricos, fenômeno denominado eutrofização, consiste no desequilíbrio ecodinâmico pela proliferação excessiva de organismos primários, transcorrendo em diversos prejuízos como o esgotamento do oxigênio dissolvido, proliferação de macrófitas e mortandade de peixes (ANDREOLI e CARNEIRO, 2005; SINGH *et al.*, 2017).

As tecnologias envolvendo as microalgas se demonstram capazes de contribuir para este tipo de tratamento, já que pesquisas apontam que microalgas cultivadas em águas residuais podem reduzir os níveis de poluentes do meio a patamares desejáveis (VERONESIV *et al.*, 2017). Concomitantemente, o processo de produção de biomassa de microalgas por si representa um importante nicho de mercado, já que a biomassa algal possui potencial para diversas funções nobres como a produção de biocombustíveis, energia, biofertilizante e alimento para aquiculturas (CABANELAS *et al.*, 2013a; SINGH *et al.*, 2017).

As microalgas podem ser encaradas como “micro fábricas” com elevado grau de eficiência nas suas conversões (LAURENS *et al.*, 2015). Quando observada sobre a óptica da produção de biocombustíveis, Sandefur *et al.* (2016) destacam que as algas demonstraram ter maiores taxas de produtividade e maiores teores lipídicos do que as culturas tradicionais de biocombustíveis, não requerem terras de alta qualidade para o cultivo e não competiriam com produtos agrícolas atuais por espaço.

Os elevados custos, grau de complexidade e demanda energética dos métodos presentemente consolidados para a redução da concentração de nutrientes no efluente a níveis aceitáveis pela legislação derivam de processos que requerem uma série de tanques, com circulação interna, ativação de lodo e longos tempos de residência hidráulica. Ou ainda métodos físico-químicos, como coagulação e precipitação utilizando alumínio e outros íons metálicos, produzindo elevada quantidade de lodo contaminado (MOTA e SPERLING, 2009). Para superar estas desvantagens, o desenvolvimento de métodos alternativos para o tratamento

terciário de águas residuais devem oferecer vantagens como menores custos econômicos, energéticos e ambientais (FAN *et al.*, 2018).

Segundo Gonçalves, Pires e Simões (2016), os mecanismos que envolvem a remoção de nutrientes pelas microalgas incluem: para o N, assimilação de nitrato e amônia, desprendimento da amônia gasosa devido ao aumento do pH durante o incremento da biomassa; e para o P, a bioassimilação, adsorção e precipitação devido à elevação do pH para valores acima de 8, além das altas concentrações de oxigênio dissolvido.

Quando se estuda o desenvolvimento de microalgas as condições do cultivo são elementos fundamentais para o desenvolvimento de um processo eficiente. Boelee *et al.* (2014) coloca que as condições de luminosidade e temperatura (no caso de ambientes abertos as condições climáticas) influenciam inclusive na composição bioquímica da biomassa resultante. Estes autores também destacam que modelos matemáticos com a capacidade de prever a dinâmica de culturas de algas em diferentes condições podem ajudar no aprimoramento de processos e na ampliação de sistemas de cultivo para a tecnologia comercial baseada em algas.

Desta forma, um estudo das condições operacionais e da cinética de crescimento, é de suma importância na melhor aplicação das microalgas no tratamento de efluentes. Além disso, a aplicação de modelos matemáticos que descrevem o processo de crescimento pode ajudar em futuros estudos para o melhoramento de plantas de tratamento de efluente.

Fré *et al.* (2016) agregaram a importância do desenvolvimento ou adaptação de modelos matemáticos para descrever o desenvolvimento cinético do crescimento das células de microalgas a partir da correlação com o consumo de nutrientes do meio, e que o desenvolvimento destes modelos são um passo fundamental para se alcançar elevados níveis de eficiência que tornem possíveis a implantação da tecnologia em sistemas de escala industrial.

O objetivo geral do presente estudo é avaliar o potencial uso da microalga *Chlorella vulgaris* para remoção de nutrientes de efluente sanitário real, em condições ambientais naturais na localidade da Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Sergipe (ETE-UFS). Para tanto, objetiva-se especificamente o cultivo da microalga no efluente, analisando os parâmetros: concentração de biomassa, pH e concentrações de N e P; a adaptação de um modelo matemático aos dados obtidos e ainda a análise da composição da biomassa obtida.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo principal do presente projeto é estudar o tratamento terciário de efluente sanitário através do cultivo de *Chlorella vulgaris* em fotobiorreatores batelada, utilizando águas residuais reais e condições ambientais naturais.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a capacidade de sobrevivência e de adaptação da *Chlorella vulgaris* utilizando como meio de cultivo o efluente real coletado na saída do reator anaeróbico de fluxo ascendente da ETE-UFS;
- Avaliar a remoção de nutrientes N e P do meio promovido pela microalga *Chlorella vulgaris* utilizando biorreator em regime batelada de pequena escala;
- Adaptação de modelo matemático aos resultados experimentais obtidos;
- Caracterizar a biomassa obtida no processo;
- Propor possíveis usos da biomassa gerada a partir da análise dos resultados da composição obtida.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ÁGUAS RESIDUAIS

O nitrato ocorre naturalmente em algumas formações geológicas e águas subterrâneas, no entanto, a concentração de nitrato nos recursos hídricos aumentou dramaticamente em todo o mundo durante o último século devido ao uso de fertilizantes na agricultura (processo Haber-Boch), que apesar de desempenhar um papel crítico para a agricultura, levam à contaminação por nitrato das águas superficiais e subterrâneas, e afetou severamente o ciclo global de N (YANG e GRUBER, 2016).

O excesso de nutrientes nos ambientes aquáticos causa a proliferação excessiva de plantas aquáticas, ocasionando o rápido consumo do oxigênio dissolvido na água, fenômeno denominado eutrofização. Que decorre na degradação do corpo d'água como um todo, seja pela mortandade de peixes, geração de maus odores pelas condições de anaerobiose criadas, acúmulo de sedimentos etc (SPERLING, 2005).

Além disso, óxidos de N afetam gravemente a saúde humana. O nitrato é reduzido a nitrito no intestino humano e causa a transformação de hemoglobina em metahemoglobina (reduzindo a capacidade do transporte de oxigênio pelo sangue) que pode produzir falta de ar, fadiga, cianose, letargia, anoxia cerebral e morte. Bebês e fetos são particularmente sensíveis aos efeitos colaterais do nitrato, quando o transtorno também é conhecido como “síndrome do bebê azul” (TUGAOEN *et al.*, 2017).

Com o intuito de evitar tais efeitos deletérios, os nutrientes antropicamente gerados não devem ser lançados no meio ambiente. Nos processos associados ao tratamento secundário de águas residuais, amônia e matéria orgânica são oxidadas por bactérias heterotróficas, resultando em um efluente rico em nitratos, nitritos e fosfatos. Estes nutrientes devem então ser removidos na etapa subsequente, o tratamento terciário, promovendo o polimento do efluente (GONÇALVES, PIRES e SIMÕES, 2016).

Estudos demonstram (citados ao longo deste trabalho) que as microalgas têm um grande potencial para a remoção de N e P, e apontam como vantagens da utilização de algas para esse fim a redução dos custos de operação, a possibilidade de reciclagem de N e P assimilados na biomassa de algas como fertilizante, descarga de efluente oxigenado no corpo de água e a eliminação de problemas com disposição final do lodo (ASLAN e KAPDAN, 2006).

Segundo KIM *et al.*, 2014, em um estudo de remoção de nutrientes em efluentes de suinocultura, mas que pode ser ampliados para os diversos tipos de efluentes, inclusive os

sanitários urbanos, à digestão anaeróbia é estabelecida elevada credibilidade dado à elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, aliado à estabilização de patógenos, reduzida produção de lodo, recuperação de metano para produção de energia e baixo custo. Contudo o resultado deste é um efluente rico em nutrientes, com baixa relação carbono/N, o que dificulta a absorção destes nutrientes por rotas biológicas.

Gonçalves, Pires e Simões (2016) relatam que nos métodos atualmente utilizados para a remoção de nutrientes de águas residuais vários ciclos de nitrificação e desnitrificação são necessários para atingir os níveis de nutrientes aceitáveis e que estes métodos requerem vários tanques, recirculação interna de lodo (lodos ativados) e longos tempos de residência hidráulica, resultando em um aumento geral dos custos do processo, de complexidade e de entrada de energia.

Os processos de tratamento químico, por outro lado, exigem grandes quantidades de produtos químicos e geram grandes quantidades de lodo (resíduo sólido gerado no tratamento de águas) devido a reações químicas e precipitados (ALMOMANI e ÖRMECI, 2016).

Richmond (2004) ressalta ainda que a recuperação de P das águas residuais por microalgas é de grande interesse hoje em dia, especialmente porque a agricultura está visualizando um futuro escasso em relação ao P. Portanto, as tecnologias de remoção e recuperação de P são de grande interesse para as indústrias alimentícias e outras indústrias produtoras de efluentes nesta região.

Por estas razões, são necessários estudos que busquem soluções de tratamento efetivas e sustentáveis capazes de reduzir as concentrações de N e P nas águas residuais antes de serem descarregadas em corpos naturais. Muitos autores têm buscado, neste sentido, demonstrar que as microalgas possuem um grande potencial para remoção de N e P de águas residuárias (ABDULLAH *et al.*, 2016; ABOU-SHANAB *et al.*, 2014; ALMOMANI e ÖRMECI, 2016; CHO *et al.*, 2013; DINIZ *et al.*, 2017)

3.2 MICROALGAS

A definição do termo microalgas é bastante ampla em termos ficológicos¹. Richmond (2004) define qualquer organismo com clorofila a e talo não diferenciado em raízes, caule e folhas como alga e microalgas, no sentido estrito, como algas microscópicas. O autor coloca

¹ Ficologia ou algologia é a disciplina da biologia que estuda as algas.

ainda que estes organismos são encontrados em todo o mundo, distribuídos principalmente nas águas, mas também encontrados na superfície de todo tipo de solo. E que embora sejam geralmente de vida livre, certo número de microalgas vive em associação simbiótica com uma variedade de outros organismos.

Assim, existem nesse grupamento organismos procariontes, eucariontes, unicelulares, pluricelulares, espécies de reprodução sexuada, assexuada, sendo a maior parte autotrófica fotossintetizante, mas existem também espécies heterotróficas facultativas e heterotróficas obrigatórias (BARONE, 2017). Para Chapman (2013), as algas são as plantas de maior importância para o planeta, já que permitiram a existência da vida na Terra tal como é, devido à sua contribuição para a formação de uma atmosfera rica em oxigênio e, na modernidade, ainda são responsáveis por 50% do oxigênio produzido na Terra. Sendo ainda os produtores primários da maior parte dos ecossistemas aquáticos, consomem CO₂ da atmosfera e ainda produzem substâncias de suma importância para a humanidade como combustível e fármacos, utilizando para tudo isso a energia solar.

Segundo Sahão (2017), o mecanismo de fotossíntese é mais eficiente que o das plantas por sua estrutura celular ser mais simplificada, decorrendo numa elevada capacidade de absorção de nutrientes e de produção de proteínas, carboidratos e lipídios.

Memon *et al.* (2014) destaca que a *Chlorella* é um gênero amplamente utilizado em estudos científicos e também em produções industriais, e que isso se deve a sua alta tolerância a diferentes condições e ao rápido crescimento. Trata-se de células verdes unicelulares, com uma fina parede celular e cloroplasto em forma de taça, se reproduz de forma assexuada pela formação de auto esporos e se desenvolvem sob condições autotróficas, heterotróficas e mixotróficas, e ocupa o primeiro lugar no uso comercial desses microrganismos, conforme ressalta Richmond, (2004).

3.2.1 CULTIVO

De acordo com Hernández-Pérez e Labbé (2014) os principais parâmetros a se considerar em um sistema de cultivo são:

a) A **escolha da espécie** de acordo com a finalidade que se deseja alcançar com a biomassa resultante, aqui pode se incluir uma primeira etapa do cultivo que consiste no isolamento da espécie a partir de uma fonte específica, utilizando para isso técnicas específicas com posterior manutenção e preservação da cepa.

b) A **intensidade luminosa** é um dos principais parâmetros a se considerar. Na

ausência de limitação de nutrientes, a fotossíntese aumenta com o aumento da intensidade luminosa, até que se alcance a máxima taxa de crescimento no ponto de saturação de cada espécie. Passado este ponto, se alcança um ponto de fotoinibição com resultados prejudiciais à célula, incluindo a morte, perda da eficiência fotossintética e da produtividade. Neste parâmetro também se inclui a questão do autossombreamento ocasionado em cultivos de alta densidade, neste aspecto torna-se fundamental um sistema eficiente de mistura que permita o acesso periódico de todas as células à luz, caso contrário à intensidade luminosa decresce com o aumento da turbidez.

c) A produtividade algal cresce com o aumento da temperatura até chegar a temperatura ótima de cada espécie, que costuma estar entre 28 e 35 °C.

d) São ainda parâmetros que influenciam fortemente no metabolismo das microalgas: o pH, e as disponibilidades de CO₂, de N, de P, que podem limitar o crescimento das células.

e) A presença de organismos predadores é também um fator crucial para o sucesso do cultivo.

Existem dois tipos de sistemas de cultivo de microalgas, cultivos abertos, onde a biomassa está exposta as condições ambientais; e fechados, denominados fotobiorreatores ou PBR (do inglês *photobioreactor*), com pouco ou nenhum contato com o meio externo (HERNÁNDEZ-PÉREZ e LABBÉ, 2014).

Richmond (2004) coloca que os principais cultivos comerciais de microalgas são realizados em tanques abertos, devido aos reduzidos custos monetários e operacionais, sendo os principais tipos (além de lagoas naturais) as lagoas circulares com agitação proporcionadas por um braço rotativo; e lagoas na forma de canal com a cultura movimentada por rodas de pás.

