



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL**

NATTÁLIA TOSE LOPES

**INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA
PROFUNDIDADE NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA
APLICADAS AO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATORES
UASB**

**VITÓRIA-ES
2017**

NATTÁLIA TOSE LOPES

**INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA
PROFUNDIDADE NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA
APLICADAS AO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATORES
UASB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof. D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves.
Coorientador: Prof. Dr. Paulo Wagner Pereira Antunes.

VITÓRIA – ES

2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)
Bibliotecária: Sônia Regina Costa – CRB-6 ES-000315/O

L864i Lopes, Nattália Tose, 1990-
Influência do tempo de detenção hidráulica e da profundidade
no desempenho de lagoas de alta taxa aplicadas ao pós-
tratamento de efluente de reatores uasb. – 2017.
93 p. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.
Coorientador: Paulo Wagner Pereira Antunes.
Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia e
Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito
Santo, Centro Tecnológico.

1. Águas residuais. 2. Microalga. 3. Lagoas - Avaliação. 4.
Água - Reutilização. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Antunes,
Paulo Wagner Pereira, 1980-. III. Universidade Federal do
Espírito Santo. Centro Tecnológico. IV. Título.

CDU: 628

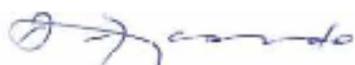
NATTÁLIA TOSE LOPES

**INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA
PROFUNDIDADE NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA
APLICADAS AO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATORES
UASB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração Sustentabilidade, Ambiente e Sociedade e linha de pesquisa Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Aprovada em 21 de dezembro de 2017.

COMISSÃO EXAMINADORA



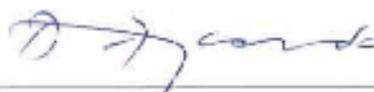
Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador - PPGES/CT/UFES



Prof. Dr. Paulo Wagner Pereira Antunes
Coorientador - Faculdade Pio XII/Cariacica



Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos
Examinadora Interna - PPGES/CT/UFES



Prof. D.Sc. Luciano Matos Queiroz
Examinador Externo - MAASA/UFBA

Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

À Deus, minha fortaleza, por me permitir alcançar esta vitória.

Aos meus pais, Ideraldo e Vera Rita, meu infinito agradecimento, por tanta dedicação, incentivo e apoio incondicional.

Aos meus irmãos, Felipe e Vitor, pelo apoio e companheirismo.

À minha madrinha, Elenira, por estar sempre presente.

Ao meu orientador, Ricardo Franci, pela orientação, paciência e confiança depositada.

Ao meu coorientador, Paulo Wagner, pelo auxílio, disponibilidade e por todas as dúvidas sanadas.

Ao colega e doutorando, Rodrigo Oss, pela assistência indispensável nas atividades em campo e também por todas as dúvidas sanadas.

À minha amiga, Ludimila, pela ajuda e incentivo desde o início desta etapa.

À Larissa, Tatiana, Maria e Caio, pelo companheirismo e apoio durante a realização desta pesquisa.

Aos meus amigos do Núcleo Água, Natan, Regiane, Fernanda, Gabriela, Graciele, Gustavo, Gisele, Marina, Solaine, Karina e Renan, pela amizade e momentos compartilhados.

Aos meus amigos pessoais por todo o carinho.

E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a elaboração deste trabalho.

RESUMO

Esta pesquisa apresenta como objetivo a avaliação do desempenho de Lagoas de Alta Taxa (LAT) para o pós tratamento de efluentes anaeróbios provenientes de reatores do tipo UASB. O desempenho das LATs foi analisado levando em consideração a influência das características geométricas e das condições operacionais na produção de microalgas, bem como a eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos. Foram avaliados nas lagoas 2 (dois) Tempos de Detenção Hidráulico (TDH), de 3 e 6 dias, e 3 (três) profundidades úteis, de 30, 45 e 60 cm. As eficiências na remoção das espécies reduzidas de nitrogênio (NTK, $N-NH_4^+$) mostraram-se influenciadas pela profundidade útil. Os percentuais de remoção máximos obtidos foram de 48% em termos de nitrogênio total e 23% para o fósforo. A concentração de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), para estimar a produção de microalgas na LAT, alcançou valores em torno de $132 \pm 32,4$ mg/L. A produtividade de microalgas por unidade de área para o TDH de 3 dias alcançou valores mais elevados que para o TDH de 6 dias, devido a maior aplicação de carga de nutrientes/m², com uma produtividade média de 20 g/m²d. Em decorrência da maior produção de microalgas, no TDH de 3 dias, ocorreu uma maior assimilação de nutrientes pelas microalgas, quando comparado à etapa com TDH de 6 dias. Porém, o principal mecanismo de remoção de nutrientes foi atribuído à volatilização da amônia e à precipitação de fosfatos, para ambos os TDHs. Para a remoção de coliformes termotolerantes, notou-se, que o TDH foi o fator de maior influência.

Palavras-chave: Lagoa de alta taxa, tratamento de esgoto, microalgas, nutrientes, tempo de detenção hidráulico, profundidade útil.

ABSTRACT

This research presents as objective the evaluation of the performance of High Rate Ponds (HRP) used as post treatment of UASB reactors effluent. The performance of HRP was analyzed considering the influence of the geometric characteristics and the operational conditions on the microalgae production, as well as the efficiency of the removal of organic matter, nutrients and pathogenic microorganisms. Two Hydraulic Retention Times (HRT), of 3 and 6 days, and three useful depths of 30, 45 and 60 cm were evaluated in the ponds. The efficiencies of nitrogen series (NTK, N-NH₄⁺) removal were affected by the useful depth. The maximum removal percentages obtained were 48% in terms of total nitrogen and 23% for phosphorus. The concentration of Volatile Suspended Solids (VSS), to estimate the microalgae production in the HRP, reached values around 132 ± 32.4 mg/L. The microalgae productivity per unit area for the 3-day HRT reached values higher than for the 6-day HRT, due to the higher application of nutrient/m² load, with an average productivity of 20 g/m²d. Due to the higher production of microalgae with HRT of 3 days, there was a greater assimilation of nutrients by the microalgae, when compared to the stage with HRT of 6 days. Although, the main nutrients removal mechanism was attributed to the ammonia volatilization and phosphates precipitation, for both HRT. For the thermotolerant coliforms removal, it was noted that the HRT was a factor of major influence.

Keywords: High Rate Algal Ponds, wastewater treatment, microalgae, nutrients, hydraulic retention time, depth.

LISTA DE SIGLAS

ANOVA	Análise de Variância
A_s	Área Superficial
C	Carbono
CESAN	Companhia Espírito Santense de Saneamento
CF	Concentração Final
CO_2	Dióxido de Carbono
CO_3^{2-}	Carbonato
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FBR	Fotobiorreatores
H_2CO_3	Ácido Carbônico
HCO_3^-	Íon Bicarbonato
$H_{\text{útil}}$	Altura útil
INCAPER	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
LAT	Lagoa de Alta Taxa
N	Nitrogênio
NO_2^-	Íon Nitrito
NO_3^-	Íon Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O_2	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
Re	Remoção
RWQM	<i>River Water Quality Model</i> (Modelo de Qualidade da Água do Rio)
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico

TRS	Tempo de retenção de sólidos
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor</i> (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manto de Lodo)
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
V	Volume

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Esquema do funcionamento do sistema integrado de bactérias e microalgas.....	22
Figura 2 - Esquema de uma lagoa de alta taxa.....	23
Figura 3 - Sistemas de cultivo: a) Sistemas abertos, b) Sistemas fechados	30
Figura 4 - Foto aérea da Estação piloto de Tratamento de Esgoto localizada em Vila Velha-ES	35
Figura 5 - Piloto da Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário.....	36
Figura 6 - Esquema do sistema de tratamento de esgoto a base de microalgas	37
Figura 7 - Lagoas de alta taxa em sistema piloto	38
Figura 8 - Desenho esquemático da lagoa de alta taxa do sistema piloto	38
Figura 9 - Reator UASB em escala piloto.....	39
Figura 10 - Influência do TDH e profundidade sobre os parâmetros pH e OD	47
Figura 11 - Concentração de DQO no efluente das LATs: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias.....	49
Figura 12 - Remoção de DQO filtrada: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias.....	50
Figura 13 - Concentração de NTK no efluente das LATs: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias.....	52
Figura 14 - Remoção de NTK: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias	53
Figura 15 - Concentração de N-Amoniacal no efluente das LATs: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias	54
Figura 16 - Remoção de N-amoniaco: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias	54
Figura 17 - Concentração média de nitrato: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias	56
Figura 18 - Remoção de nitrogênio total: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias	57
Figura 19 - Remoção de fósforo total: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias	58
Figura 20 - Balanço de nitrogênio nas lagoas: a) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, b) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, c) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm, d) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, e) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, f) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm.	59
Figura 21 - Balanço de fósforo nas lagoas: a) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, b) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, c) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm, d) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, e) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, f) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm.....	61
Figura 22 – Crescimento de clorófitas filamentosas nas LATs durante o período de monitoramento	65

Figura 23 - Relação dos valores de SSV e SST: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias	.67
Figura 24 - Valores de nitrogênio amoniacal do efluente final pós separação das microalgas para todas as etapas de operação, juntamente com o valor de limite pela Resolução CONAMA 430, de 2011, para lançamento de efluente.....	69
Figura 25 - Produtividade volumétrica de biomassa média.....	73
Figura 26 - Comportamento de cada variável simulada a partir do teste de sensibilidade.....	74
Figura 27 - Comportamento de cada variável simulada a partir do teste de sensibilidade.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição do efluente do tratamento por reatores anaeróbios.....	21
Tabela 2 - Dados de dimensionamento de lagoas de alta taxa.....	24
Tabela 3 - Composição das microalgas de acordo com a espécie	28
Tabela 4 - Pontos de coleta das amostras	40
Tabela 5 - Metodologias de análise.....	41
Tabela 6 - Parâmetros operacionais definidos para cada etapa	41
Tabela 7 - Variáveis de estado do modelo matemático.....	44
Tabela 8 - Características do efluente do reator UASB para cada etapa.....	45
Tabela 9 - Valores médios de remoção no UASB.....	46
Tabela 10 - Valores médios de pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido – OD.....	47
Tabela 11 – Concentração média de DQO Total (mg/L) e respectivos incrementos.	49
Tabela 12 - Concentração média de DQO filtrada (mg/L) e respectivas remoções .	49
Tabela 13 - Concentração média de NTK (mg/L) e respectivas remoções	51
Tabela 14 - Concentração média de N-Amoniacal (mg/L) e respectivas remoções..	53
Tabela 15 – Concentração média de fósforo total (mg/L) e respectivas remoções..	57
Tabela 16 – Concentração média de <i>E-coli</i> nas lagoas de alta taxa.....	62
Tabela 17 - Análise quali-quantitativa das microalgas presentes nas LATs em operação com TDH de 6 dias e H _{ÚTIL} de 30 (LAT 01) e 45 cm (LAT 02).....	64
Tabela 18 - Valores médios de SST para o TDH de 3 e 6 dias.....	65
Tabela 19 - Valores médios de SSV para o TDH de 3 e 6 dias.....	66
Tabela 20 - Valores médios de concentração de clorofila-a para o TDH de 3 e 6 dias.....	67
Tabela 21 - Valores de produtividade de biomassa a partir da clorofila-a.....	68
Tabela 22 - Características do efluente final pós separação de microalgas	68
Tabela 23 - Comparativo dos valores médios obtidos do modelo e calculados em função da taxa de diluição.....	72
Tabela 24 - Produtividade volumétrica da biomassa a partir do teste de sensibilidade.....	73

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	19
3.2 LAGOAS DE ALTA TAXA	21
3.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NUTRIENTES E PATÓGENOS	25
3.4 PRODUÇÃO DE MICROALGAS	27
3.4.1 Microalgas e suas aplicações	27
3.4.2 Cultivo de microalgas em efluentes	29
4 METODOLOGIA	35
4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA	35
4.2 MONITORAMENTO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA	37
4.3 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO (TDH) E PROFUNDIDADE ÚTIL	41
4.4 QUALIDADE FINAL DO EFLUENTE APÓS DE SEPARAÇÃO DAS MICROALGAS	41
4.5 BALANÇO DE MASSA DOS NUTRIENTES	42
4.6 ANÁLISES DOS DADOS	42
4.7 MODELO PARA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA	43
5 RESULTADOS	45
5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE ANAERÓBIO	45
5.2 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TDH E PROFUNDIDADE ÚTIL	46
5.2.1 Determinação do pH e OD	46

5.2.2 Eficiência da remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos	48
5.2.2.1 Remoção de matéria orgânica.....	48
5.2.2.2 Remoção de nutrientes.....	51
5.2.2.3 Balanço de massa para o nitrogênio	58
5.2.2.4 Remoção de patógenos.....	61
5.2.3 Produtividade de biomassa	63
5.3 QUALIDADE FINAL DO EFLUENTE	68
5.4 MODELAGEM MATEMÁTICA PARA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA	70
6 CONCLUSÕES	76
7 RECOMENDAÇÕES	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1 INTRODUÇÃO

O cultivo de microalgas tem sido considerado, atualmente, como uma alternativa promissora para a produção de biocombustíveis e outros bioprodutos (MATA et al., 2010; KRUG et al., 2012; SUALI; SARBATLY, 2012). Os biocombustíveis derivados de biomassa algácea foram denominados de terceira geração e possuem potencial para produção em larga escala (MILANO et al., 2016). Tal fato está associado tanto ao potencial das espécies em acumular diversas substâncias de valor agregado, quanto do seu rápido crescimento (SWARNALATHA et al., 2015). No entanto, a produção comercial de microalgas enfrenta um problema de viabilidade econômica devido ao seu alto custo operacional, sobretudo em relação ao meio de cultura, com a necessidade da utilização de recursos hídricos e aporte de nutrientes, o que reduz a atratividade de microalgas como uma alternativa sustentável (CHEN et al., 2015).

No cenário de tratamento de águas residuárias, as microalgas podem desempenhar um papel importante de biorremediação, promovendo a redução simultânea de nitrogênio e fósforo e a fixação de CO₂. Além disso, o efluente tratado é destinado aos corpos hídricos com maiores concentrações de oxigênio (ARBIB et al., 2013). Assim, utilizar águas residuárias como meio de cultivo para a produção de biomassa algácea, torna-se uma solução viável com benefícios econômicos e ambientais, sobretudo, no tratamento e reúso de efluentes (JEBALI et al., 2015). Com o crescimento de microalgas, as concentrações de nutrientes nos efluentes de tratamento de esgotos são reduzidas, evitando os processos de eutrofização decorrentes, e possibilitando a recuperação desses nutrientes (BEAL et al., 2012).

Os sistemas mais adequados para a produção de microalgas utilizando efluentes são as lagoas de alta taxa (LATs), que consistem em lagoas rasas de mistura contínua do meio, através de propulsores (COUTO et al., 2015). As LATs representam tecnologia avançada no tratamento de águas residuárias se comparadas aos sistemas convencionais de lagoa de estabilização, se destacando na maior produtividade de microalgas e na melhor eficiência do tratamento (FALESCHINI et al., 2012) e, alcançando uma remoção de nutrientes em um período de 4 a 8 dias, enquanto na lagoa convencional seria de 30 a 60 dias. As LATs apresentam ainda vantagens consideráveis em termos de custos de instalação, menor consumo de energia e facilidades operacionais (COUTO et al., 2015).

As LATs se apresentam como uma alternativa satisfatória para o pós-tratamento de efluentes advindos de reatores UASB, uma vez que o tratamento anaeróbio de efluentes não é eficaz na remoção de nutrientes. Nesse contexto, o crescimento de microalgas em efluentes anaerobicamente tratados favorece a remoção de nutrientes e resulta em uma grande produção de biomassa ao final do processo (MAHAPATRA et al., 2014). Dessa forma, ETE's compostas por sistemas anaeróbios do tipo UASB e LAT representam uma tecnologia de extrema aplicabilidade para o Brasil devido às condições ambientais favoráveis (FARIA, 2012).

O interesse em melhorar o desempenho das LATs no tratamento de águas residuárias tem aumentado com o passar do tempo, sobretudo em função das exigências legais para descartes em corpos hídricos e suas restrições. Apesar de representarem uma tecnologia já difundida, muitas pesquisas têm testado a variabilidade de parâmetros como TDH e profundidade destas lagoas, visando, sobretudo, otimizar seus funcionamentos e maximizar a produção de biomassa e remoção de nutrientes (SUTHERLAND et al., 2014a).

Neste contexto, tendo em vista a produção de biomassa algácea e o tratamento de efluentes de forma viável e eficiente, o objetivo principal deste projeto é avaliar a influência dos parâmetros TDH e profundidade no desempenho de uma lagoa de alta taxa, visando a produção de microalgas através de efluente de esgoto sanitário tratado em reator do tipo UASB e o potencial de remoção de nutrientes e patógenos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Esta pesquisa tem como objetivo avaliar a influência do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) e da profundidade no desempenho de lagoas de alta taxa como pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio do tipo UASB.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar a influência dos parâmetros de interesse sobre a remoção de matéria orgânica, de nutrientes e organismos patógenos do esgoto;
- ✓ Avaliar a influência dos parâmetros de interesse sobre a produtividade de microalgas;
- ✓ Comparar um modelo para estimativa da produtividade de biomassa com dados experimentais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

O tratamento de esgoto sanitário, disposição final adequada do esgoto e o suprimento de água de boa qualidade desempenha um papel importante para o desenvolvimento sustentável, visando a obtenção de um ambiente saudável, além de facilitar a segurança do abastecimento de água para a humanidade (YAAKOB; EHSAN; ABDULLAH, 2011).

O esgoto sanitário é um tipo de água residuária constituído por gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes como nitrogênio e fósforo e organismos patogênicos (KHAN et al., 2011). O tratamento em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) consiste em diminuir o teor de poluentes presentes e o método a ser utilizado depende de suas características físicas, químicas e biológicas (ELLER, 2013).