Os fotobiorreatores possuem forma plana ou tubular, com diversas variações na arquitetura, tais como: horizontal, inclinado, vertical ou espiral; vidro ou plástico; material rígido ou flexível etc. Como desvantagem dos sistemas fechados são descritos: superaquecimento, acúmulo de oxigênio dissolvido, incrustações, dano celular por tensão de cisalhamento, rápida deterioração do material de confecção, questões que elevam sobremaneira o valor da biomassa produzida por estes sistemas.

A principal consideração colocada por este autor na comparação dos diferentes sistemas de cultivo é a razão biomassa por volume que em sistemas fechados podem alcançar valores até quarenta vezes maiores devido à proteção do meio externo (organismos competidores) e maior controle sobre os parâmetros de crescimento, o que permite o cultivo de espécies que não se adaptam ao cultivo em sistemas abertos. Reduzidas taxas de evaporação e de perda de CO₂

também são vantagens conferidas aos sistemas fechados.

3.2.2 COLHEITA

Tão importante quanto o cultivo das microalgas em um ambiente que favoreça o acúmulo de metabólitos alvo, é a recuperação da biomassa para o processamento a jusante. No entanto, o principal gargalo no desenvolvimento de produtos à base de biomassa de algas é a recuperação da biomassa do meio de produção, devido ao tamanho pequeno (5-50 μm), presença de carga superficial negativa, baixas concentrações de biomassa e similaridade da densidade das algas com o meio de cultivo (UMMALYMA *et al.*, 2016).

Segundo Barros *et al.* (2015) ainda não foi desenvolvido um método para colheita de microalgas que seja eficiente e economicamente viável, e que redução dos custos de colheita é, portanto, considerada um fator-chave para o desenvolvimento da produção sustentável em larga escala de biomassa de microalgas.

Singh e Patidar (2018) destacam que o método de colheita devem ainda considerar as especificações do produto final tanto em termos da biomassa, quanto em termos reaproveitamento ou descarte do meio de cultura. A colheita pode considerar métodos mecânicos, químicos, biológicos e elétricos, as vantagens e desvantagens de várias técnicas de colheita são apresentadas na tabela 1 baseada nestes mesmos autores.

Mohd Yunus *et al.* (2017) investigaram a utilização de quitosana como um biocoagulante natural para coagulação-floculação de *Chlorella sp.* em sistemas de aquacultura. Os bioflocos de aquacultura são uma aglomeração de matéria orgânica e microrganismos capazes de controlar a qualidade da água através da absorção de nutrientes indesejáveis em águas residuais. Os resultados demonstrados por estes autores apresentaram uma eficiência de remoção que alcançou 80% de recuperação da biomassa, indicando que a quitosana pode ser um biocoagulante alternativo para colheita de microalgas.

Tabela 3.1 - Vantagens e desvantagens das principais técnicas de colheita de microalgas de meios líquidos.

Técnica de colheita	Vantagens	Desvantagens
Coagulação / flocculação	Técnica rápida e fácil. Aplicável a grandes escalas. Menor dano celular. Aplicável a uma diversidade de espécies. Baixo custo energético. Auto e bioflocculação podem ser métodos de baixo custo.	Produtos químicos podem ser caros. Altamente dependente do pH. Difícil separar o coagulante da biomassa colhida. A eficiência depende do coagulante usado. A reciclagem do meio de cultura é limitada. Possibilidade de contaminação mineral ou microbiana.
Flotação	Adequado para grande escala. Baixo custo e requer pouco espaço.	Surfactantes são necessários. Alto custo no caso de ozoflotação.
Processos baseados em eletricidade	Aplicável a todas as espécies de microalgas. Não requer produtos químicos.	Requer eletrodos de metal. Geram contaminação por metais. Alta demanda energética e equipamentos de alto custo.
Filtração	Alta eficiência de recuperação. Nenhum produto químico necessário. Baixa tensão de cisalhamento. Recuperação da água.	Lento, requer pressão ou vácuo Não é adequado para pequenas algas Substituição constante das membrana Altos custos operacionais, de manutenção e de consumo de energia.
Centrifugação	Rápida e efetiva. Alta eficiência de recuperação. Aplicável para pequenas escalas. Aplicável para todas espécies de microalgas.	Técnica cara com elevado gasto energético. Altos custos de operação e manutenção. Apropriada para a recuperação de substâncias de alto valor agregado. Risco de rompimento das células.

Fonte: adaptado de Singh e Patidar (2018).

3.3 POTENCIAL BIOTECNOLÓGICO

As microalgas são um grupo grande e inexplorado de organismos e, portanto, considerado como uma fonte inexplorada para vários produtos importantes, afirmam Rizwan *et al.* (2018), substâncias produzidas por microalgas são usados comercialmente na nutrição humana, ração animal e aquática; em produtos cosméticos; pigmentos; biofertilizante; para extração de moléculas de alto valor, isótopos bioquímicos estáveis para a síntese de drogas antimicrobianas, antivirais, antibacterianas e anticâncer, além dos biocombustíveis.

Alguns dos compostos bioativos de alto valor produzidos pelas microalgas são os ácidos acéticos, β -caroteno, ágar, agarose, alginatos, carrageninas, ácidos graxos poli-insaturados, vitamina B, astaxantina e luteína (RIZWAN *et al.*, 2018).

Cruz-Rodrigues *et al.* (2014) estudaram a produção de carotenóides a partir de

microalgas *Phormidium autumnale* cultivadas com resíduos agroindustriais. O perfil de carotenóides da biomassa de microalgas foi avaliado por cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a detectores de espectrometria de massa e fotodiodo. Um total de vinte carotenóides foram separados da biomassa, sendo que principais encontrados foram: *all-trans*- β -caroteno (70,22 $\mu\text{g/g}$), *all-trans*-zeaxantina (26,25 $\mu\text{g/g}$), *all-trans*-luteína (21,92 $\mu\text{g/g}$), *all-trans*-equinonona (19,87 $\mu\text{g/g}$) e *cis*-equinonona (15,70 $\mu\text{g/g}$) foram os principais, chegando a um potencial total de produção de carotenóides estimada até 107.902,5 kg/ano em escala industrial. Com base nesses resultados, observaram o potencial de *P. autumnale* para a produção de carotenóides de microalgas em águas residuárias agroindustriais de abatedouro.

Chen *et al.* (2018) avaliaram a capacidade da *Chlorella sorokiniana* produzir luteína usando uma estratégia de cultivo de dois estágios obtendo alta produtividade de luteína, reduzindo o tempo de cultivo e os custos associados, indicando o potencial de utilização da cepa para produção de luteína em escala industrial.

Silva Ferreira, da *et al.* (2017) estudaram a síntese de nanopartículas de cloreto de prata (AgCl-NPs, poderoso agente antimicrobiano) por *Chlorella vulgaris*. Os resultados indicaram fortemente que o AgCl-NPs pode ser produzido em meio condicionado por *C. vulgaris* com especificações adequadas, sendo esta uma promissora alternativa 'verde' para aplicação biomédica como antimicrobianos.

Altomonte *et al.* (2018) indicam o uso de microalgas na alimentação de ruminantes, dada a capacidade destes de utilizar o N não proteico presente nas algas e digerir as paredes celulares. Os autores afirmam que os principais efeitos das microalgas na produção de leite são as mudanças no perfil de ácidos graxos do leite, especialmente relacionados aos ácidos graxos de cadeia longa e à série ômega 3, em particular DHA e EPA, que são benéficos para a saúde humana. No entanto, a suplementação excessiva de algas pode ter um impacto negativo na palatabilidade, no consumo de ração, no metabolismo ruminal e pode ter efeitos negativos na produção de leite e gordura, e concluem que mais pesquisas são necessárias para identificar a quantidade, as espécies mais apropriadas e os efeitos de uma suplementação prolongada.

Yang *et al.* (2015) estudaram a produção de lipídios na microalga *Chlorella minutissima* UTEX 2341 associada a remoção de metais pesados. E concluíram que a presença de metais pesados não foi inibidora ao acúmulo de lipídios, mas que o acúmulo do conteúdo lipídico nas microalgas aumentou significativamente. A quantidade residual de metais no lipídio produzido ficou dentro da faixa aceitável para o padrão comercial, mostrando a possibilidade de aliar a utilização integrada de produção de biocombustíveis de microalgas com a remoção de metais das águas residuais.

No tocante à produção de energia, Passos *et al.* (2016) afirmam que a biomassa de microalgas pode ser processada para conversão em bioetanol, biodiesel e/ou biogás, no entanto, a produção de biogás por digestão anaeróbica é a tecnologia mais simples, uma vez que nem técnicas de secagem nem de extração são necessárias. Neste estudo proposto, os autores avaliaram o pré-tratamento enzimático da biomassa de microalgas sob diferentes condições, medindo o potencial de produção de metano em reatores anaeróbios contínuos.

As algas demonstraram ter maiores taxas de produtividade e maiores teores lipídicos do que as culturas tradicionais de bioenergia, não requerem terras de alta qualidade para o cultivo e não competiriam com produtos agrícolas por espaço (SANDEFUR *et al.*, 2016).

Na perspectiva da recuperação de nutrientes de águas residuais por microalgas e uso da biomassa como um fertilizante sustentável Coppens *et al.* (2016) estudaram o uso da biomassa de microalga gerada em efluente de aquacultura como fertilizantes orgânicos de liberação lenta para o cultivo de tomate. Foi observado um crescimento análogo das plantas utilizando tratamentos com microalgas e fertilizantes orgânicos comerciais. Além disso, os fertilizantes com microalgas melhoraram a qualidade dos frutos através de um aumento no teor de açúcar e carotenoides, embora tenha sido obtida uma menor produtividade de tomate.

Maeda *et al.* (2018) revisaram os aspectos relacionados a produção de biocombustíveis e produtos químicos por microalgas marinhas e discutiu suas vantagens e potencialidades a partir do aspecto do bioprocessamento, fornecendo informações abrangentes sobre biotecnologia atual usando microalgas marinhas. A

Tabela 3.2 aponta alguns dos atuais produtores industriais de microalgas para biocombustível e produtos químicos indicados por estes autores.

Tabela 3.2 – Principais empresas com produção industrial de biocombustíveis e de químicos a partir de microalgas.

Empresa	Principais espécies	Tecnologia	Produto principal	Local	Área (ha)
TerraVia Holdings, Inc.	<i>Prototheca spp.</i> <i>Chlorella spp.</i>	Fermentação escura em fotobiorreatores	Omega 3 Óleo cosmético	Moema, São Paulo, Brazil	-
Sapphire Energy, Inc.	<i>Scenedesmus dimorphus</i> <i>Nannochloropsis spp.</i> <i>Arthrospira platensis</i>	Tanques abertos	Óleo cru verde Biomassa	New Mexico, USA	~55
Earthrise Nutritionals, LLC	<i>Arthrospira platensis</i>	Tanques abertos	Biomassa	California, USA	~33
Hainan-DIC Microalgae Co., Ltd.	<i>Arthrospira platensis</i>	Tanques abertos	Biomassa	Hainan, China	~15
Cellana, Inc.	<i>Nannochloropsis spp.</i>	Tanques abertos Tubos fechados	Alimento animal Biocombustível Omega 3 Biomassa	Hawaii, USA	~0,7
Cyanotech Co.	<i>Arthrospira platensis</i> <i>Haematococcus pluvialis</i>	Tanques abertos Extração com alta pressão de astaxantina	Biomassa Astaxantina	Hawaii, USA	~25
BASF (Nutrition & Health division)	<i>Dunaliella salina</i>	Tanques abertos	Astaxantina, óleo e surfactante betaína para cosméticos	Western Australia, Australia	~740
J-Power	<i>Fistulifera solairs</i> <i>Mayamaea sp.</i>	Tanques abertos	Biocombustível	Fukuoka, Japan	~0,2
Euglena Co., Ltd.	<i>Euglena gracilis</i>	Tanques abertos	Biocombustível	Okinawa, Japan	
IHI Co.	<i>Botryococcus braunii</i>	Tanques abertos	Biocombustível	Kagoshima, Japan	~ 0,15

Fonte: Maeda *et al.* (2018) com coleta das informações realizada em julho de 2017.

3.4 USO DE MICROALGAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

Segundo González, (2006) os primeiros estudos sobre a possibilidade de utilizar as microalgas como microrganismos “purificadores de águas residuais” foram reportados em 1940, objetivando o aproveitamento dos nutrientes inorgânicos contidos na água, para o favorecimento do crescimento da biomassa de interesse, tendo o efluente, então, funcionando como um meio de cultivo.

Embora a ideia de usar microalgas para o tratamento de águas residuais não seja nova, o interesse por esse conceito se reavivou nos últimos anos. São vantagens apresentadas pelo uso destes microrganismos: fornecimento do oxigênio através da fotossíntese, a reciclagem do N e P retirados das águas residuais, e produção de biomassa que, por sua vez, pode ser convertida em energia, produtos químicos ou outros produtos de interesse comercial (BEUCKELS, SMOLDERS e MUYLAERT, 2015).

Outras vantagens que ganham destaque no uso de microalgas para remoção de nutrientes de águas residuais incluem a descarga de efluentes oxigenados em corpos aquáticos (ASLAN e KAPDAN, 2006) e a fixação fotossintética de CO₂, que contribui para a mitigação de gases de efeito estufa (ABOU-SHANAB *et al.*, 2014).

Segundo AlMomani e Örmeci, (2016) os principais mecanismos para a remoção de matéria orgânica e nutrientes pelas microalgas incluem o uso de matéria orgânica como energia e a absorção de nutrientes para as células. O processo de remoção de N amoniacal também ocorre devido à elevação do pH, proporcionada pelo metabolismo fotossintético. Apesar de ainda ser um desafio a retirada da biomassa algal do meio (colheita), estudos apontam que o lodo resultante deste processo de tratamento possui potencial para aplicações na produção de biocombustíveis, na agricultura e aquicultura (HAN *et al.*, 2015).

Laurens *et al.* (2015) apontam que a elevação do pH também pode favorecer a redução de patógenos e que microalgas são capazes de adsorver ou degradar compostos como metais, elementos orgânicos e radioativos quando estes se encontram em baixíssimas concentrações.

A *Chlorella vulgaris*, especificamente, é um organismo fotossintético unicelular utilizada em estudos para o tratamento de águas residuais em condições heterotróficas e mixotróficas, associados a extração de compostos de alto valor agregado e valor farmacêutico, produção de biocombustíveis ou como alimento para aquicultura (BERUTO *et al.*, 2014).

Segundo a ABO – *Algae Biomass Organization*, muitos tipos de águas residuais podem ser tratadas por intermédio das algas, e que, economicamente, para justificar o investimento a ser realizado nestas intervenções, são necessárias vazões relativamente altas. No caso da produção de efluentes sanitários domésticos, a média mundial gira em torno de 60 a 100 L / pessoa/dia, o que torna o tratamento de águas residuais municipais um mercado comercialmente relevante (LAURENS *et al.*, 2015).

Algumas indústrias específicas, como a de alimentos, também se configura em um alto potencial para a aplicação das microalgas, tal como aponta o estudo realizado por (HENDE e VAN DEN *et al.*, 2016).

Laurens *et al.* (2015) reportam os principais sistemas utilizados para o tratamento de efluentes municipais com o emprego das microalgas. Afirmam que as operações unitárias utilizadas nestas estações são colocadas de forma semelhante aos dos processos de tratamento convencionais.

No entanto também é reportado (Laurens *et al.*, 2015) que os processos com algas possuem custo operacional mais baixo do que o tratamento convencional, e que estudos têm sido realizados no intuito de superar algumas das limitações apresentadas nos processos de

microalgas.

A colheita da biomassa através da sedimentação mais eficiente das células de microalgas é um importante eixo destes estudos, bem como a seleção de cepas específicas que apresentem maior eficiência para cada objetivo específico de uso da biomassa, e ainda a produção de lipídios para biocombustíveis ou a produção de proteína para aquacultura.

As Lagoas de Alta Taxa (ou Lagoas *Raceway*) e os sistemas com biomassa imobilizadas, como o sistema ATS, (sigla do inglês *Algal Turf Scrubber*™) são as duas tecnologias à base de algas que se destacam segundo a ABO, e ambos têm potencial para a produção em larga escala de matéria-prima de biocombustíveis de algas, as principais considerações colocadas pela associação são colocadas a seguir:

a. Lagoas de Alta Taxa

A tecnologia de Lagoas *Raceway* é o mais utilizado em plantas de produção de algas comerciais e na maioria dos projetos de produção de biocombustíveis de algas. Também podem ser chamadas de lagoas de alta taxa, proporcionam uma elevada produtividade de biomassa de algas, e, conseqüentemente, elevada produção de O₂, remoção da DBO, remoção de nutrientes e, portanto, mais eficiente do que lagoas de estabilização convencionais. Possuem tipicamente 30-60 cm de profundidade, e são operados com um tempo de residência hidráulico de 3-6 dias e as velocidades de canal de 15 cm/s. Usualmente aplicam-se policulturas de algas, sendo que os táxons dominantes são frequentemente *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Micractinium*, *Pediastrum*, *Actinastrum*. A colheita é usualmente feita por biofloculação, e uma remoção mais eficiente de nutrientes é alcançada pela seleção e controle da estirpe.

b. Sistema com biomassa aderida

De forma geral os sistemas com biomassa aderida (ou imobilizada) se destacam por reduzir drasticamente à necessidade de sedimentar a biomassa do meio líquido. O sistema ATS é um destes, consiste de uma comunidade de algas anexadas em telas, crescendo em uma calha rasa por onde a água é bombeada. O cultivo de algas em biofilmes ligados a meios físicos tem a vantagem de que a biomassa pode ser colhida com uma concentração relativamente elevada de sólidos. Para aplicação em maiores escalas apresenta desvantagens operacionais, devido à movimentação de grandes quantidades de água e pela movimentação dos raspadores. Contudo alguns modelos de reatores com o uso de biofilmes de algas foram patenteados, sugerindo o potencial desta ideia.

Diniz *et al.*, (2017) realizou um estudo no qual cinco estirpes de microalgas foram

isoladas de águas residuais municipais e cultivadas em efluente autoclavado e não autoclavado. O estudo avaliou a produção de biomassa, remoção de nutrientes e a composição bioquímica da biomassa. Todas as cepas atingiram alta produtividade de biomassa (35,6 a 54,2 mg de peso seco L⁻¹ dia⁻¹) dentro de 4 dias de cultivo em ambiente controlado. Nesse período, o N amoniacal e fosfato foram reduzidos em mais de 60 e 90%, respectivamente. No quarto dia de cultivo, a biomassa de algas apresentaram 32% de proteína, 11% de lipídios e 18% de carboidratos. Os autores concluíram que o efluente não autoclavado proporcionou boas condições de cultivo e que a biomassa produzida era uma matéria-prima adequada para a produção de biogás.

Gonçalves, Pires e Simões, (2016) estudaram a influência de diferentes cepas bacterianas no desempenho de *Chlorella vulgaris* para o polimento de águas residuais. O estudo avaliou a remoção de N, P e DQO (demanda química de oxigênio) em um meio sintético. Concluíram que a associação das bactérias nativas de efluentes sanitários à microalga estudada proporcionou um melhor desempenho na remoção de nutrientes, que foram superiores a 90% para N e P.

Boelee *et al.* (2014) realizaram o estudo de um biorreator com biofilme imobilizado de microalgas para a remoção de nutrientes de águas residuais municipais holandesas, em escala piloto. A taxa de produção de biomassa variou entre 2,7 e 4,5 g de peso seco / m² / dia. As taxas de remoção de N e P em média foram de 0,13 g N / m² / dia e 0,023 gP / m² / dia, que são baixos em comparação com as taxas de remoção alcançadas em reatores laboratoriais de biofilme. A remoção de nutrientes aumentou durante o dia, diminuiu com diminuição da intensidade da luz e nenhuma remoção ocorreu durante a noite. Os autores avaliaram ainda o fornecimento de carbono ao meio, contudo concluíram que as águas residuais eram constituídas por recursos inorgânicos suficientes de carbono para sustentar o crescimento de microalgas.

Cabanelas *et al.* (2013b) concluíram pela viabilidade do uso de águas residuais municipais para o desenvolvimento de biomassa de microalgas após avaliar o efeito de diferentes águas residuais municipais, em diferentes estágios dentro da estação de tratamento, para a produção de biomassa de *Chlorella vulgaris*. Os resultados mostraram rendimentos de biomassa variando de 39 a 195 mg de peso seco L⁻¹ dia⁻¹. As maiores taxas de remoção de nutrientes foram de 9,8 (N) e 3,0 (P) mg L⁻¹ dia⁻¹.

Hende, Van Den *et al.* (2016) dão foco ao tratamento de efluentes da indústria alimentícia belga, que utiliza na sua maioria sistemas que consistem de reatores anaeróbios de fluxo ascendente seguido por lodo ativado convencional e relatam que os principais desafios nestes sistemas de tratamento de águas residuais são: o alto custo da aeração mecânica dos

tanques de lodos ativados, e a recuperação de P e conversão em biomassa valiosa. Os autores colocam que cerca de 1,1-2,4 MJ/m³ de águas residuais são gastos para converter o carbono orgânico em CO₂, enquanto o N é "desperdiçado" pela nitrificação / desnitrificação.

3.4.1 RELAÇÃO N:P

A relação em peso DBO:N:P pode ser considerada como indicadora da viabilidade do tratamento biológico convencional, sendo o usual aceitar a relação 100:5:1 como ideal (Jordão, 2014). Por ser um microrganismo fotossintético as microalgas não demandam a parcela de DBO que os tratamentos biológicos tradicionais exigem, pois usa como fonte de carbono o CO₂ do ar, tornando-as atraentes para o tratamento de efluentes secundários (ASLAN e KAPDAN, 2006), sendo o N e o P os dois principais macronutrientes que controlam o metabolismo celular da microalga (ARORA *et al.*, 2016).

Beuckels, Smolders e Muylaert (2015) afirmam que a proporção N:P demandada por cada microalga corresponde a razão molar apresentada por esses componentes na biomassa produzida. Os autores colocam ainda que essa relação pode ser bastante variável, particularmente para espécies de água doce, já que as microalgas têm capacidade de ajustar a concentração de N e P da sua biomassa dependendo do suprimento de nutrientes no meio, resultando em uma baixa concentração de nutrientes na biomassa quando a oferta de um nutriente é baixa e uma concentração maior quando a oferta é alta.

Estudos demonstram o emprego da limitação de N e/ou P no metabolismo das microalgas para aumentar o rendimento na bioprodução de itens de interesse como carboidratos e lipídios (WU *et al.*, 2012).

A resposta do metabolismo das microalgas à limitação de N reduz a síntese proteica, a taxa de fotossíntese e ativam enzimas que levam ao aumento dos níveis intracelulares de ácidos graxos. Já o P está relacionada com as funções de absorção do nitrato, transferência intracelular de energia (molécula ATP no processo fotossintético) e transdução do sinal do RNA ribossômico (ARORA *et al.*, 2016).

Wu *et al.* (2012) relatam ainda a ocorrência de um fenômeno relacionado a absorção de P pelas microalgas na ausência de crescimento, e que aumenta significativamente o teor de P na biomassa. Arora *et al.* (2016) relatam esta ocorrência pelo armazenamento do P do meio na forma de grânulos de polifosfato utilizados durante períodos de privação de P.

3.5 MODELAGEM CINÉTICA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE UTILIZANDO MICROALGA

Adesanya *et al.* (2014) ressaltam que sendo que o crescimento de microalgas e sua composição bioquímica são fortemente afetados por condições ambientais, tais como nutrientes disponibilidade e luz; portanto, modelos matemáticos que têm a capacidade de prever a dinâmica das culturas de algas sob diferentes condições de crescimento ajudarão a otimizar o desempenho de processo, com tecnologias baseadas em algas. E que os modelos cinéticos são expressos como função de um único fator ou múltiplos fatores que interferem neste desenvolvimento. Numerosos modelos cinéticos já foram desenvolvidos para compreender o crescimento de microalgas em diversos habitats (Hietala, Faeth e Savage, 2016).

Segundo Lee, Jalalizadeh e Zhang (2015) a maior parte dos modelos desenvolvidos possui caráter descritivo, e, em geral, são empiricamente elaborados com base na análise de regressão de dados e não devem ser generalizados. Ressaltam ainda que alguns modelos levam em consideração as interações ou relações entre fatores, resultando em fórmulas matemáticas complexas, por exemplo, os modelos que consideram diferentes nutrientes e a limitação que cada um deles exerce no crescimento das microalgas frequentemente têm formas mais complexas, esses modelos geralmente experimentam problemas de superposição porque envolvem muitos parâmetros. Sendo então preferível o uso de modelos compactos, com a menor quantidade de superposições possível, mesmo que o modelo não seja aplicável a uma ampla gama de condições de cultivo.

No estudo desenvolvido por estes pesquisadores, o modelo de Monod (Equação (Equação 3.1)) se mostrou adequado para descrever o crescimento sob concentrações de nutrientes baixas e moderadas, mas este modelo é limitado em descrever a inibição do crescimento de microalgas devido a altas concentrações de nutrientes, em particular, quando as concentrações de NH_3 estão acima de 300 mg L^{-1} no meio.

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (\text{Equação 3.1})$$

Para superar essa limitação, foi introduzida uma modificação ao modelo Monod que se baseia no modelo de inibição de Haldane também chamado de modelo de Andrews. Inclui o termo S^2/K_i no denominador para descrever o efeito inibitório do nutriente em altas concentrações na taxa de crescimento e ainda é preferível ao modelo Monod para descrever o efeito das concentrações de CO_2 sobre o crescimento de *C. vulgaris* sob enriquecimento em

CO₂ de 0 a 30% na aeração.

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad (\text{Equação 3.2})$$

Já Boelee *et al.* (2014) estudaram um reator de biofilme de algas em escala piloto ao longo de 5 meses para avaliar sua eficiência quanto a remoção de N e P das águas residuais municipais holandesas. A taxa de produção de biomassa variou entre 2,7 e 4,5 g/m²/dia em peso seco. As taxas de remoção de N e P em média foram 0,13 g N/m²/dia e 0,023 g P / m² / dia, as quais são baixas em comparação com as taxas de remoção alcançadas em reatores de biofilme. A remoção de nutrientes aumentou durante o dia, diminuiu com a diminuição da intensidade da luz e nenhuma remoção ocorreu durante a noite. Os autores concluíram que o processo foi limitado pela luz e temperatura, em combinação com o pH acima do pH 9 durante o dia, que o modelo de reator de biofilme fototrófico proposto não é um pós-tratamento viável de efluentes de águas residuais municipais sob condições climáticas holandesas. Contudo, o desempenho do reator pode ser melhorado ao controlar o pH e ser viável em latitudes mais baixas com níveis de irradiações mais elevados.