As tecnologias aplicadas ao tratamento de esgoto sanitário, tradicionalmente utilizadas, são compostas por processos físico-químicos e biológicos como os filtros biológicos, lagoas de estabilização, lagoas de alta taxa, sistemas de lodos ativados, dentre outros (GIACOBBO, 2011). Dessa forma, elege-se via de regra, como critério de seleção, os custos de implantação e operação e eficiência para atender às exigências da legislação ambiental vigente na região.

Nas ETEs, o tratamento preliminar remove os sólidos grosseiros, por processos físicos, enquanto o tratamento primário remove os sólidos sedimentáveis. No tratamento secundário, geralmente por via biológica, anaeróbica e/ou aeróbica, o objetivo é a remoção de matéria orgânica carbonácea. Por fim, na etapa de tratamento terciário, além da remoção complementar de poluentes, objetiva-se alcançar bons níveis de remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2005).

Em nível mundial, os tratamentos secundários, como os processos de lodo ativado, reatores de leito fluidizado, lagoas aeradas, entre outros, são amplamente utilizados (KHAN et al., 2011). Porém, em regiões de clima tropical, como o Brasil, o tratamento anaeróbio é uma atraente opção para o tratamento secundário de águas residuárias. Dentre as tecnologias tradicionalmente utilizadas, destaca-se os

sistemas anaeróbios via reatores de manta de lodo e fluxo ascendente, tipo UASB (LEW et al., 2011). Esses sistemas agregam vantagens ao tratamento biológico em relação aos processos aeróbios convencionais, devido à sua baixa produção de lodo, baixo consumo de energia, baixo custo de implantação e operação, além de gerar subprodutos de potencial econômico, como a produção de biogás com elevado conteúdo de metano (SOUZA, 2010; FARIA, 2012; ELLER, 2013). Contudo, o grande mérito do reator UASB está na obtenção de elevados tempos de retenção de sólidos (TRS) com baixos tempos de detenção hidráulica (TDH).

A conversão da matéria orgânica no UASB ocorre em todo o compartimento do reator e a mistura do sistema é proporcionada pelo escoamento ascendente do afluente e das bolhas de gás. O processo é decorrente da conversão dos sólidos orgânicos mais complexos em biomassa (lodo biológico) e a produtos gasosos misturados (biogás) (LOBATO, 2011). O seu funcionamento caracteriza-se por uma distribuição do lodo biológico, variando de muito denso, ao fundo do reator (leito de lodo), até uma zona de crescimento bacteriano mais disperso (manta de lodo). O separador trifásico localizado na parte superior, divide o reator em duas zonas de separação, uma sólido/líquido (zona de decantação) e outra líquido/gás (interior do separador), permitindo o retorno do lodo mais pesado à câmara de decantação, ao invés de deixar o sistema. O efluente final sai a partir da zona de decantação e o gás gerado sai através da interface líquida/gasosa no interior do separador (ARAÚJO, 2014).

O biogás é uma mistura gasosa gerada a partir da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos, constituído principalmente por metano e dióxido de carbono. O teor de metano varia de 40 a 75% dependendo da fonte geradora, já o dióxido de carbono (CO₂) entre 25 a 40%. Sua composição varia principalmente de acordo com o tipo de efluente e a concentração da matéria orgânica a ser digerida, além das condições físico-químicas dentro do digester como temperatura, pH e alcalinidade (ELLER, 2013).

Apesar das suas grandes vantagens, os processos anaeróbios dificilmente produzem efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental (COSTA, 2009). O efluente de reatores anaeróbios, ainda apresenta grande quantidade de nitrogênio e fósforo (Tabela 1), os quais são os principais responsáveis pela eutrofização dos corpos d'água que recebem esses efluentes (FAKIR et al., 2011). Por esse motivo demandam um pós-tratamento, uma vez que,

além da remoção da matéria orgânica excedente, esse também possibilita a remoção de nutrientes (nitrogênio e fosforo) e patógenos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos) (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 1 – Composição do efluente do tratamento por reatores anaeróbios

Parâmetro	Unidade	Esgoto Doméstico	
		Bruto	Efluente UASB
Demanda Química de Oxigênio - DQO	mg/L	450 - 800	180 - 270
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅	mg/L	250 - 400	60 - 100
Sólidos Suspensos Totais - SST	mg/L	200 - 450	60 - 120
Nitrogênio Total de Kjendhal - NTK	mgN/L	35 - 60	30 - 45
Fósforo Total	mgP/L	4 - 15	6 - 10
Coliformes totais	CF/100mL	10 ⁶ - 10 ⁹	10 ⁶ - 10 ⁸
Ovos de helmintos	Nº/L	10-200	5-50
pH	-	7,0 - 8,0	6,8 - 7,2
Sólidos sedimentáveis	mL/L	10 - 20	1 - 2

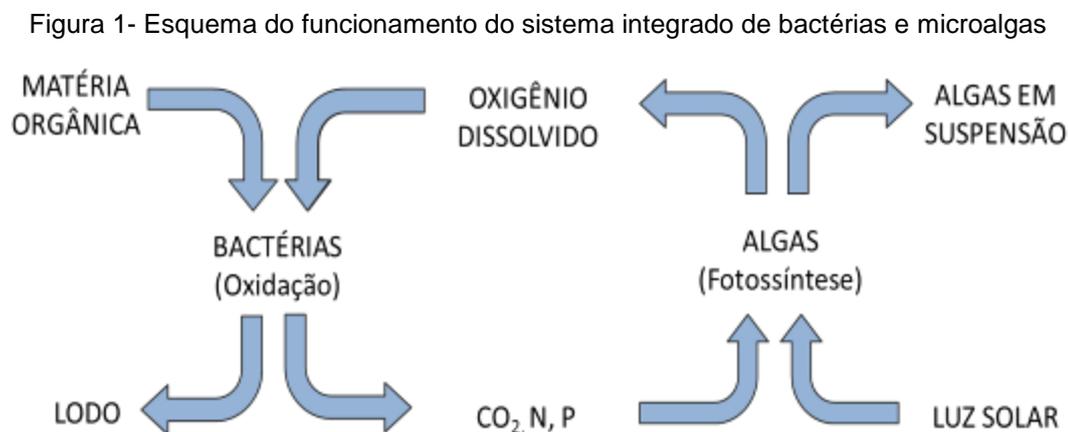
Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

O pós-tratamento de efluentes anaeróbios pode ser alcançado por lagoas de estabilização, que constituem uma das alternativas mais usuais, com satisfatório custo-benefício, quando comparadas a outras tecnologias, como lodo ativado, sendo de maneira geral, bastante indicada para as condições brasileiras (PIMPÃO, 2011). Estes sistemas permitem diferentes níveis de simplicidade operacional e diversas variantes, como requisitos de área, por exemplo (JORDÃO; PESSOA, 2005). Existe um renovado interesse no uso desse tipo de sistema integrado, devido ao aumento dos requisitos legislativos para reduzir cargas de nutrientes de efluentes de esgoto (SUTHERLAND et al., 2015a).

3.2 LAGOAS DE ALTA TAXA

A lagoa de alta taxa é uma adaptação das lagoas de estabilização que incorpora um sistema de mistura simples, podendo substituir lagoas facultativas seguidas de lagoas maturação com maior eficiência e área reduzida (NASCIMENTO, 2001). Essa alternativa foi desenvolvida no final da década de 1950 para o tratamento eficiente de águas residuárias e recuperação de nutrientes sob forma de biomassa algácea. Sua performance é baseada na interação ecológica entre microalgas e bactérias associadas às condições físicas e químicas do ambiente (Figura 1). Além da incorporação dos nutrientes, as microalgas fixam o CO₂ e liberam o O₂, o qual é

utilizado por bactérias aeróbias na degradação da matéria orgânica (ARITA *et al.*, 2015).



Fonte: Autoria própria.

Mais usualmente utilizadas em climas tropicais, por apresentar condições favoráveis de temperatura e radiação solar, a lagoa de alta taxa apresenta extraordinária aplicabilidade devido à uma alta eficiência do sistema, conjugada à uma substancial redução nos custos, comparada às demais técnicas de tratamento de esgoto (PARK; CRAGGS; SHILTON; 2011). O principal objetivo do tratamento de esgoto com lagoas de alta taxa, além da remoção complementar da carga orgânica, uma vez que atividades naturais de algas e bactérias ocorrem associadas às condições físicas e químicas do ambiente, é a remoção de nutrientes e patógenos (PASSOS, 2012).

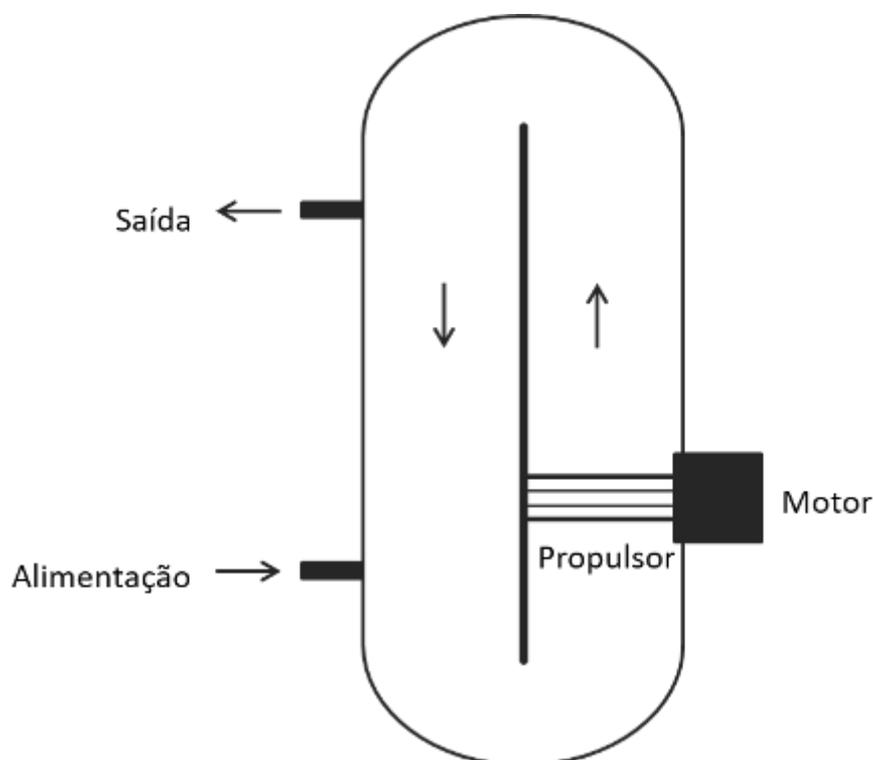
As lagoas de alta taxa recebem um efluente pré-tratado proveniente do reator UASB, no qual a matéria orgânica e os sólidos em suspensão foram reduzidos significativamente e, portanto, a DBO está em grande parte estabilizada. Além de remover grande parte do material coloidal do esgoto, produzindo um esgoto digerido com baixa turbidez (RAZZAK *et al.*, 2013).

As lagoas são construídas em formato oval, e a mistura é, geralmente fornecida por meio de impelidores para obter uma velocidade da água na faixa compreendida entre 0,15 – 0,30 m/s. A turbulência gerada fornece a mistura vertical (KETHEESAN; NIRMALAKHANDA, 2011; PARK, CRAGGS E SHILTON, 2011; CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012), a qual objetiva evitar a estratificação térmica e sedimentação das microalgas, assegurando frequente exposição das células à luz

solar e aumentando a difusão de nutrientes em torno da célula, favorecendo assim, o crescimento de microalgas (BARROSO JÚNIOR, 2015).

As lagoas de alta taxa (Figura 2) apresentam profundidades reduzidas (entre 0,2 – 0,8 m), que garantem a penetração da energia luminosa em toda a massa líquida (SUTHERLAND et al. 2015b). Além disso, esse padrão de altura promove melhor distribuição de nutrientes, e ainda certa remoção do oxigênio produzido, melhorando a transferência ar líquido para não desfavorecer a fotossíntese (KETHEESAN; NIRMALAKHANDA, 2011 apud SANTIAGO, 2013).

Figura 2 - Esquema de uma lagoa de alta taxa



Fonte: Adaptado de Sualy; Sarbatly (2012).

Essas adaptações presentes na lagoa de alta taxa reduzem a demanda de área (FALLOWFIELD et al. 1996), quando comparadas com o sistema de lagoa convencional. Porém, em comparação com o sistema biológico de lodo ativado, as LATs requerem áreas, aproximadamente 50 vezes maior. No entanto, os custos de construção não passam da metade, e os gastos operacionais são inferiores a um quinto do que é necessário para o sistema de lodo ativado (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011). Além disso, as LATs, também, tendem a apresentar variabilidade nos resultados, o que de certa forma, é típico de sistemas abertos sujeitos às variações do clima local (COUTO, 2016).

Apesar das LATs representarem uma tecnologia até certo ponto consolidada, existem formas de aperfeiçoar seu funcionamento, maximizando a produção de biomassa e a remoção de nutrientes. As limitações das LATs podem ser mitigadas por meio de modificações geométricas e operacionais, que podem se adequar de forma distinta a diferentes situações (COUTO, 2016). O desempenho das lagoas de alta taxa pode estar relacionado a diversos fatores, desde condições climáticas (MONTEMEZZANI et al. 2015), tais como luminosidade e temperatura, até configurações geométricas e operacionais do sistema. Dentre os principais fatores que afetam as lagoas, o tempo de detenção hidráulica e a profundidade útil são parâmetros mais susceptíveis de controle (NASCIMENTO, 2001).

A profundidade da LAT, associada à concentração de biomassa, determina a disponibilidade de luz no interior da lagoa, a qual deve ser suficiente para suportar a fotossíntese. Embora a profundidade seja considerada como um fator importante no desempenho das LATs, o valor adequado de profundidade ainda não foi definido. Diferentes estudos (Tabela 2) demonstram que a faixa de profundidade das LATs pode variar de 10 a 100 cm, enquanto outras recomendam manter a menor profundidade possível para fornecer maior quantidade de luz para as microalgas, com maior penetração de radiação solar ao longo de toda a coluna d'água (GROBBELAAR, 2013).

A profundidade influencia também a demanda de área (GROBBELAAR, 2013), que é limitada em muitas cidades. Nesse sentido, lagoas demasiadamente rasas podem não ser viáveis do ponto de vista econômico e social. Então, torna-se necessário entender a influência do aumento da profundidade da LAT no desempenho da mesma com relação à eficiência na remoção de nutrientes e otimização da produtividade algácea (COUTO, 2016).

Tabela 2 - Dados de dimensionamento de lagoas de alta taxa

Referência	Altura útil (m)	TDH (dias)
Posadas et al., (2015)	0,1	7; 8; 9
Park e Craggs (2010)	0,3	4; 8
Nascimento (2001)	0,3; 0,45; 0,6	3; 6
Santiago (2013)	0,3	4
Sutherland et al., (2015c)	0,3	4
Barroso Júnior (2015)	0,3	3; 6
Arbib et al., (2013)	0,45	8

Fonte: Autoria própria.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) afeta a concentração de biomassa na lagoa. Valores de TDH elevados podem proporcionar um acúmulo de biomassa, que pode impactar negativamente na absorção de luz, reduzindo a taxa de fotossíntese, impactando negativamente na taxa de produção de biomassa. Nas LATs, os valores de TDH variam, em geral, entre 3 e 9 dias, dependendo da estação do ano e da latitude local. Ao alterar o valor de TDH, a carga de nutrientes na lagoa também é afetada, bem como a qualidade do efluente, influenciando o nitrogênio total removido pelas microalgas (SUTHERLAND et al., 2015a).

Park e Craggs (2010) demonstraram que tanto o aumento da produção de biomassa, quanto a melhoria da qualidade do efluente, podem ser alcançados com redução do TDH, via diluição utilizando o retorno de efluente após a separação das microalgas, porém em situações de maiores luminosidades como no verão. Portanto, os efeitos do TDH e das cargas de nutrientes nas LATs, sobre as taxas de crescimento de microalgas, ainda necessitam serem melhor avaliados.

3.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NUTRIENTES E PATÓGENOS

O mecanismo de remoção dos poluentes presentes nos esgotos: matéria orgânica, nutrientes e patógenos, nas LATs, em geral, é similar ao que ocorre nas lagoas de estabilização. A singularidade dos mecanismos que ocorrem nas LATs está na alta taxa de produção de O₂, otimizada com a baixa profundidade (SANTIAGO, 2013). A maior disponibilidade de O₂ possibilita a eficiência da remoção de matéria orgânica solúvel e particulada, via oxidação por bactérias heterotróficas. Outra via de remoção de matéria orgânica, no caso da matéria particulada, é que a mesma pode se agregar ao floco de alga/bactéria e posteriormente sedimentar em um decantador (SANTIAGO, 2013).

A eficiente remoção de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, nas LATs é dependente de diversos fatores, com destaque para o tempo de detenção hidráulica (TDH), fator relevante, tanto para a eficiência de remoção de nitrogênio como também para a distribuição das formas de nitrogênio no efluente (OLGUÍN, 2012), devido aos processos de assimilação e incorporação de biomassa.

Para a incorporação na biomassa algácea, são necessárias altas quantidades de nitrogênio e fósforo, utilizados na produção do seu material celular: proteínas, ácidos nucleicos, ATP, fosfolipídios, entre outros (MARCHELLO, 2013). Adicionalmente, altos níveis de pH, em geral acima de 8, nas LATs intensificam as atividades fotossintéticas e auxiliam na remoção do nitrogênio e fósforo, por processo físico-químico de volatilização da amônia e precipitação química de fosfatos (SANTIAGO, 2013). Porém a remoção de nutrientes através de processos físico-químicos, reduz o potencial de recuperação de nutrientes através da assimilação de microalgas (SUTHERLAND et al., 2015a).

No meio líquido, a amônia apresenta-se segundo a seguinte reação de equilíbrio (1):



Com a elevação do valor do pH, o equilíbrio da reação é deslocado para a esquerda, favorecendo a formação de amônia (NH_3), a partir do íon amônio (NH_4^+). Como a amônia é gasosa e pouco solúvel, ocorre a volatilização e o desprendimento da fração líquida. Em condições ácidas, ao contrário, ocorre a fixação de amônia na forma do íon amônio, que é solúvel, o qual será assimilado pelas algas (VON SPERLING, 2005).