Ramos Tercero *et al.* (2014) realizaram um estudo com desenvolvimento da espécie *Chlorella protothecoides* em diferentes tipos de águas residuais (apenas doméstico e doméstico mais industrial). Avaliaram a produtividade da biomassa, além do desempenho quanto às remoções de N-NH₄ e P-PO₄. O experimento realizado utilizou o efluente após o tratamento primário, e também o efluente final de cada ETE (após desinfecção). Utilizaram reator do tipo batelada e também do tipo tanque de mistura perfeita com fluxo contínuo, volume dos reatores igual a 250 mL, agitado continuamente por ar enriquecido com CO₂, iluminado continuamente artificialmente e com variações no tempo de detenção hidráulica controlado por bomba peristáltica. Neste estudo, considerou-se que a remoção de cada nutriente “i”, N e P, seguiram a cinética de Monod pela equação:

$$\frac{r_i}{C_X} = \mu_{max,i} \frac{C_i}{C_i + K_i} \quad (\text{Equação 3.3})$$

sendo que $\mu_{max,i}$ é a taxa da reação, constante, e K_i é a constante de saturação do nutriente i. C_X é a taxa de crescimento específico da biomassa, calculada a partir dos dados experimentais do reator batelada variaram entre 0,97 e 1,04 dia⁻¹. Os parâmetros são calculados como função das

concentrações iniciais em uma interpolação linear junto com a taxa de remoção do nutriente (r_i/C_x), já que três diferentes concentrações iniciais foram usadas para cada nutriente. Chegando às seguintes constantes:

$$\mu_{max,P} = 0,849 \left[\frac{mg\ P-PO_4^-}{mg\ biomassa.dia} \right] \quad K_P = 28,2 \left[\frac{mg\ P-PO_4^-}{l} \right]$$

$$\mu_{max,N} = 0,688 \left[\frac{mg\ N-NH_4}{mg\ biomassa.dia} \right] \quad K_N = 23,4 \left[\frac{mg\ N-NH_4}{l} \right]$$

Os resultados mostram eficiência de remoção para N superior a 60% e para P superior a 90% no reator com fluxo contínuo. Os autores concluíram que:

- P é o nutriente limitante que afeta o crescimento de microalgas para as águas residuais consideradas.
- O uso de águas residuais não tratadas como meio de cultura sem fornecimento de nutrientes adicionais é adequado para atingir um bom desempenho de um processo cujo objetivo é a produção simultânea de microalgas e remoção eficiente de compostos N e P.
- Boas taxas de crescimento de biomassa e de remoção de nutrientes foram alcançadas.
- A competição com contaminação bacteriana endógena não afetou o crescimento das algas

Gonçalves, Pires e Simões (2016) estudaram o cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* em meio sintético juntamente com bactérias isoladas de um efluente urbano real, com o objetivo de prever a potencialidade do uso dessa combinação para o polimento de águas residuais, foram avaliados parâmetros de crescimento de biomassa, remoção de N e remoção de P. O meio sintético inicial continham concentrações de N, P e DQO respectivamente iguais a 45 mg N L⁻¹, 10 mg P L⁻¹ e 300 mg O₂ L⁻¹.

Experimentos em bateladas de 7 dias mostraram que a *C. vulgaris* foi capaz de reduzir todos os níveis de N, P e DQO na presença ou ausência das bactérias, sendo que em alguns casos a presença da bactéria piorou um pouco o desenvolvimento da microalga, contudo, todas as bateladas contendo as microalgas reduziram os níveis de modo a atender a legislação americana. Também foi apontado que as bactérias isoladamente não foram capazes de reduzir os níveis de nutrientes ao padrão desejado. Também foi possível calcular os parâmetros cinéticos para remoção de N, P e DQO utilizando o modelo de Gompertz modificado (λ , d e k , d^{-1}) na equação (Equação 3.4).

$$S(t) = S_i + (S_f - S_i) \cdot \exp(-\exp[k \cdot (\lambda - t) + 1]) \quad (\text{Equação 3.4})$$

sendo $S(t)$ a da concentração de nutrientes (N, P ou DQO) em função do tempo, k é a taxa de absorção de nutrientes (em d^{-1}) e l o tempo de latência (em d). Os parâmetros cinéticos, k e λ , foram determinados pelo método dos mínimos quadrados utilizando os programas Solver do Microsoft Excel 2013. A eficiência de remoção de nutrientes foi determinada de acordo com a equação (Equação 3.5).

$$\%R = \frac{S_i - S_f}{S_i} 100 \quad (\text{Equação 3.5})$$

Os autores deste estudo concluíram que a associação da microalga *C. vulgaris* às bactérias isoladas de efluentes reais contribuíram para um aumento na eficiência de remoção de poluentes do meio.

Aslan e Kapdan (2006) estudaram o desempenho de remoção de N amoniacal por microalgas *Chlorella vulgaris* em um fotobiorreator rotativo com biofilme imobilizado sob diferentes condições operacionais, determinando os parâmetros cinéticos para o modelo matemático de Stover-Kincannon. Este modelo considera a taxa de remoção do substrato como uma função da taxa de carga do substrato no estado estacionário, conforme a Equação (Equação 3.6).

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_0 - S_e) \quad (\text{Equação 3.6})$$

Na qual dS/dt é a taxa de remoção do substrato ($mgL^{-1} d^{-1}$); Q é o fluxo ($L \text{ dia}^{-1}$), V é o volume do líquido do reator (L), S_0 e S_e são as concentrações do substrato afluente e efluente ($mg L^{-1}$), respectivamente. O modelo original Stover-Kincannon segue conforme a equação (Equação 3.7).

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q(S_0 - S_e)}{V} = \frac{U_{max}(\frac{QS_0}{A})}{K_B + (\frac{QS_0}{A})} \quad (\text{Equação 3.7})$$

na qual que A representa a área superficial com a biomassa imobilizada, U_{max} a taxa de remoção máxima do substrato ($mg L^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e K_B a constante de saturação ($mg L^{-1} \text{ dia}^{-1}$). Para a aplicação

ao dados por eles obtidos os autores chegaram às seguintes equações:

$$S_e = S_0 - \frac{U_{max}S_0}{K_B + \left(\frac{QS_0}{V}\right)} \quad (\text{Equação 3.8})$$

$$V = \frac{QS_0}{\left[\frac{U_{max}S_0}{(S_0 - S_e)}\right] - K_B} \quad (\text{Equação 3.9})$$

Considerando V o volume do reator, a constante de saturação e a taxa de remoção máxima do substrato do modelo Stover-Kincannon para remoção de N amoniacal por *C. vulgaris* foram determinadas como $K_B = 10,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $U_{max} = 13,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente.

A eficiência de remoção máxima obtida foi $79 \pm 4,5\%$. Relataram ainda que a relação N/P teve um efeito substancial sobre a eficiência de remoção e a razão ótima foi determinada como $N/P = 8/1$.

Fré *et al.* (2016) estudaram a modelos matemáticos para resultados obtidos para a cinética de crescimento da microalga *Dunaliella tertiolecta* sob diferentes concentrações iniciais de N. Estes autores relatam que o modelo de Droop descreve satisfatoriamente a cinética de crescimento da biomassa e o consumo de N em condições de limitações do substrato, quando é considerada uma concentração intracelular de nutriente (q), conforme as seis equações que se seguem.

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (\text{Equação 3.10})$$

$$\frac{dN}{dt} = -\rho X \quad (\text{Equação 3.11})$$

$$\frac{dq}{dt} = \rho - \mu q \quad (\text{Equação 3.12})$$

$$\mu = \mu_{max} \left(1 - \frac{k_q}{q}\right) \quad (\text{Equação 3.13})$$

$$\rho = \rho_{max} \left(\frac{N}{N + k_N}\right) \quad (\text{Equação 3.14})$$

$$q = \frac{N_{in} - N}{X} \quad (\text{Equação 3.15})$$

Considerando:

– $X[gL^{-1}]$	Concentração de biomassa
– $t[h]$	Tempo
– $N[gL^{-1}]$	Concentração de N
– $q[gg^{-1}]$	Cota intracelular de N
– $\mu_{max}[h^{-1}]$	Taxa máxima de crescimento específico
– $\rho_{max}[gg^{-1}h^{-1}]$	Taxa máxima de remoção de N
– $k_N[gL^{-1}]$	Constant de saturação do N
– $k_q[mgg^{-1}]$	Cota intracelular mínima

Contudo, ainda segundo Fré *et al.* (2016), quando a concentração inicial de N é relativamente alta (acima de 75 mg L⁻¹ de NaNO₃) o modelo apresenta um desempenho ruim. Os autores propõem então um modelo de Monod com duas modificações: (i) a taxa de remoção de N passa a ser associada à um termo de crescimento crescimento (Y_{XN}) e um termo não associado ao crescimento (m_N) e (ii) a taxa de remoção de N é catalisada pela concentração de N como uma reação de ordem n. O modelo ModN proposto é fornecido nas Equações (3.10) e (3.11), e as seguintes equações:

$$\rho = \left(\frac{\mu}{Y_{XN}} + m_N \right) N_{dl}^n \quad (\text{Equação 3.16})$$

$$N_{dl} = \frac{N}{N_{ref}} \quad (\text{Equação 3.17})$$

$$\mu = \mu_{max} \left(\frac{N}{N + K_N} \right) \quad (\text{Equação 3.18})$$

No entanto, os autores relataram que nas culturas com concentrações iniciais ainda maiores (600 ou 900 mg L⁻¹ de NaNO₃), o N não foi completamente consumido e, apesar do bom ajuste da curva de N, o modelo ModN foi incapaz de modelar a curva de crescimento da biomassa. Uma vez que todos os outros nutrientes, isto é, P e micronutrientes, foram adicionados diariamente às culturas, considerou-se que a disponibilidade de luz limitava o crescimento.

No estudo de Fré *et al.* (2016), a limitação de crescimento por disponibilidade de luz foi considerada um efeito do sombreamento mútuo das células, isto é, a concentração celular limita o crescimento de células autotróficas. Duas expressões matemáticas foram propostas para representar esse fenômeno. O modelo ModNXmax foi definido pela substituição da Equação 3.18 pela Equação 3.19.

$$\mu = \mu_{\max} \left(\frac{N}{N + K_N} \right) \left(1 - \frac{X}{X_{\max}} \right) \quad (\text{Equação 3.19})$$

Em cada situação específica, ajustes no modelo matemático devem ser realizados para a obtenção de uma equação que represente de forma satisfatória o comportamento observado. Notadamente, o trabalho com microrganismos em águas residuais reais podem requerer grandes esforços para se chegar a um modelo adequado.

4 METODOLOGIA EXPERIMENTAL

4.1 LOCAL DE ESTUDO

A pesquisa foi desenvolvida utilizando material coletado na Estação de Tratamento de Efluentes da Universidade Federal de Sergipe (ETE-UFS) campus São Cristóvão. A estação recebe o esgoto gerado no interior do campus, que abriga prédios administrativos, salas de aula, laboratórios diversos, restaurantes, biblioteca e espaços desportivos.

O Sistema de tratamento da ETE-UFS é composto por gradeamento para remoção de sólidos grosseiros, reator biológico anaeróbio de fluxo ascendente e reator biológico aeróbio com agitação mecânica por pás rotativas.

Os experimentos realizados neste trabalho foram realizados no Laboratório de Bioquímica Industrial, locado no Departamento de Engenharia Química na Universidade Federal de Sergipe, campus São Cristóvão.

4.2 MICRORGANISMO

A microalga *Chlorella vulgaris* utilizada foi obtida da Coleção de Culturas de Microalgas do Laboratório de Bioquímica Industrial do Departamento de Engenharia Química no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Sergipe (UFS). Este microrganismo foi escolhido por ter sido isolado do mesmo material de base utilizado no experimento, o efluente sanitário da saída do reator anaeróbio (DAFA – Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente) da ETE-UFS.

A manutenção da cepa no banco é feita de forma asséptica em caldo nutritivo WC modificado (GUILLARD e LOREZEN, 1972), sob iluminação artificial e borbulhamento de ar contínuos em ambiente interno. O inóculo para o experimento foi preparado retirando 0,5 L de solução do banco e adicionado a 4,5 L de meio WC, mantidos em ambiente interno durante 15 dias e posteriormente adicionado a 15L de efluente anaeróbio, mantidos em recipiente plástico transparente, em ambiente externo, sob iluminação natural e agitação por borbulhamento de ar contínuo durante 15 dias. Transcorrido o tempo, foi realizada a leitura da densidade ótica a 570 nm, sendo a concentração inicial do inóculo de 89 mg/L.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Foram realizadas análise com um espectro maior de parâmetros para uma amostra inicial e uma amostra do efluente coletado ao final (a amostra final consistiu numa mistura equitativa

dos efluentes finais de cada um dos três reatores) do experimento conforme análises descritas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Parâmetros, métodos e limites de detecção utilizados na caracterização ampliada do efluente filtrado.

Parâmetros analisados	Unidade	Limite de detecção	Método*
pH	-	1 – 12	SMEWW, 2012, 4500 H+ B
DBO	mg O ₂ /L	0,5	SMEWW, 2012, 5210-D
DQO	mg O ₂ /L	4	SMEWW, 2012, 5220 C, D/Nova 60 Merck
Cor	uH	0,2	SMEWW, 2012, 2120 C
Turbidez	uT	0,01	SMEWW, 2012, 2130 B
Arsênio	mg As/L	0,001	AAS VGA
Boro	mg B/L	0,05	Fotômetro NOVA 60-MERCK
Cobre dissolvido	mg Cu/L	0,002	AAS
Cromo	mg Cr/L	0,028	AAS
Mercúrio	mg Hg/L	0,001	AAS VGA
Nitrogênio amoniacal	mg N-NH ₃ /L	0,01	SMEWW, 2012, 4500-NH3 F
Nitrato	mg N-NO ₃ /L	0,026	SMEWW, 2012, 4500-NO3 C
Nitrito	mg N-NO ₂ /L	0,0009	SMEWW, 2012, 4500-NO2 B
Sólidos totais dissolvidos	mg/L	0,006	SMEWW, 2012, 2510 A
Fósforo total	mg P/L	0,0067	SMEWW, 2012, 4500-P B,E

*Legenda

SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, 22nd. ed., Washington, 2012.

AAS: Espectrofotômetro de absorção atômica.

AAS VGA: Espectrofotômetro de absorção atômica com geração de hidrogênio

4.4 TRATAMENTO DE EFLUENTE EM REATOR BATELADA

O ensaio foi realizado em cultivo tipo batelada, em ambiente externo, temperatura ambiente, com incidência direta de luz solar, ou seja, luminosidade e fotoperíodos naturais. Foram montados três reatores iguais (a configuração esquemática do reator pode ser visualizada na Borbulhamento de ar contínuo foi mantido com o objetivo de promover a agitação do meio. Em cada reator foram adicionados 5 L do inóculo produzido e 23 L de efluente coletado na saída do reator anaeróbio. As amostras foram coletadas da seguinte forma: no dia 1, correspondente ao tempo zero do experimento, foi coletada uma amostra logo após a montagem do reator já no final do dia (18h); nos dias 2 e 3 foram coletadas 3 amostras (8h, 13h e 18h aproximadamente) e nos dias 4 e 5 foram coletadas 2 amostras (13h e 18h aproximadamente).