Em relação ao fósforo, o mecanismos físico-químicos de remoção via LATs, ocorre por precipitação na forma de hidroxiapatita - $Ca_5(PO_4)_3(OH)$ e/ou estruvita $NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$. Na formação da estruvita, a presença de CO_2 no meio líquido leva à formação de íons bicarbonatos (HCO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}), com liberação de íons H^+ , os quais são incorporados pela amônia, produzindo íons amônios que complexam com os ortofosfatos na presença de íons magnésio. Já a formação da hidroxiapatita, ocorre na presença de íons cálcio, que em condições básicas se complexam com a hidroxila e os grupos fosfatos (VON SPERLING, 2005; TORRES, 2014).

Outra importante função das LATs é a remoção de microrganismos patogênicos, observada por meio da redução de microrganismos indicadores. O decaimento de Coliformes termotolerantes depende diretamente do tempo de detenção hidráulica das lagoas (CAVALCANTI et al, 2001). Altas taxas de mortalidade de organismos patógenos é alcançada com lagoas de profundidade menores, como as LATs. A influência da menor profundidade resulta na atividade fotossintética elevada

proporcionando altas concentrações de oxigênio dissolvido e elevação de pH por toda linha d'água, bem como de maior incidência de radiação ultravioleta, a qual é bactericida (MASCARENHAS; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2004). As radiações UVB (280-320 nm) e UVA (320-400nm), agem diretamente nos microrganismos provocando danos no DNA ou RNA do seu genoma (SANTIAGO, 2013).

Em relação à produção de água de reúso, a utilização de efluente de LATs pode ser bastante variada. Devido à baixa concentração de coliformes termotolerantes, pode ser usado para irrigação de culturas ou mesmo em áreas de recreação sem risco para a saúde (NASCIMENTO, 2001)

3.4 PRODUÇÃO DE MICROALGAS

3.4.1 Microalgas e suas aplicações

As microalgas são microrganismos dotados de clorofila-a, em sua maioria unicelulares, fotossintéticos e eucariontes. (TORRES, 2014). Predominantemente aquáticas e geralmente microscópicas, com dimensões que variam entre 5 e 50 μm , as microalgas fazem parte de um grupo de enorme variedade de espécies. Estima-se que existem aproximadamente 30.000 espécies descritas que podem crescer em uma ampla variedade de ambientes e condições adversas incluindo águas salinas, salobras e águas residuárias (MATA et al., 2010; CARDOSO; VIEIRA; MARQUES, 2011; RIBEIRO et al., 2015).

As microalgas possuem exigências nutricionais simples para seu crescimento, elas produzem quantidades significativas de lipídios, proteínas e carboidratos, além de outros compostos de valor agregado, tais como pigmentos, minerais e vitaminas (CARDOSO; VIEIRA; MARQUES, 2011; LEE et al., 2015; SWARNALATHA et al., 2015; THIANATHIT et al., 2015). Essa composição é peculiar em cada espécie (Tabela 3), bem como, do meio de cultura empregado e dos fatores ambientais relacionados à região do cultivo (YEN et al., 2013). Illman et al. (2000) em seu estudo sobre o aumento dos valores caloríficos das cepas de *Chlorella sp* em meio de baixo teor de nitrogênio, identificaram teores médios de 29% de proteína, 51% de carboidratos e 18% de lipídeos para a espécie *Chlorella vulgaris*.

Tabela 3 - Composição das microalgas de acordo com a espécie

ALGA	PROTEÍNAS (%)	CARBOIDRATOS (%)	LÍPIDEOS (%)
Diatomáceas	30	8	14
Clorófitas	24	15	15
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	62	23	3
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	17	21
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	57	26	2
<i>Chlorella vulgaris</i>	51-58	12-17	14-22
<i>Chlorella vulgaris</i>	29	51	18
<i>Dunaliella salina</i>	57	32	6
<i>Euglena gracilis</i>	39-61	14-18	14-20
<i>Porphyridium cruentum</i>	28-39	40-57	9-14
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50-56	10-17	12-14
<i>Spirogyra sp.</i>	6-20	33-64	11-21
<i>Arthrospira máxima</i>	60-71	13-16	6-7
<i>Spirulina platensis</i>	46-63	8-14	4-9
<i>Anabaena cylindrica</i>	43-56	25-30	4-7
<i>Synechococcus sp.</i>	63	15	11

Fonte: Adaptado de Becker (2007).

As microalgas têm sido incluídas como um dos recursos mais promissores para produção de bioenergia e biocombustíveis (WANG; LAN, 2011; LARKUM et al., 2012; SLADE, 2013; CHEN et al., 2015). Dentre as vantagens quando comparadas aos vegetais superiores, incluem: seu potencial lipídico, cerca de 50 a 60% de seu peso seco, considerado maior que em outras culturas energéticas (UGGETTI et al., 2014); elevada eficiência fotossintética, entre 5 a 10 vezes maior que plantas terrestres (PECCIA et al., 2013); alta taxa de crescimento, podendo duplicar sua biomassa a cada 24 horas (LEE et al., 2015; THIANATHIT et al., 2015); maior produtividade de biomassa por área; possibilidade de cultivo em áreas impróprias para outras culturas, não competindo, portanto, por terras aráveis; (CHISTI, 2008) e a distinta biorremediação ambiental, tais como fixação de CO₂ da atmosfera e outros gases de combustão, depuração da água e tratamento de esgoto (THIANATHIT et al., 2015).

A produção de biocombustíveis a partir das microalgas, pode ocorrer por meio de diferentes formas de conversão a partir de métodos físicos e/ou químicos como a extração de lipídeos para a produção do biodiesel (PARK; CRAGGS, 2011a; FRIGON et al., 2013), processos termoquímicos que incluem técnicas como combustão direta, pirólise, liquefação hidrotérmica e gaseificação, além de conversão bioquímica (PRAGYA et al., 2013) como a produção de biogás através da digestão anaeróbia da biomassa (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014), e a fermentação de carboidratos para o bioetanol (PRAGYA et al., 2013).

O processo de extração de lipídeos para a produção de biodiesel gera resíduos, ricos em carboidratos e proteínas que podem, ainda, ser aproveitados e convertidos em outros biocombustíveis, como o bioetanol, por exemplo. A utilização desses resíduos, portanto, é fundamental para manter ambos os aspectos energéticos e econômicos em equilíbrio (ZHU et al., 2014).

A biomassa algácea pode ainda ser processada para diversas outras aplicações, tais como na alimentação da pecuária, na aquicultura, na produção de biofertilizantes, produtos fármacos, cosméticos, atuando como indicadores ambientais, ou simplesmente na queima para a cogeração de energia, dentre outros (WANG; LAN, 2011; JARENKOW, 2014; UGGETTI et al., 2014; GONZÁLEZ et al., 2015)

3.4.2 Cultivo de microalgas em efluentes

Como já mencionado, as microalgas podem se desenvolver em diversos ambientes aquáticos, tais como, água doce, salobras e marinhas, e até mesmo em efluentes industriais, agrícolas e domésticos, desde que existam quantidades adequadas de carbono (orgânico ou inorgânico), N (ureia, amônia ou nitrato), e P (fósforo), bem como outros elementos traços para o seu desenvolvimento (MOBIM; ALAM, 2014).

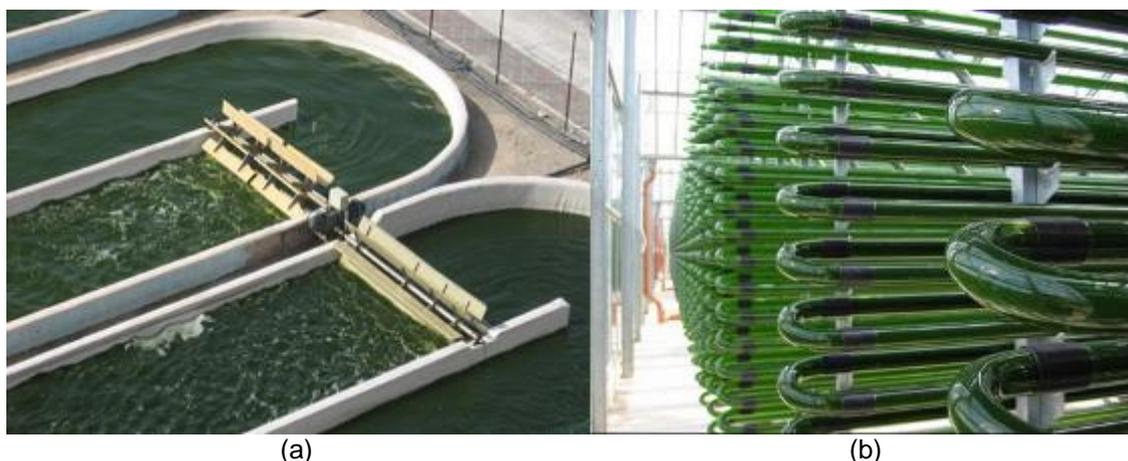
Pesquisas recentes demonstram o grande potencial de produção de biomassa de algas para biocombustível e outras aplicações com uso de águas residuárias (MOBIM; ALAM, 2014), as quais apresentam concentrações ideais de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, necessários para a síntese do material celular, necessários para multiplicação e desenvolvimento das microalgas (PECCIA et al., 2013; SANTIAGO, 2013). Esta característica, torna a utilização de águas residuárias como meio de cultivo para microalgas, em uma alternativa sustentável, principalmente, quando se objetiva o tratamento terciário de efluentes (JARENKOW, 2014 e WANG; LAN, 2011). A sua sustentabilidade em relação as tecnologias convencionais de pós tratamento de efluentes anaeróbios é reforçada pelo seu potencial de oxigenação e eficiente remoção de nutrientes (SANTIAGO, 2013).

Os principais estudos a respeito da produção de microalgas em esgotos sanitários focam tanto na remoção da matéria orgânica remanescente quanto na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), e outros poluentes, assim como no controle das variáveis que otimizem a produção da biomassa de microalgas. No aspecto

econômico, o uso de águas residuárias reduz os custos com insumos e gera receitas com subprodutos. Já no aspecto ambiental, oferece uma alternativa para o tratamento refinado do efluente no final do processo (KUNJAPUR; ELDRIDGE, 2010). Beal et al., (2012) afirma que a associação entre o tratamento de esgoto sanitário e a produção de microalgas pode ser vantajosa pela possibilidade de recuperar os nutrientes presentes em efluentes provenientes de tal tratamento, e assim reduzir os custos e ainda evitar a eutrofização.

No que diz respeito à configuração dos sistemas utilizados no cultivo de microalgas, estes podem ser do tipo aberto, fechado (LOURENÇO, 2006; CHISTI, 2008; MOBIM; ALAM, 2014), ou híbrido, junção de sistemas abertos e fechados (ASSIS, 2016). Independente da configuração, os sistemas necessitam da exposição solar, portanto, denominados de Fotobiorreatores (FBR). Os FBR fechados são desenvolvidos em uma série de recipientes translúcidos, responsável por coletar a luz solar, podendo ser de formato tubular ou em placa (LUNDQUIST, 2010; VIEIRA, 2013). Os sistemas abertos para o cultivo de microalgas podem variar desde lagoas simples, lagoas circulares e os sistemas de lagoas de alta taxa conhecidos como “*High Rate Pond*” (AZEREDO, 2012).

Figura 3 - Sistemas de cultivo: a) Sistemas abertos, b) Sistemas fechados



Fonte: Kanemoto (2012).

Apesar de permitirem o controle dos parâmetros no cultivo e maior produtividade de biomassa, os sistemas fechados são mais onerosos, tanto no aspecto construtivo, quanto operacional, quando comparados à utilização de sistemas abertos para o cultivo de microalgas (NAUMANN et al., 2013). O cultivo por meio de sistemas abertos, tem sido, portanto, utilizado em larga escala devido à sua construção

simples e operação relativamente fácil e mais barata (MENDOZA et al., 2013 e HADIYANTO et al., 2013). Os requisitos essenciais de cultivo utilizando águas residuárias, são pequenos, a maioria das espécies de microalgas, só precisam de água, CO₂ e alguns nutrientes essenciais (ex: nitratos e fosfatos), sem a necessidade de adição, de insumos, como por exemplo, fertilizantes (RIBEIRO et al., 2015). Porém, o cultivo de microalgas em sistemas abertos apresenta algumas desvantagens, tais como: maior suscetibilidade a contaminação por outros organismos que podem reduzir severamente o rendimento, maiores perdas por evaporação, o que pode levar um efeito de concentração e a interferência de condições ambientais como ventos fortes e chuvas, que pode, por exemplo, ocasionar um efeito de diluição (FRANCO; LÔBO; CRUZ, 2013).

Nesses sistemas, as microalgas podem desenvolver formas de metabolismo: autotrófica, heterotrófica e mixotrófica (AZEREDO, 2012). O metabolismo autotrófico, mais especificamente, fotoautotrófica, se desenvolve quando se utiliza a luz solar como fonte de energia e carbono inorgânico (CO₂ atmosférico, carbonatos e bicarbonatos) como fonte de carbono (FRANCO; LÔBO; CRUZ, 2013). Na ausência de luz solar, as microalgas realizam metabolismo heterotrófico, assimilando carbono orgânico (matéria orgânica) para a produção de energia e biomassa. Em outros casos, a cultura mixotrófica se desenvolve, a qual pratica os dois metabolismos (DAS et al., 2011).

LATs possuem culturas de microalgas tipicamente mixotróficas, e são assim chamadas por receberem elevada carga de matéria orgânica por unidade de área superficial. Dentre as várias espécies de microalgas presentes em lagoas de alta taxa, a *Spirulina* spp., *Chlorella* sp, são as espécies que apresentam maior resistência em águas residuárias e a condições severas de cultivo em sistemas abertos e com alta eficiência de remoção de nutrientes (ARITA et al., 2015; JEBALI et al., 2015).

Em termos de tratamento de águas residuárias em LATs, e produção de biocombustíveis, a partir de biomassa microalgácea, é fundamental a otimização da produtividade de microalgas. Taxas de crescimento ótimas proporcionam uma remoção eficiente de nutrientes, por assimilação, e conseqüente, rendimento na produção de biomassa. É, portanto, essencial compreender os fatores que potencialmente influenciam o crescimento de microalgas em LATs, a fim de otimizar, sobretudo, a produção de biomassa (SUTHERLAND et al., 2014a).

Diversos fatores afetam a produção de microalgas em LATs, tais como radiação solar, temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes e de carbono. As configurações geométricas e operacionais de uma LAT (mistura, profundidade e TDH), também são fatores importantes na produção de biomassa algácea e podem afetar uma parte desses fatores e como eles interagem com as células algáceas (MATA et al., 2010; SUTHERLAND et al., 2014b).

- Radiação Solar:

A radiação solar é essencial para a produtividade de microalgas em águas residuárias. A taxa de atividade metabólica das microalgas aumenta de acordo com a intensidade de luz solar disponível até que chegue ao máximo de $400 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Os fótons presentes na radiação solar proporcionam energia necessária para as reações fotossintéticas para converter nutrientes inorgânicos dissolvidos em biomassa. A efetiva absorção e utilização da luz é, portanto, fundamental para altos rendimentos de biomassa de microalgas e um eficiente tratamento de esgoto (SUTHERLAND et al., 2015a).

O aumento da concentração de biomassa algácea, cultivadas em LATs, pode ser um fator limitante. A alta concentração de biomassa pode acarretar em um efeito de sombreamento, o que impede que as microalgas que não flutuam na superfície obtenham luz suficiente para o processo fotossintético. Nesse caso, a turbulência é importante para que todas as células tenham a chance de absorver a luz fornecida por pelo menos um curto período, tornando possível uma alta produtividade. Além da turbulência, limitar a profundidade da lagoa é outra maneira de assegurar que a luz possa penetrar por toda a coluna de água (SUTHERLAND et al., 2015a; YAKOUB, 2011).

- Temperatura e pH

A temperatura é um fator que tem influência fundamental na taxa de fotossíntese das microalgas, a qual varia em escalas diurnas e sazonais. Para o crescimento de microalgas a temperatura ótima, que pode variar em diferentes espécies, permanece normalmente entre 15°C e 26° , sendo que temperaturas fora deste intervalo tendem afetar negativamente o rendimento de biomassa. Temperaturas mais altas podem acelerar as taxas metabólicas de microalgas, enquanto que baixas temperaturas levam à inibição do crescimento de microalgas (KUMAR et al., 2010; SUTHERLAND et al., 2015a). A temperatura também afeta a solubilidade de gases na lagoa, como O_2 e CO_2 , bem como o pH da lagoa (SUTHERLAND et al., 2015a).

O pH do meio é um outro componente de extrema importância, pois afeta a disponibilidade de CO_2 e nutrientes (SUTHERLAND et al., 2015). Muitas espécies de água doce possuem o pH ideal em cerca de 8, um pH acima ou abaixo deste valor pode diminuir a produtividade de biomassa, contudo, algumas são capazes de crescer em condições ácidas, tais como *Amphora* sp. e *Ankistrodesmus* sp., respectivamente (PARK; CRAGGS; SHILTON; 2011).

Os valores de pH em LAT's variam ao longo do dia, e dependem da proporção de carbono inorgânico disponível no meio de cultura. Durante o dia com a atividade fotossintética elevada o pH aumenta, devido ao consumo acelerado de carbono inorgânico, podendo chegar, muitas vezes, superior a 10 (SUTHERLAND et al., 2015c). E, durante a noite, ocorre uma redução no pH, devido à produção de CO_2 pela respiração celular e o seu baixo consumo. O aumento de pH, apesar de benéfico na inativação de patógenos em tratamentos de águas residuais, pode inibir o crescimento das microalgas (KUMAR et al., 2010). Com isso, em alguns casos, o pH é controlado com a injeção de gás carbônico no meio (ZENG et al., 2015).