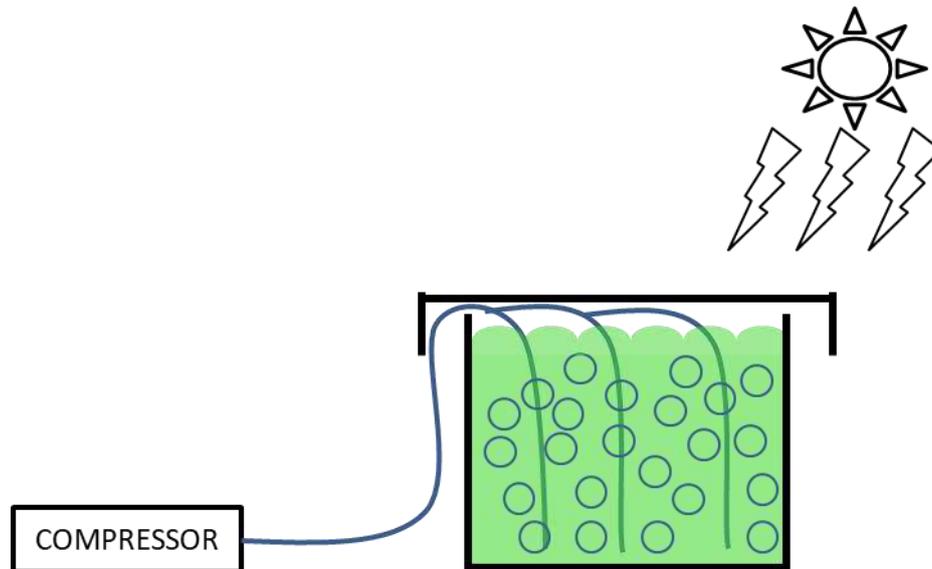


Figura 4.1 – Modelo esquemático dos reatores batelada utilizados no experimento. Composto por: caixa plástica transparente de capacidade total de 28 L, mangueiras de silicone e compressor de ar tipo “nebulizador”. Sistema mantido em ambiente externo.

4.5 CINÉTICA DO PROCESSO BIOTECNOLÓGICO

Foi realizado o acompanhamento cinético do processo, acompanhando o crescimento da biomassa, alteração do pH, consumo de N e consumo de P.

4.5.1 BIOMASSA

A análise de crescimento celular foi realizada por método espectrofotométrico (Espectrofotômetro UV-VIS UV500 da Biospecro modelo SP 220), utilizando água destilada como branco. Foram realizadas leituras diretas das amostras de absorvância com comprimento de onda de 570 nm. O valor de absorvância foi convertido em concentração (mg L^{-1}), utilizando curva padrão que relaciona a absorvância com a concentração celular em termos de massa seca, conforme a Equação (1).

$$\text{Biomassa seca (mg L}^{-1}\text{)} = 0,275 \times OD_{570nm}, \quad R^2 = 0,99 \quad (1)$$

4.5.2 pH

A medição de pH das amostras foi realizada através de leitura em pHmêtro digital de bancada.

4.5.3 CONSUMO DE NUTRIENTES

O consumo de nutrientes foi acompanhado através da análise do N amoniacal (N-NH₄) e do fosfato (P-PO₄). O planejamento inicial do experimento incluiu as análises de nitrito e nitrato, contudo não foram detectadas concentrações destas formas de N no efluente inicial.

Os seguintes métodos foram utilizados (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1999): 4500 F, método do indofenol, para N amoniacal e 4500-E para fosfato.

4.6 COLHEITA DA BIOMASSA

Para obtenção da biomassa seca, foram realizadas duas etapas:

1. Centrifugação da solução final obtida no experimento (cerca de 60 L no total) (modelo centrífuga: 8BT, fabricante ITR Instruments Para Laboratórios TR Ltda. Rio Grande do Sul - Brasil) com velocidade nominal de ± 1.100 rpm por 5 minutos. Foi obtido nesta etapa um lodo bastante concentrado de biomassa, mas ainda com alto teor de umidade.
2. Liofilização da biomassa úmida.

4.7 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA

A preparação inicial da biomassa seca consistiu na maceração do material em um moinho de bolas vibratório durante 1 a 1,5 hora em vibração de 1,5 mm de amplitude vibracional. Desta forma, as células são rompidas e o conteúdo intracelular fica totalmente acessível para a análise. A determinação da glicose foi realizada utilizando a metodologia proposta por Souza *et al.* (2017). A determinação do amido foi realizado utilizando a metodologia proposta por Megazyme (2017). A determinação de lipídios totais foi realizada pelo método proposto por Bligh *et al.* (1959). A determinação do teor de proteínas foi realizada pelo método proposto por Oliver *et al.* (1951).

4.8 MODELO MATEMÁTICO

Para descrever o comportamento metabólico apresentado pelo microrganismo estudado foi utilizado uma adaptação do modelo proposto por Fré *et al.* (2015), utilizado para descrever a cinética de crescimento microalgal e também o consumo de nutrientes do meio.

O modelo utilizado foi solucionado através da sub-rotina DASSL, previamente implementado no compilador FORTRAN e os parâmetros determinados utilizando o software ESTIMA, que é baseado no algoritmo heurístico de enxame de partículas, PSO (*Particle Swarm*

Optimization) (Silva, *et al.*, 2016).

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad \text{Equação (4.1)}$$

$$\frac{dN}{dt} = -\rho X \quad \text{Equação (4.2)}$$

$$\frac{dq}{dt} = (\rho - \mu q)(X_0 - N) \quad \text{Equação (4.3)}$$

$$\mu = \mu_{\max} \left(1 - \frac{k_q}{q} \right) \quad \text{Equação (4.4)}$$

$$\rho = \rho_{\max} \left(\frac{N}{N+k_N} \right) \quad \text{Equação (4.5)}$$

Sendo:

$X[gL^{-1}]$	Concentração de biomassa
$\mu[h^{-1}]$	Crescimento específico
$t[h]$	Tempo
$N[gL^{-1}]$	Concentração de nutriente N ou P
$q[gg^{-1}]$	Quantidade celular interna do nutriente
$\mu_{\max}[h^{-1}]$	Taxa máxima de crescimento específico
$k_N[gL^{-1}]$	Constante de saturação do nutriente
$\rho[gg^{-1}h^{-1}]$	Taxa de remoção de nutriente
$\rho_{\max}[gg^{-1}h^{-1}]$	Taxa máxima de remoção de nutriente
$k_q[gg^{-1}]$	Quantidade celular interna mínima do nutriente

Ao modelo originalmente proposto por Fré *et al.* (2015) foi incluído o termo (X_0-N) , na Equação 4.3, para melhorar o ajuste aos resultados experimentais.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais, os esgotos sanitários e os industriais. Os primeiros são constituídos essencialmente de despejos de residências, edifícios diversos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, e eventualmente uma parcela não significativa de despejos industriais. De modo geral, os esgotos sanitários possuem características bem definidas, enquanto os esgotos industriais são extremamente diversos, devendo ser considerado caso a caso (JORDÃO, 2014). Na Tabela 5.1 é possível visualizar valores reportados por estudos para alguns tipos de esgoto.

No caso deste trabalho o esgoto é proveniente das águas servidas dentro do campus da Universidade, podendo apresentar características particulares. A presença de laboratórios de diversos tipos, restaurante universitário, baixa ou nenhuma ocupação aos fins de semana, são algumas das questões que podem proporcionar ao esgoto produzido no campus características particulares.

Como não havia na ETE-UFS informações acerca das características gerais do esgoto encontrado na estação foram realizadas análises de uma quantidade ampliada de parâmetros para o efluente inicialmente coletado na saída do reator anaeróbio (tempo zero do experimento, T0), as mesmas análises foram repetidas para o efluente obtido ao final do experimento (tempo final do experimento, Tf), as quais podem ser visualizadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Resultados obtidos pela análise ampliada dos efluentes inicial e final do experimento realizado em comparação com outros valores de referência de diversos tipos de esgotos encontrados na literatura. Parâmetros analisados: pH, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, sólidos dissolvidos totais, turbidez, cobre, boro, mercúrio, cor, arsênio e cromo.

(mg L ⁻¹)	Unidade	T0	Tf	Urbano bruto			Urbano pós reator	Urbano	Indústria
				(1)	(2)	(4)	anaeróbio	tratado	agropecuária
pH	-	7,46	9,82	6,5 – 7,5	8,1	-	7,8	8,1	8,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	mg O ₂ /L	151,0	83,00	100 - 400	180	-	90	100	740
Demanda Química de Oxigênio – DQO	mg O ₂ /L	357,00	180,00	200 - 800	-	2304,0	-	-	-
Nitrogênio amoniacal	mg N-NH ₃ /L	4,37	0,57	10 - 50	39,6	82,5	48,8	4,1	2949
Nitrato	mg N-NO ₃ /L	<0,026	<0,026	0,1 – 0,4	0,02		0,02	0,27	-
Nitrito	mg N-NO ₂ /L	<0,0009	<0,0009	0 – 0,1	<0,5		<0,5	7,03	-
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	518,40	324	250 - 800	359		65	19	940
Turbidez (NTU)	uT	26,00	22,10	-	183		95	7	-
Cobre	mg Cu/L	<0,002	<0,002	-	-	0,01	-	-	-
Boro	mg B/L	0,15	0,08	-	-	0,286	-	-	-
Mercúrio	mg Hg/L	0,002	0,001						
Cor	uH	129,00	86,50						
Arsênio	mg As/L	<0,001	<0,001						
Cromo	mg Cr/L	<0,028	<0,028						

1 – Esgoto urbano típico, por Jordão (2014); 2 – Estação de tratamento de esgoto em Sevilha – Espanha, estudada por Cabanelas *et al* (2013); 3 – estrume de touros e vacas tratados juntamente com silagem de milho, estudado por Zuliani *et al.* (2016); 4 – coletado na Estação Metropolitana de Tratamento de Esgoto de Saint Paul, Minnessota, estudado por Li et al. (2011).

5.2 ADAPTAÇÃO DA MICROALGA

Análises econômico-financeiras da produção de microalgas em escala comercial demonstram que a parcela do custo que se refere ao input de água e nutrientes representa cerca de 30% do custo operacional (BANERJEE e RAMASWAMY, 2017). Assim, a minimização do uso de água doce e de fertilizantes no processo produtivo de microalgas pode representar benefícios tanto pela diminuição do custo monetário quanto do custo ambiental.

O crescimento eficiente de microalgas em águas residuais depende de muitas variáveis. A infinita diversidade de combinações das diferentes espécies de microalgas com diferentes tipos de águas residuais deverão ser estudados caso a caso. A principal variável que diferencia o meio de cultura sintético das águas residuárias é a existência de diversos outros organismos no meio, tais como bactérias, fungos, zooplânctons etc. (CHIU *et al.*, 2015).

Chiu *et al.* (2015) estudaram o uso de diferentes tipos de águas residuais (municipais, agrícolas e industriais) na produção de microalgas *Chlorella*. Os autores concluíram que a microalga cultivada em águas residuais apresenta altas produtividades de biomassa e de lipídios, principalmente quando utilizados efluentes provenientes da agricultura. Os autores ressaltam que a presença de amônia seria o fator dominante para se obter resultados positivos de produtividade.

No experimento realizado neste estudo, durante o cultivo do inóculo foi possível observar diferenças quanto ao cultivo do inóculo, no primeiro momento o cultivo em meio sintético WC sob condições estéreis, ambiente interno e iluminação artificial contínua apresentou um desempenho inferior, ocorrendo em alguns casos até mesmo a perda da cultura. Essa avaliação foi realizada pelo aspecto visual da cultura, quando o inóculo em meio sintético é preparado, visualiza-se um líquido verde translúcido, com o passar dos dias o meio ganha um aspecto de verde intenso caso a cultura esteja se desenvolvendo com sucesso, caso contrário adquire uma coloração marrom. Na Figura 5.1 é possível visualizar a diferença da coloração de um inóculo recém preparado (balão à esquerda) e um com cerca de quinze dias de desenvolvimento.



Figura 5.1 – Desenvolvimento de inóculo em efluente sintético e ambiente interno. Balão 1 (esquerda) recém preparado e balão 2 (direita) já desenvolvido.

Os inóculos preparados em meio sintético levavam cerca de quinze dias para adquirir uma coloração verde intenso, entretanto, em alguns casos as microalgas não sobreviviam nessas condições. Quando foi iniciado o uso do esgoto como meio de cultura para o preparo do inóculo, em meio interno com iluminação artificial, foi possível observar que as microalgas sobreviveram por mais de quinze dias e em nenhum balão inoculado ocorreu morte da cultura.

Quando o inóculo foi preparado com o esgoto e colocado em meio externo sobre iluminação natural foi observado que com cinco dias de cultivo o meio já havia adquirido uma coloração verde bastante intensa e que sobreviviam bem com até vinte dias sem nova reposição de nutrientes, não ocorrendo nenhuma perda de cultura nos casos em que foi utilizado esgoto como meio de cultura.

Este resultado corrobora com o apresentado por Chiu *et al.* (2015), que indica o uso de esgoto como um meio viável para o cultivo de microalgas. No caso do laboratório onde a pesquisa foi desenvolvida, por exemplo, podem ser contabilizados os custos da aquisição de nutrientes para a confecção do meio sintético, além do uso de água potável, do aparelho para esterilização (neste caso a autoclave), das lâmpadas e da energia utilizada nesta parte do processo como custos que seriam evitados com a produção da biomassa sendo realizada com recursos naturais.

Pode-se destacar também que a espécie utilizada, *Chlorella vulgaris*, possui facilidade adaptativa à ambientes diversos, conforme apontam estudos (CABANELAS *et al.*, 2013). Outro ponto é o fato da cepa de microalgas utilizada ter sido isolada também do efluente do reator anaeróbio, mesma fonte do meio utilizado para o cultivo, isto torna-se uma vantagem quando

se percebe a facilidade com que o microrganismo se adapta à carga poluidora existente no meio ambiente e às condições climáticas naturais apresentadas (ROUDSARI *et al.*, 2013)

5.3 CRESCIMENTO DA BIOMASSA E VARIAÇÃO DO pH

Os resultados obtidos da variação da concentração da biomassa de *C. vulgaris* em mg L⁻¹ de biomassa seca podem ser observados na Figura 5.2. Nos três reatores estudados foi possível perceber valores máximos alcançados com 48 horas.

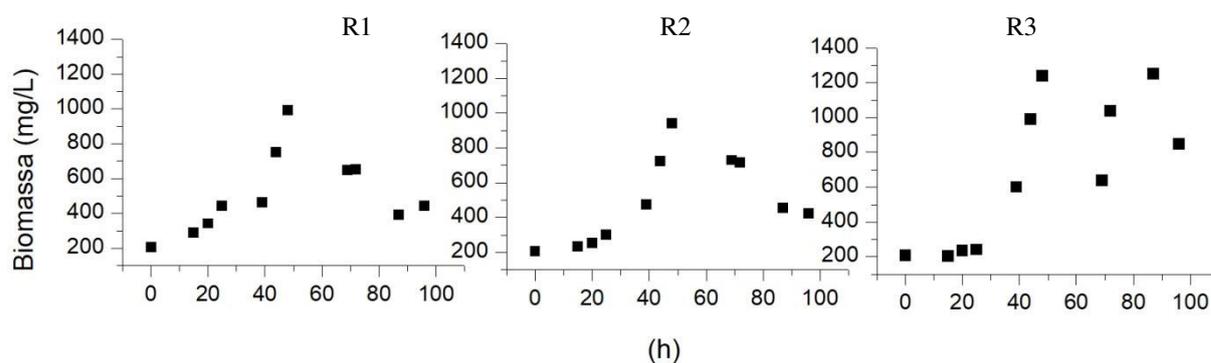


Figura 5.2 – Variação da concentração da biomassa ao longo do experimento para cada um dos três reatores estudados.

Foi possível verificar durante a realização do experimento que a diminuição dos valores de densidade óptica detectados pelo espectrofotômetro ocorreu concomitantemente com a ocorrência do fenômeno de floculação da biomassa. Destaca-se que a metodologia analítica utilizada apenas permite captar a concentração da biomassa dissolvida na água na parcela da amostra coletada e que a coagulação-floculação e sedimentação de parte dessa biomassa leva a uma redução dessa parcela dissolvida.

Vários estudos relataram a indução de floculação e coagulação de microalgas pela elevação do pH no meio, um fenômeno que é muitas vezes referido como "autofloculação" (VANDAMME *et al.*, 2012). Por isso os resultados para a variação do pH foram colocados e discutidos em conjunto com a variação da biomassa no experimento. Na Figura 5.3 é possível visualizar a variação dos valores do pH durante o experimento.

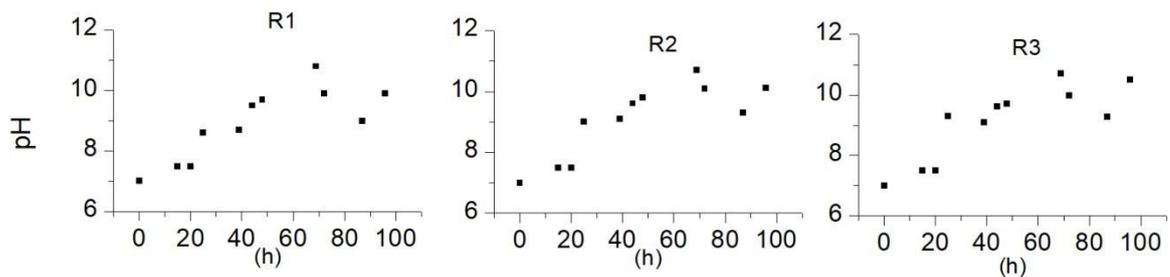


Figura 5.3 – Variação dos valores de pH ao longo do experimento para cada um dos três reatores estudados.

Vandamme *et al.* (2012) coloca que as suspensões de microalgas são geralmente estabilizadas por uma carga de superfície negativa das células que é gerada pelos grupos carboxila e / ou sulfato.

Segundo Ummalyma *et al.* (2016), o aumento do pH está associado ao consumo de CO_2 pelo metabolismo fotossintético das microalgas, que proporciona a associação das células das algas com sais de fosfato, magnésio, cálcio e carbonatos, levando a formação dos flocos e precipitação. Wu *et al.* (2012) relataram que com um pH no meio de 10,5 a eficiência de floculação da microalga *Chlorella vulgaris* pode chegar a 90%, e com um pH de 9,5 este valor chega a 40%.

No experimento realizado, foi possível observar que quando o pH do meio atingiu o valor 10 (com o tempo igual a 48 h), a densidade óptica relacionada à concentração de biomassa seca decresceu nos reatores R1 e R2 e variou de forma irregular no reator R3. Tendo em vista as teorias apresentadas sobre a floculação das células pelo aumento do pH, conjuntamente com o aspecto visualizado nesta fase do experimento, existem fortes indícios de que a queda da concentração de biomassa no meio não é decorrente da desaceleração do crescimento celular em si, mas um resultado do acúmulo da biomassa nos flocos formados, não contabilizada pelo método analítico utilizado.

Para a *C. vulgaris*, correlacionando o tempo de residência para o tempo decorrida da batelada pode-se verificar que a concentração de biomassa aumentou com o tempo até os valores de $X_{R1} = 0,99$; $X_{R2} = 0,94$ e $X_{R3} = 1,23 \text{ g L}^{-1}$ para cada reator, todos no tempo $(t) = 48 \text{ h} = 2 \text{ dias}$. Este tempo de residência de 2 dias pode ser utilizado para o projeto futuro de tanques em regime contínuo para a produção de *C. vulgaris* em condições de cultivo semelhantes as estudadas neste experimento.

Com relação ao valor máximo de concentração da biomassa, pode ser citado o estudo realizado por Kang *et al.* (2015), que avaliaram o desenvolvimento de microalgas *Chlorella sp.* e *C. vulgaris* em lagoas abertas do tipo *raceway* quanto a produtividade de biomassa e remoção

de nutrientes sob aplicações luminosas com diferentes comprimentos de onda. Neste, a produção de biomassa seca reportada variou de 0,100 a 0,413 g L⁻¹

Já Cabanelas *et al.* (2013) reportou o resultado em termos de produtividade (P) de biomassa em peso seco igual a 128,2 mg L⁻¹ d⁻¹ quando utilizou esgoto urbano tratado em reator anaeróbio para o cultivo de *Chlorella vulgaris*. Realizando o cálculo análogo através da Equação 5.1 as produtividades alcançadas para o experimento aqui realizado foram de P_{R1} = 392,16 mg L⁻¹ d⁻¹; P_{R2} = 366,67 mg L⁻¹ d⁻¹ e P_{R3} = 515,97 mg L⁻¹ d⁻¹.

$$P = \frac{X_f - X_i}{t_f - t_i} \quad \text{Equação 5.1}$$

sendo que X_f e X_i correspondem à concentração da biomassa nos tempos t_f = 48 h e t_i = 0 respectivamente.

Roudsari *et al* (2014) investigaram o desempenho da *Chlorella vulgaris* associada a diferentes concentrações de lodo (microrganismos) proveniente de tanques de reatores aeróbios, utilizando como meio de cultura efluente anaeróbico sintético. A taxa de crescimento específico máxima obtida de 0,39 (dia⁻¹), calculada através da Equação 5.1.

$$\mu = \frac{\ln(C_{x2}/C_{x1})}{t_2 - t_1} \quad \text{Equação 5.2}$$

na qual t₂-t₁ é a fase de crescimento logarítmico e C_{x1} e C_{x2} correspondem a concentração em peso seco da biomassa. Realizando o cálculo análogo encontramos os valores μ_{R1} = 0,70 d⁻¹; μ_{R2} = 0,68 d⁻¹ e μ_{R3} = 0,81 d⁻¹.

A

Tabela 5.2 resume estes e outros resultados reportados na literatura para o crescimento de biomassa de *Chlorella* em esgotos urbanos.

Tabela 5.2 – Resumo dos resultados para o crescimento da biomassa (peso seco)

	Tipo de esgoto	Concentração máxima (X, g L ⁻¹)	Produtividade (P, g L ⁻¹ d ⁻¹)	Crescimento específico máximo (μ , d ⁻¹)
Presente estudo	Anaeróbio R1	0,99	392,16	0,70
	Anaeróbio R2	0,94	366,67	0,68
	Anaeróbio R3	1,23	515,97	0,81
Kang <i>et al.</i> (2015)		0,413		
Cabanelas <i>et al.</i> (2013)	Bruto	1,50	115,7	0,96
	Bruto	1,34	117,0	0,18
	Anaeróbio	1,30	128,2	0,21
	Tratado	0,76	79,8	0,26
	Tratado	0,82	73,9	0,28
Roudsari <i>et al.</i> (2014)	Anaeróbio sintético			0,39
Singh e Sibi (2017)	Bruto	1,13	0,19	1,06
Li <i>et al.</i> (2011)	Bruto	1,06		0,677

5.4 REMOÇÃO DE NUTRIENTES

Observando os resultados reportados na Tabela 5.1, para a caracterização geral do efluente, foram obtidas reduções de 64% para o P total (P) e 87% para o N amoniacal (N).

Kang *et al.* (2015) avaliaram o consumo de N e P por *C. vulgaris* em tanques do tipo *raceway* e reportaram eficiências máximas de remoção de 75,60% para N e 57,5% para P. Já no estudo realizado por Tercero *et al.* (2013), as microalgas foram capazes de consumir cerca de 93% de P e cerca de 72% de N presente no meio. O estudo de Roudsari *et al.* (2014) destaca uma remoção de 72 % de N para a cultura de *C. vulgaris* em efluente anaeróbio sintético.

Singh e Sibi (2017) reportaram que a microalga *C. vulgaris* foi capaz de promover a remoção de 87,9% e 98,4 para o N e P respectivamente do esgoto, e concluíram que, dentro do espectro por eles estudado, quanto mais concentrado o esgoto, maior a razão de remoção apresentada. Já Caporgno *et al.* (2015), para o mesmo microrganismo e também em águas residuais, remoções de 95% e 98% para N e P respectivamente.

O comportamento do consumo dos substratos N e P ao longo do experimento podem ser visualizados na Figura 5.4. O comportamento apresentado mostra uma elevada taxa de consumo de nutrientes nas primeiras 40 horas de experimento, uma redução acentuada entre o t = 39 e 69 h, e uma taxa de consumo reduzida entre t = 69 e 96 h.

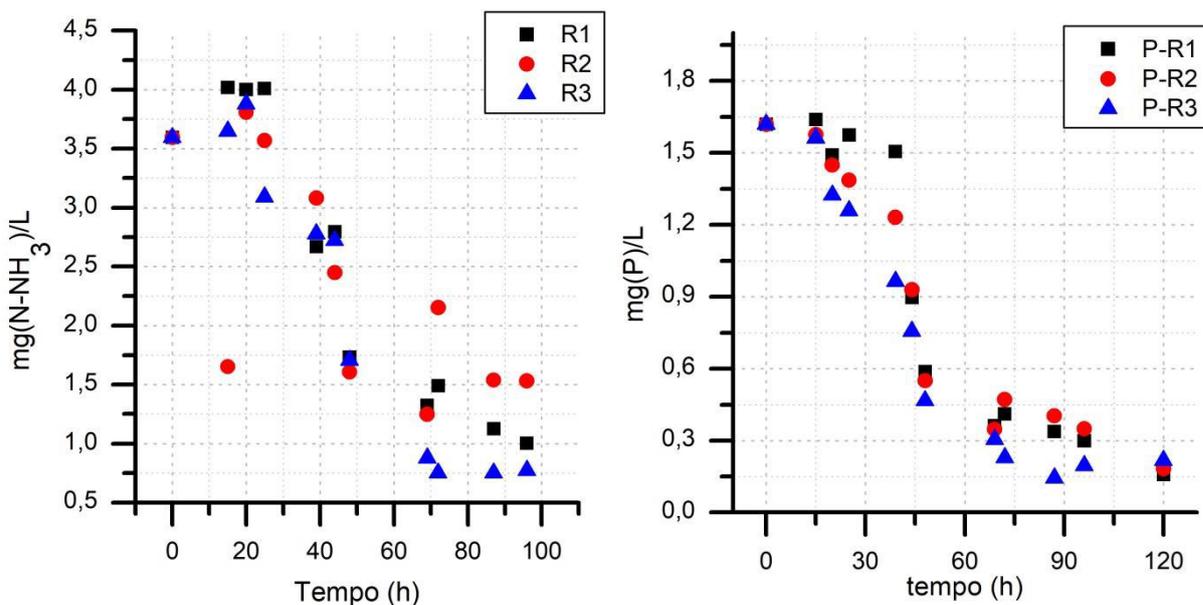


Figura 5.4: Variações das concentrações de fósforo total (P) e nitrogênio amoniacal (N-NH₃) ao longo do experimento.

5.5 RELAÇÃO N:P

A concentração de P microalgal pode variar de 0,03% a mais de 3% da biomassa seca e a concentração de N microalgal pode variar de 3% a 12% (Reynolds, 2006 *apud* Beuckels, Smolders e Muylaert, 2015). Chiu *et al.* (2015) relatam que a relação N/P ótima para a produção de biomassa de alga é 8:1. Contudo, Cabanelas *et al.* (2013) encontraram uma relação ótima igual a 2:1 para *Chlorella vulgaris* em esgoto urbano.

Neste trabalho, as razões N:P variaram entre 1,77:1 e 5,23:1 sendo que taxas superiores a 3:1 começam a aparecer a partir do tempo igual a 44 horas, que coincide com a diminuição da taxa de consumo de N e P.

A proporção N:P nos esgotos urbanos variam bastante, os excrementos humanos descarregam P e N, enquanto detergentes, sabões e produtos para cuidados pessoais contêm P, mas pouco N. Como as remoções de N e P são acopladas em microalgas, o fato de as concentrações de N e P na água residual variarem independentemente uma da outra é um desafio ao projetar a remoção de nutrientes das águas residuais usando microalgas (Beuckels, Smolders e Muylaert, 2015).