- Disponibilidade de carbono

O carbono é um elemento fundamental para o crescimento de microalgas, compreendendo aproximadamente 50% da composição de sua biomassa (RAZZAK et al., 2013). O carbono inorgânico dissolvido (CID), em meio aquoso, normalmente se encontra na forma de CO_2 , H_2CO_3 (ácido carbônico), HCO_3^- (bicarbonato) ou CO_3^{2-} (carbonato) quando o equilíbrio de ionização dinâmico é alcançado (ZHAO; SU, 2014), sendo o CO_2 , a principal fonte de carbono utilizada pelas microalgas (TORRES, 2014).

No tratamento de águas residuais em LAT'S, o CO_2 disponível é resultado da oxidação da matéria orgânica, por bactérias heterotróficas, que fornece cerca de 25 a 50% do carbono inorgânico dissolvido requerido pelas microalgas. No entanto, os esgotos domésticos, contém normalmente carbono insuficiente quando comparado à proporção requerida para o crescimento das microalgas (PARK e CRAGGS, 2010; SUTHERLAND et al; 2015a). Considera-se, ainda, que nem toda matéria orgânica é transformada em CO_2 disponível para algas, o que torna essa relação ainda mais baixa e, muitas vezes limita o crescimento de microalgas (POSADAS ET AL., 2015). Além disso, as trocas gasosas com a atmosfera, ou seja, o sequestro de dióxido de carbono (CO_2), não são suficientes para o crescimento máximo de um cultivo de microalgas (SINGH et al., 2016). Assim, o suprimento de carbono inorgânico, como

a inserção de CO₂, no meio de cultivo, pode ser um fator chave no aumento da produtividade (SUALI & SARBATLY *et al.*, 2012; MUYLAERT *et al.*, 2015), e, conseqüentemente, a recuperação de nutrientes (POSADAS *et al.*, 2015). O controle dessa inserção de CO₂ pode ser controlado de acordo com os valores medidos de pH (RAZZAK *et al.*, 2013).

- Nutrientes: nitrogênio, fósforo.

A necessidade de o meio de cultivo fornecer nutrientes é essencial para o crescimento das algas. As algas são autotróficas capazes de sintetizar seu próprio alimento a partir de substâncias inorgânicas, utilizando energia solar por processo de fotossíntese. Assumindo que a biomassa de algas tem a composição típica C₁₀₆H₁₈₁O₄₅N₁₆P, para o crescimento ótimo de microalgas, o meio deve fornecer essa proporção (YAKOUB, 2011). Porém, essa proporção de fósforo e nitrogênio, muitas vezes assumidas para coincidir com a razão ótima de 16:1 não é uma relação bioquímica universal, mas representa uma média de relações de N e P que pode variar de 4: 1 para quase 40: 1, dependendo da espécie, de fatores como as condições de cultivo e os nutrientes disponíveis. Por conseguinte, uma alta produção pode ser alcançada com a relação N:P relativamente baixos em LATs para tratamento de águas residuais (PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

Nitrogênio e fósforo são macro nutrientes limitantes para o crescimento das microalgas. O nitrogênio constitui em torno de 6 a 12%, em peso, do material celular das algas, enquanto o fósforo corresponde a 1% da massa das algas (VON SPERLING, 2005). Mesmo sendo o elemento que proporcionalmente é requerido em menor quantidade, o fósforo também tem um grande impacto no crescimento e metabolismo das algas e sua presença se faz importante, pois ele entra na formação do ATP, que é uma molécula da fase intermediária do processo de obtenção de energia para síntese de novas células e até mesmo para manutenção de sua vida (CAI; PARK; LI, 2013).

Em LATs, o nitrogênio é fornecido como nitrato (NO₃⁻) e na forma amoniacal (NH₄⁺), preferida como fonte de N para as algas. Enquanto que fósforo presente nos esgotos sanitários é composto de fósforo orgânico e em grande maioria de fosfato e a parcela dissolvida de P (ortofosfatos) é a preferencial para o suprimento da biomassa algácea (YAKOUB *et al.*, 2011; PARK; CRAGGS; SHILTON, 2011).

4 METODOLOGIA

4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA

A presente pesquisa faz parte de um projeto de desenvolvimento e inovação financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, envolvendo uma parceria entre a Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), a empresa Fluir Engenharia Ambiental e a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

O estudo foi realizado na CESAN, localizada no bairro Araçás, no município de Vila Velha, Estado do Espírito Santo ($20^{\circ}19'47''\text{S}$, $40^{\circ}17'33''\text{W}$). O município de Vila Velha possui altitude média de 4 metros em relação ao nível do mar e é caracterizado por uma precipitação média anual de aproximadamente 1.117 mm e, temperatura média anual de $24,7^{\circ}\text{C}$. A umidade relativa do ar é, em média, de 68% e o clima local é classificado como tropical.

A base experimental em escala piloto do projeto intitulado “Soluções tecnológicas integradas para potencializar a geração de biocombustíveis em estações de tratamento de esgotos que utilizam processos a base de microalgas”, foi montada na já citada área da CESAN (Figuras 4 e 5).

Figura 4 - Foto aérea da Estação piloto de Tratamento de Esgoto localizada em Vila Velha-ES



Fonte: Google (2017).

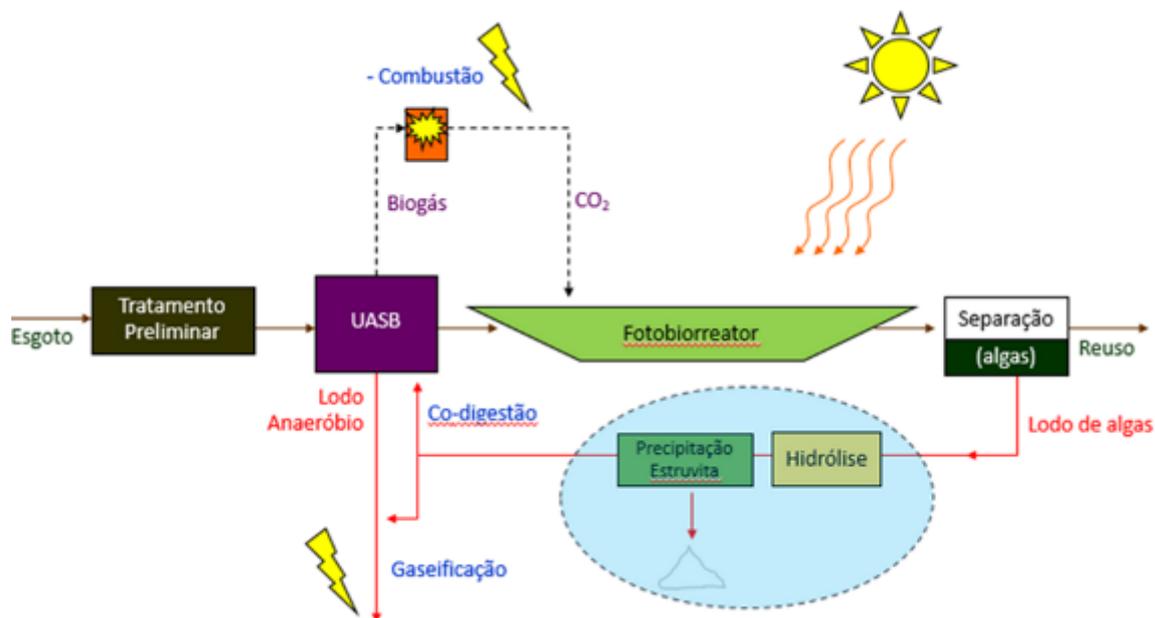
Figura 5 - Piloto da Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário



Fonte: Autoria própria.

O sistema proposto para este estudo foi composto por uma etapa preliminar (gradeamento) com o objetivo de remover sólidos grosseiros, seguido por um tratamento secundário constituído por reatores anaeróbios do tipo UASB para tratamento biológico e redução da carga orgânica. O pós-tratamento do efluente ocorre em duas Lagoas de Alta Taxa, objetivando, principalmente, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). O esquema do projeto pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 - Esquema do sistema de tratamento de esgoto a base de microalgas



Fonte: Gonçalves (2005).

4.2 MONITORAMENTO DAS LAGOAS DE ALTA TAXA

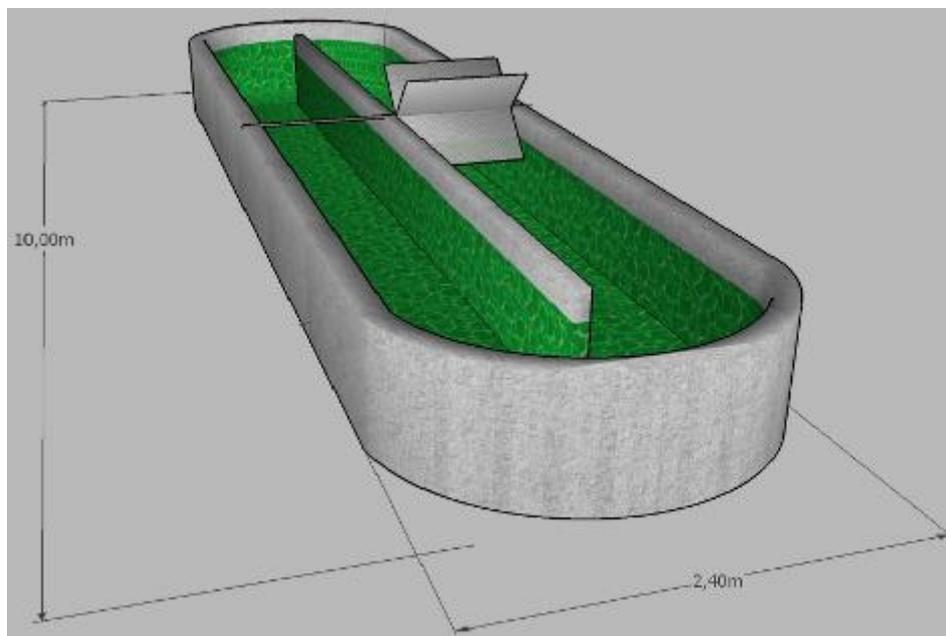
O sistema piloto foi composto por duas lagoas de alta taxa: LAT1 e LAT2. As lagoas foram construídas em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), com volume útil total 13,7 m³, cada uma e dotadas de dois canais com comprimento de 10,0 m, largura de 2,4 m e área de 22,8 m² (Figuras 7 e 8).