Xin *et al.* (2010) estudaram o efeito de diferentes concentrações de N e P no crescimento, na absorção de nutrientes e no acúmulo de lipídios da microalga *Scenedesmus sp.* e concluíram que para relações N:P entre 2:1 e 20:1 a remoção de nutrientes é promissora, mas

que acima disso a limitação do P afetou as taxas de consumo. Entretanto a limitação do P proporcionou maiores taxas de acumulação de lipídios na biomassa.

No estudo realizado por Beuckels, Smolders e Muylaert (2015) com foco na variação das taxas de remoção de nutrientes em águas residuais em diferentes razões N e P concluiu que as microalgas (foram estudadas as espécies *Chlorella* e *Scenedesmus*) podem acumular mais P quando as concentrações de N são altas, mas a absorção de P é reduzida quando as concentrações de N são baixas. Isto implica que uma concentração de N suficientemente alta nas águas residuais é um pré-requisito para a remoção efetiva de P.

5.6 COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA

A Tabela mostra a composição mássica apresentada pela biomassa produzida durante o experimento, bem como as características típicas para a composição de biomassa de *C. vulgaris* reportadas por Safi *et al.* (2014).

Tabela 5.3 – Resumo dos resultados para caracterização da biomassa produzida

	Proteínas	Lipídios	Carboidratos	Pigmentos	Cinzas
Presente estudo	68,54%	17,53%	8,76%	-	4,89%
Safi <i>et al.</i> (2014)	42 a 58%	5 a 40%	12 a 55%	1 a 2%	

Ainda, de acordo com Safi, biomassas com alto teor de proteína, como a biomassa produzida neste trabalho, são indicadas para os seguintes usos: ração animal, biofilmes, emulsificante e aditivos alimentares.

5.7 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS E METEOROLÓGICAS

Embora os efeitos da temperatura na fotossíntese e demais processos metabólicos sobre os microrganismos fotossintéticos possam ser claramente demonstrados em laboratório, sua relevância em campo é mais complexa (Berges, Varela e Harrison, 2002). O comportamento metabólico de uma mesma culta é diferente para cultivos com iluminação contínua e cultivos com alternância de períodos iluminados, sofrendo influencia da quantidade luminosa e da temperatura em cada fotoperíodo, e gerando biomassa com diferentes composições (Han *et al.*, 2013). Sendo indicado o estudo das temperaturas e fotoperíodos no cultivo de microalgas (Wan *et al.*, 2014).

Mesmo não sendo este o foco do presente estudo, os dados de temperatura e insolação

são colocados de forma complementar vislumbrando também o registro para estudos futuros mais aprofundados.

Durante os dias de realização do experimento a insolação média foi de 5,75 horas, com um máximo de 10,6 horas e um mínimo de 0,6 horas (Figura 5.5 – Dados de temperatura e insolação durante a realização do experimento (1 a 31 de agosto de 2017).). A radiação solar típica para esta região e neste período é de 4,7 kWh m² dia. A temperatura média durante a noite (mínima) foi de 21,1 °C, variando entre 19,2 e 23,0 °C. A temperatura diurna média (máxima) foi de 27,5 °C variando entre 25,6 °C a 29,0 °C (Figura 5.5 – Dados de temperatura e insolação durante a realização do experimento (1 a 31 de agosto de 2017).).

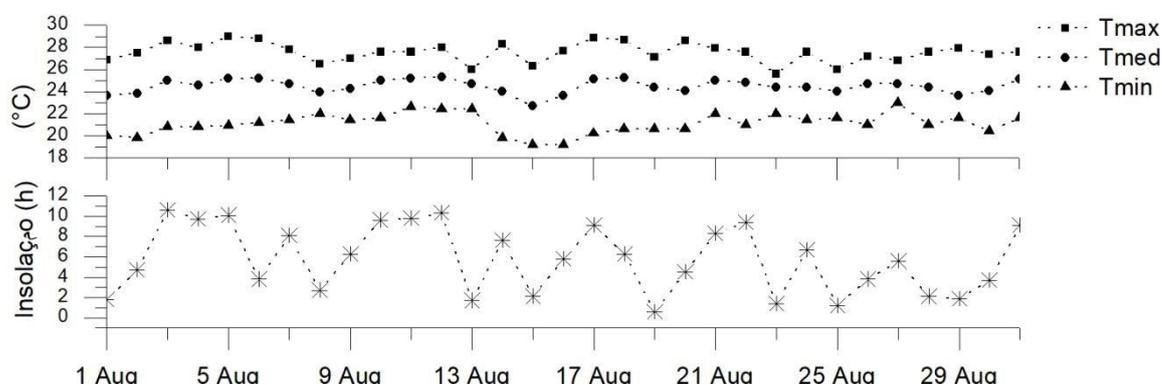


Figura 5.5 – Dados de temperatura e insolação durante a realização do experimento (1 a 31 de agosto de 2017).

Comparando estes dados com as médias dos valores reportados para a série histórica de 20 anos (Tabela 5.4) observa-se que o mês de agosto de 2017 apresentou valores de temperatura e insolação levemente abaixo dos padrões para o período, já se tratando de um mês tipicamente mais frio e menos ensolarado em relação aos outros meses do ano. Assim podem ser verificadas alterações nas taxas de crescimento, de remoção de nutrientes ou de acúmulo de outros compostos de interesse, como proteínas e lipídios pelas células de *C. vulgaris* ao longo das variações meteorológicas anuais.

Tabela 5.4 – Valores de referência para temperatura e insolação na região de realização do experimento.

	Temperatura máxima (°C)	Temperatura média (°C)	Temperatura mínima (°C)	Insolação (h)
Valor médio em Agosto de 2017	27,5	24,5	21,1	5,7
Valor médio para a série histórica do mês de agosto	27,9	24,9	21,8	7,0
Valor médio para a séria histórica mensal	29,6	26,5	23,2	7,9

Converti *et al.* (2009) relatam que um aumento da temperatura de 20 para 25°C dobrou o conteúdo lipídico da biomassa produzida pela microalga *Nannochloropsis oculata*, e que um aumento de 25 para 30°C provocou uma diminuição do conteúdo lipídico da biomassa de *Chlorella vulgaris* de 14,71 para 5,90%. Reportam ainda que para temperaturas iguais ou superiores a 38°C provocaram a interrupção abrupta do crescimento, inclusive com morte celular.

Para a microalga *H. pluvialis* o estudo realizado por Wan *et al.* (2014) indicou que o cultivo com temperaturas diurnas acima de 28°C em conjunto com temperaturas noturnas abaixo de 28°C poderia aumentar as produtividades líquidas de biomassa e astaxantina em 5 e 2,9 vezes, respectivamente.

5.8 AJUSTE DO MODELO MATEMÁTICO

Os resultados obtidos pela aplicação do modelo são visualizados nas Figuras Figura 5.6, Figura 5.7 e Figura 5.8. Para o crescimento da biomassa foi possível observar que o modelo se ajustou melhor aos valores das primeiras 40 horas do experimento. Isso está relacionado à auto-coagulação apresentada pela biomassa após este tempo.

Mesmo com a auto-coagulação da biomassa, foi possível verificar que os nutrientes, N e P, continuaram sendo consumidos.

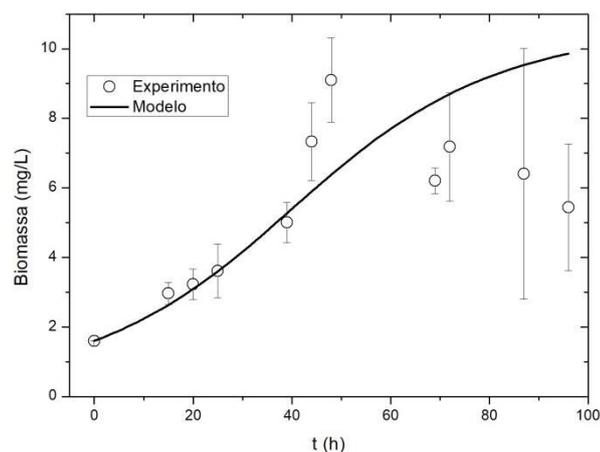


Figura 5.6 – Aplicação do modelo para a cinética de crescimento da biomassa.

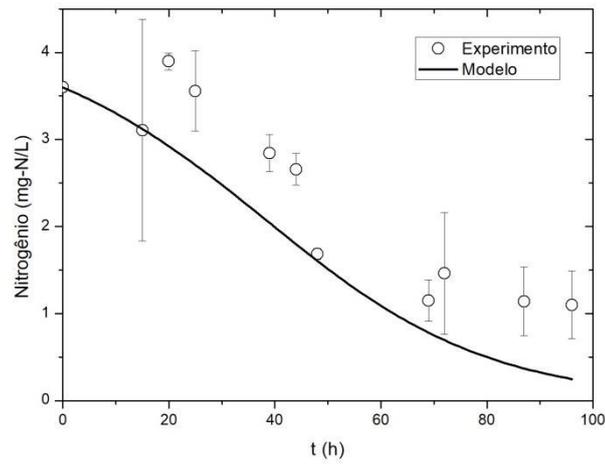


Figura 5.7 – Aplicação do modelo para o consumo de nitrogênio.

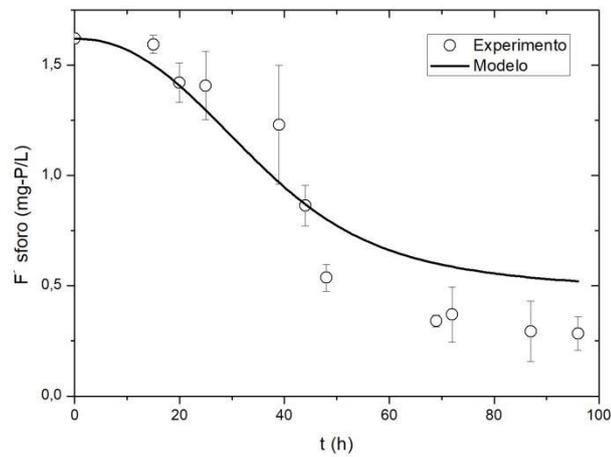


Figura 5.8 – Aplicação do modelo para o consumo de fósforo.

Valores dos parâmetros estimados:

- $\mu_{max}[h^{-1}]$ = $0,4802 \cdot 10^{-1}$
- $k_N[gL^{-1}]$ = $0,1017 \cdot 10^5$
- $\rho_{max}[gg^{-1}h^{-1}]$ = $0,4658 \cdot 10^2$
- $k_q[gg^{-1}]$ = $0,4875$

6 CONCLUSÃO

- O experimento realizado neste estudo apresentou que as microalgas *Chlorella vulgaris* foram capazes de reduzir os níveis de N e P do esgoto em 87% e 64% respectivamente (literatura reporta remoção de 72 – 95% para N e 57 – 98 % para P). Estes resultados são compatíveis com o apresentado pela literatura e corroboram com a indicação da aplicação da tecnologia de microalgas para a realização do polimento de águas residuais nas condições climáticas da região.
- O tempo de batelada total utilizado no experimento foi de 96 horas, contudo os melhores resultados de produtividade de biomassa foram alcançados nas 48 horas iniciais do experimento, e apresentaram valores bem acima do reportado na literatura por outros experimentos. As concentrações máximas de biomassa de *C vulgaris* no meio também foram satisfatórias quando comparadas a outros estudos.
- A composição da biomassa obtida apresentou um elevado teor proteico e um reduzido teor lipídico, o que indica que a biomassa produzida nas condições apresentadas não deve ser viável para a produção de biodiesel, contudo, pode ser bastante promissora para outros fins como suprimento para aquacultura ou para biofertilização.
- Os resultados apresentados corroboram com a ideia de que o presente estudo deve servir como ponto de partida para a implantação da tecnologia de microalgas para melhorar a eficiência de estação de tratamento de esgoto existente na mesma área do estudo quanto à remoção de nutrientes.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realizar experimento semelhante em escalas maiores para a avaliação de fatores que não são possíveis visualizar em escalas reduzidas, tais como a dificuldade de se obter adequados coeficientes de mistura e a interferência de agentes biológicos exógenos.
- Realizar estudo a partir da introdução de inóculo da *Chlorella vulgaris* no reator aeróbio já existente na ETE-UFS para avaliar a possibilidade de aumentar a eficiência de remoção de nutrientes em uma planta já existente sem alterar a

configuração estrutural da planta.

- Avaliar a biomassa obtida quanto ao beneficiamento e aplicabilidade em atividades relacionadas à alimentação animal e fertilização.
- Estudar a influencia das variações meteorológicas ao longo do ano nas taxas metabólicas e na composição da biomassa.
- Estudar os aspectos de auto-floculação apresentados em decorrência da elevação do pH.

8 REFERÊNCIAS

ABDULLAH, M. A.; AHMAD, A.; SHAH, S. M. U.; SHANAB, S. M. M.; ALI, H. E. A.; ABO-STATE, M. A. M.; OTHMAN, M. F. *Integrated algal engineering for bioenergy generation, effluent remediation, and production of high-value bioactive compounds. Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2016.

ABOU-SHANAB, R. A. I.; EL-DALATONY, M. M.; EL-SHEEKH, M. M.; JI, M. K.; SALAMA, E. S.; KABRA, A. N.; JEON, B. H. *Cultivation of a new microalga, *Micractinium reisseri*, in municipal wastewater for nutrient removal, biomass, lipid, and fatty acid production. Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 19, n. 3, p. 510–518, 2014.

ADESANYA, V. O.; DAVEY, M. P.; SCOTT, S. A.; SMITH, A. G. *Kinetic modelling of growth and storage molecule production in microalgae under mixotrophic and autotrophic conditions. Bioresource Technology*, v. 157, p. 293–304, 2014.

ALMOMANI, F. A.; ÖRMECI, B. *Performance Of *Chlorella Vulgaris*, *Neochloris Oleoabundans*, and mixed indigenous microalgae for treatment of primary effluent, secondary effluent and centrate. Ecological Engineering*, v. 95, p. 280–289, 2016.

ALTOMONTE, I.; SALARI, F.; LICITRA, R.; MARTINI, M. *Use of microalgae in ruminant nutrition and implications on milk quality – A review. Livestock Science*, v. 214, p. 25–35, 1 ago. 2018.

AMINI, H.; WANG, L.; SHAHBAZI, A. *Effects of harvesting cell density, medium depth and environmental factors on biomass and lipid productivities of *Chlorella vulgaris* grown in swine wastewater. Chemical Engineering Science*, v. 152, p. 403–412, 2016.

ARORA, N.; PATEL, A.; PRUTHI, P. A.; PRUTHI, V. *Synergistic dynamics of nitrogen and phosphorous influences lipid productivity in *Chlorella minutissima* for biodiesel production. Bioresource Technology*, v. 213, p. 79–87, 1 ago. 2016.

ASLAN, S.; KAPDAN, I. K. *Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. Ecological Engineering*, v. 28, n. 1, p. 64–70, 1 nov. 2006.

BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. *Harvesting techniques applied to microalgae: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 41, p. 1489–1500, 2015.

BERGES, J. A.; VARELA, D. E.; HARRISON, P. J. *Effects of temperature on growth rate, cell composition and nitrogen metabolism in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* (Bacillariophyceae). Marine Ecology-Progress Series*, v. 225, n. December 2015, p. 139–146, 2002.

BERUTO, D. T.; LAGAZZO, A.; FRUMENTO, D.; CONVERTI, A. *Kinetic model of *Chlorella vulgaris* growth with and without extremely low frequency-electromagnetic fields (EM-ELF)*. **Journal of Biotechnology**, v. 169, n. 1, p. 9–14, 2014.

BEUCKELS, A.; SMOLDERS, E.; MUYLEAERT, K. *Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment*. **Water Research**, v. 77, p. 98–106, 15 jun. 2015.

BOELEEE, N. C.; JANSSEN, M.; TEMMINK, H.; SHRESTHA, R.; BUISMAN, C. J. N.; WIJFFELS, R. H. *Nutrient removal and biomass production in an outdoor pilot-scale phototrophic biofilm reactor for effluent polishing*. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 172, n. 1, p. 405–422, 2014.

CABANELAS, I. T. D.; RUIZ, J.; ARBIB, Z.; CHINALIA, F. A.; GARRIDO-P??REZ, C.; ROGALLA, F.; NASCIMENTO, I. A.; PERALES, J. A. *Comparing the use of different domestic wastewaters for coupling microalgal production and nutrient removal*. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 429–436, 2013a.

CHAPMAN, R. L. *Algae: The world's most important "plants"-an introduction*. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 18, n. 1, p. 5–12, 2013.

CHEN, C.-Y.; LU, I.-C.; NAGARAJAN, D.; CHANG, C.-H.; NG, I.-S.; LEE, D.-J.; CHANG, J.-S. *A highly efficient two-stage cultivation strategy for lutein production using heterotrophic culture of *Chlorella sorokiniana* MB-1-M12*. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 141–147, 2018.

CHIU, S.-Y.; KAO, C.-Y.; CHEN, T.-Y.; CHANG, Y.-B.; KUO, C.-M.; LIN, C.-S. *Cultivation of microalgal *Chlorella* for biomass and lipid production using wastewater as nutrient resource*. **Bioresource Technology**, v. 184, p. 179–189, 1 maio 2015.

CHO, S.; LEE, N.; PARK, S.; YU, J.; LUONG, T. T.; OH, Y. K.; LEE, T. *Microalgae cultivation for bioenergy production using wastewaters from a municipal WWTP as nutritional sources*. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 515–520, 2013.

CONVERTI, A.; CASAZZA, A. A.; ORTIZ, E. Y.; PEREGO, P.; BORGHI, M. DEL. *Effect of temperature and nitrogen concentration on the growth and lipid content of *Nannochloropsis oculata* and *Chlorella vulgaris* for biodiesel production*. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 48, n. 6, p. 1146–1151, 2009.

COPPENS, J.; GRUNERT, O.; HENDE, S. VAN DEN; VANHOUTTE, I.; BOON, N.; HAESAERT, G.; GELDER, L. DE. *The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels*. **Journal of Applied Phycology**, v. 28, n. 4, p. 2367–2377, 2016.

CRUZ-RODRIGUES, C.; MECCA, T. P.; OLIVEIRA, D. G. DE; UEKI, K.; BUENO, O. F. A.; MACEDO, E. C. DE. *Perfis cognitivos de crianças e adolescentes com dislexia na WISC-III*. **Arquivos Brasileiros de Psicologia**, v. 66, n. 2, p. 17–35, 2014.

DINIZ, G. S.; SILVA, A. F.; ARAÚJO, O. Q. F.; CHALOUB, R. M. *The potential of microalgal biomass production for biotechnological purposes using wastewater resources*. **Journal of Applied Phycology**, v. 29, n. 2, p. 821–832, 2017.

FAN, M.; HU, J.; CAO, R.; RUAN, W.; WEI, X. *A review on experimental design for pollutants removal in water treatment with the aid of artificial intelligence*. **Chemosphere**, v. 200, p. 330–343, 1 jun. 2018.

GONÇALVES, A. L.; PIRES, J. C. M.; SIMÕES, M. *Wastewater polishing by consortia of *Chlorella vulgaris* and activated sludge native bacteria*. **Journal of Cleaner Production**, v. 133, p. 348–357, 2016.

GONZÁLEZ, M. *Aplicación e importancia de las microalgas en el tratamiento de aguas residuales*. **ContactoS**, v. 59, p. 64–70, 2006.

HAKALIN, N. L. S. *Otimização das condições de cultivo da Microalga *Scenedesmus* sp. para a produção de biodiesel*. p. 170, 2014.

HAN, F.; PEI, H.; HU, W.; SONG, M.; MA, G.; PEI, R. *Optimization and lipid production enhancement of microalgae culture by efficiently changing the conditions along with the growth-state*. **Energy Conversion and Management**, v. 90, p. 315–322, 2015.

HAN, F.; WANG, W.; LI, Y.; SHEN, G.; WAN, M.; WANG, J. *Changes of biomass, lipid content and fatty acids composition under a light–dark cyclic culture of *Chlorella pyrenoidosa* in response to different temperature*. **Bioresource Technology**, v. 132, p. 182–189, 1 mar. 2013.

HENDE, S. VAN DEN; BEELEN, V.; JULIEN, L.; LEFOULON, A.; VANHOUCKE, T.; COOLSAET, C.; SONNENHOLZNER, S.; VERVAEREN, H.; ROUSSEAU, D. P. L. *Technical potential of microalgal bacterial floc raceway ponds treating food-industry effluents while producing microalgal bacterial biomass: An outdoor pilot-scale study*. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 969–979, 2016.

HERNÁNDEZ-PÉREZ, A.; LABBÉ, J. I. *Microalgas, cultivo y beneficios*. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 49, n. 2, p. 157–173, 2014.

HIETALA, D. C.; FAETH, J. L.; SAVAGE, P. E. *A quantitative kinetic model for the fast and isothermal hydrothermal liquefaction of *Nannochloropsis* sp.* **Bioresource Technology**, v. 214, p. 102–111, 2016.

KIM, H. C.; CHOI, W. J.; RYU, J. H.; MAENG, S. K.; KIM, H. S.; LEE, B. C.; SONG,

K. G. *Optimizing Cultivation Strategies for Robust Algal Growth and Consequent Removal of Inorganic Nutrients in Pretreated Livestock Effluent*. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 174, n. 4, p. 1668–1682, 2014.

LAURENS, L. M. L. *et al.* *Industrial Algae Measurements*. **Algae Biomass Organization**, n. September, p. 1–35, 2015.

LEE, E.; JALALIZADEH, M.; ZHANG, Q. *Growth kinetic models for microalgae cultivation: A review*. **Algal Research**, v. 12, p. 497–512, 2015.

MAEDA, Y.; YOSHINO, T.; MATSUNAGA, T.; MATSUMOTO, M.; TANAKA, T. *Marine microalgae for production of biofuels and chemicals*. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 50, p. 111–120, 1 abr. 2018.

MEMON, A. R.; ANDRESEN, J.; HABIB, M.; JAFFAR, M. *Simulated sugar factory wastewater remediation kinetics using algal-bacterial raceway reactor promoted by Polyacrylate polyalcohol*. **Bioresource Technology**, v. 157, p. 37–43, 2014.

MOHD YUNOS, F. H.; NASIR, N. M.; WAN JUSOH, H. H.; KHATOON, H.; LAM, S. S.; JUSOH, A. *Harvesting of microalgae (*Chlorella sp.*) from aquaculture bioflocs using an environmental-friendly chitosan-based bio-coagulant*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 124, p. 243–249, 1 out. 2017.

PASSOS, F.; HOM-DIAZ, A.; BLANQUEZ, P.; VICENT, T.; FERRER, I. *Improving biogas production from microalgae by enzymatic pretreatment*. **Bioresource Technology**, v. 199, p. 347–351, 1 jan. 2016.

RAMOS TERCERO, E. A.; SFORZA, E.; MORANDINI, M.; BERTUCCO, A. *Cultivation of *Chlorella protothecoides* with urban wastewater in continuous photobioreactor: Biomass productivity and nutrient removal*. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 172, n. 3, p. 1470–1485, 2014.

RECH, R.; MARCI, N. R. *Kinetic Modeling of *Dunaliella tertiolecta* Growth under Different Nitrogen Concentrations*. n. 9, p. 1716–1722, 2016.

RICHMOND, A. *Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phyecology*. **Orton.Catie.Ac.Cr**, p. 472, 2004.

RIZWAN, M.; MUJTABA, G.; MEMON, S. A.; LEE, K.; RASHID, N. *Exploring the potential of microalgae for new biotechnology applications and beyond: A review*. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 92, p. 394–404, 2018.

SAFI, C.; ZEBIB, B.; MERAH, O.; PONTALIER, P.-Y.; VACA-GARCIA, C. *Morphology, composition, production, processing and applications of *Chlorella vulgaris*: A review*. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 35, p. 265–278, 1 jul. 2014.

SAHÃO, T. S. *Remoção da microalga Chlorella sorokiniana, cultivadas em fotobiorreatores, alimentados com efluente de reator anaeróbio tratando esgoto sintético, com emprego da técnica de ozonização seguida de flotação por ar dissolvido (FAD)*. [s.l.] São Carlos : Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2017. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento.

SANDEFUR, H. N.; ASGHARPOUR, M.; MARIOTT, J.; GOTTBORG, E.; VADEN, J.; MATLOCK, M.; HESTEKIN, J. *Recovery of nutrients from swine wastewater using ultrafiltration: Applications for microalgae cultivation in photobioreactors*. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 75–81, 2016.

SILVA, C. L. DA; SANTANA, P. L. DE; SILVA, C. F.; PAGANO, R. L. *Modelagem e estimação de parâmetros do processo de produção de etanol em reator batelada por Saccharomyces cerevisiae*. **Scientia Plena**, v. 12, n. 5, p. 1–14, 2016.

SILVA FERREIRA, V. DA; CONZFERREIRA, M. E.; LIMA, L. M. T. R.; FRASÉS, S.; SOUZA, W. DE; SANT'ANNA, C. *Green production of microalgae-based silver chloride nanoparticles with antimicrobial activity against pathogenic bacteria*. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 97, p. 114–121, 1 fev. 2017.

BARONE, R. S. C. *Microalgas como ingrediente e suplemento dietético para tilápia Oreochromis niloticus : valor biológico, desempenho e composição da carcaça*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2017. Tese de Doutorado em Ciência Animal e Pastagens.

SINGH, G.; PATIDAR, S. K. *Microalgae harvesting techniques: A review*. **Journal of Environmental Management**, v. 217, p. 499–508, 1 jul. 2018.

SINGH, R.; BIRRU, R.; SIBI, G. *Nutrient Removal Efficiencies of Chlorella vulgaris from Urban Wastewater for Reduced Eutrophication*. **Journal of Environmental Protection**, v. 08, n. 01, p. 1–11, 2017.

SOUZA, M. F.; PEREIRA, D. S.; FREITAS, S.; BON, E. P.; RODRIGUES, M. A. *Neutral sugars determination in Chlorella: Use of a one-step dilute sulfuric acid hydrolysis with reduced sample size followed by HPAEC analysis*. **Algal Research**, vol. 24, p. 130-137, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.019>

TUGAOEN, H. O.; GARCIA-SEGURA, S.; HRISTOVSKI, K.; WESTERHOFF, P. *Challenges in photocatalytic reduction of nitrate as a water treatment technology*. **Science of The Total Environment**, v. 599–600, p. 1524–1551, 1 dez. 2017.

UMMALYMA, S. B.; MATHEW, A. K.; PANDEY, A.; SUKUMARAN, R. K. *Harvesting of microalgal biomass: Efficient method for flocculation through pH modulation*.

Bioresource Technology, v. 213, p. 216–221, 2016.

VERONESIV, D.; D'IMPORZANO, G.; SALATI, S.; ADANI, F. *Pre-treated digestate as culture media for producing algal biomass*. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 335–340, 2017.

WAN, M.; ZHANG, J.; HOU, D.; FAN, J.; LI, Y.; HUANG, J.; WANG, J. *The effect of temperature on cell growth and astaxanthin accumulation of Haematococcus pluvialis during a light–dark cyclic cultivation*. **Bioresource Technology**, v. 167, p. 276–283, 1 set. 2014.

WU, Y.-H.; YU, Y.; LI, X.; HU, H.-Y.; SU, Z.-F. *Biomass production of a Scenedesmus sp. under phosphorous-starvation cultivation condition*. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 193–198, 1 maio 2012.

XIN, L.; HONG-YING, H.; KE, G.; YING-XUE, S. *Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga Scenedesmus sp.* **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5494–5500, 1 jul. 2010.

YANG, J.; CAO, J.; XING, G.; YUAN, H. *Lipid production combined with biosorption and bioaccumulation of cadmium, copper, manganese and zinc by oleaginous microalgae Chlorella minutissima UTEX2341*. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 537–544, 2015.

YANG, S.; GRUBER, N. *The anthropogenic perturbation of the marine nitrogen cycle by atmospheric deposition*. **Global Biogeochemical Cycles (accepted)**, p. 1418–1440, 2016.