Figura 7 - Lagoas de alta taxa em sistema piloto



Fonte: Autoria própria.

Figura 8 - Desenho esquemático da lagoa de alta taxa do sistema piloto

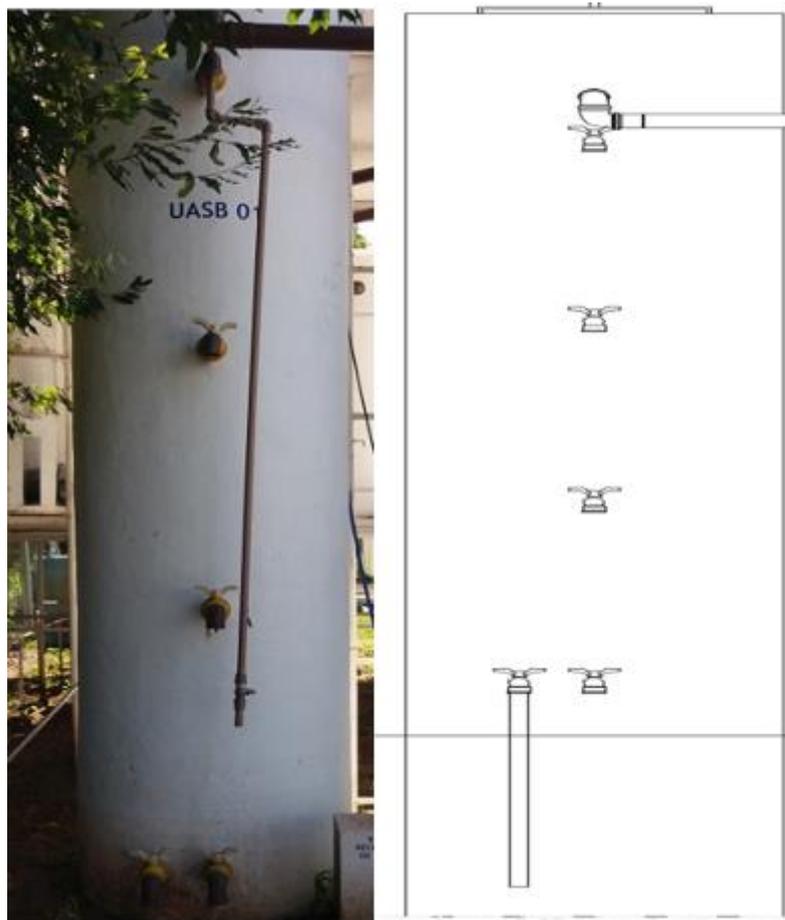


Fonte: Autoria própria.

O desempenho das lagoas piloto foi monitorado em termos de remoção da matéria orgânica, remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos, juntamente com a produtividade de microalgas. Foram avaliadas as características geométricas, bem como, as condições operacionais da lagoa de alta taxa, no tratamento em termos de tempo de detenção hidráulica e profundidade útil.

As lagoas de alta taxa foram alimentadas com efluente anaeróbico proveniente do tratamento de esgoto em reatores do tipo UASB. Os reatores do tipo UASB, foram construídos em plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV), com diâmetro de 1,0 m, altura útil de 4,8 m, volume útil total de 3,8 m³ e alimentados com vazão média de referência a ser tratada de 0,14 L/s (Figura 9).

Figura 9 - Reator UASB em escala piloto



Fonte: Adaptado de Gonçalves (2015).

A produção da biomassa de microalgas foi quantificada nas lagoas de alta taxa através de medidas de clorofila-a e teor de sólidos suspensos. As condições de pH, oxigênio dissolvido e temperatura também foram acompanhadas como parâmetros condicionantes do crescimento das microalgas. A leitura de clorofila-a foi determinada pelo método APHA, 2012, e os cálculos foram determinados usando a equação de Lorenze (2):

$$[Cl - a] = \frac{A \times K \times [(ABS664b - ABS750b) - (ABS664a - ABS750a)] \times V_1}{V_2 \times L} \quad (2)$$

Onde:

ABS664b = absorvância do extrato sem acidificação no $\lambda = 664$ nm

ABS665b = absorvância do extrato sem acidificação no $\lambda = 665$ nm

ABS750b = absorvância do extrato sem acidificação no $\lambda = 750$ nm

ABS664a = absorvância do extrato com acidificação no $\lambda = 664$ nm

ABS665a = absorvância do extrato com acidificação no $\lambda = 665$ nm

ABS750a = absorvância do extrato com acidificação no $\lambda = 750$ nm

A = fator para equiparar a redução da absorvância na concentração inicial de clorofila-a (2,43)

K = coeficiente de absorção para clorofila-a em $\lambda = 664$ nm (11,0)

V1 = volume de acetona 90% utilizado na extração (5 mL)

V2 = volume de amostra utilizada para saturar o filtro

L = comprimento do passo óptico (1,0 cm)

A qualidade do efluente foi avaliada seguindo metodologias adequadas para análise por meio de amostragem simples durante o período de janeiro a julho do ano de 2017, geralmente entre as 10 e 12 horas, duas vezes por semana.

A caracterização físico-química foi realizada para 5 diferentes pontos de coleta: efluente bruto, efluente anaeróbico (entrada das lagoas), e o efluente tratado (saída das lagoas) antes e após o processo de separação sólido-líquido. (Tabela 4).

Tabela 4 - Pontos de coleta das amostras

PONTO DE COLETA	LOCAL
1	Efluente bruto de esgoto sanitário
2	Efluente tratado do reator UASB
3	Efluente tratado LAT1
4	Efluente tratado LAT2
5	Efluente após separação das microalgas

Fonte: Elaborado pelo autor.

As metodologias para a realização das análises laboratoriais obedeceram aos procedimentos recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 22ª Edição (APHA, 2012) (Tabela 5). As análises foram realizadas nas dependências do Laboratório montado na CESAN em Araçás, sendo que os parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido e pH foram medidos *in situ*.

Tabela 5: Metodologias de análise

PARÂMETRO	UNIDADE	PRINCÍPIO DO MÉTODO	REFERÊNCIA
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	Gravimetria	APHA, 2012
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	Gravimetria	APHA, 2012
Demanda Química de Oxigênio	mg/L de O ₂	Colorimetria	APHA, 2012
Fósforo Total	mg/L de P	Colorimetria	APHA, 2012
Ortofosfato	mg/L de P	Colorimetria	APHA, 2012
Nitrogênio Total de Kjeldahl	mg/L de N	Titulometria	APHA, 2012
Nitrogênio Amoniacal	mg/L de N	Titulometria	APHA, 2012
Escherichia coli	NMP/100 ml	Quimiofluorescência	APHA, 2012
Determinação de pH	-	Força Eletromotriz	APHA, 2012
Temperatura	°C	Potenciométrico	APHA, 2012
Oxigênio dissolvido	mg/L	-	APHA, 2012

Fonte: Autoria própria.

4.3 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO (TDH) E PROFUNDIDADE ÚTIL

A avaliação das características geométricas, bem como das condições operacionais das lagoas de alta taxa, foi em termos do tempo de detenção hidráulica e profundidade útil. A parte experimental foi dividida em seis etapas, com duração média de 40 dias para cada etapa (Tabela 6).

Tabela 6 - Parâmetros operacionais definidos para cada etapa

ETAPAS	Período de operação da LAT (dias)	H _{útil} (m)	V _{útil} (m ³)	TDH (dias)	Vazão (m ³ /h)
1	40	0,30	6,8	3	0,09
2	40	0,45	10,2	3	0,14
3	40	0,60	13,7	3	0,19
4	40	0,30	6,8	6	0,05
5	40	0,45	10,2	6	0,07
6	40	0,60	13,7	6	0,09

Fonte: Autoria própria.

4.4 QUALIDADE FINAL DO EFLUENTE APÓS DE SEPARAÇÃO DAS MICROALGAS

Para a caracterização do efluente final quanto ao tratamento terciário do efluente de esgoto sanitário, foi realizada, em escala de bancada, uma etapa de separação sólido-líquido das microalgas, por meio de um processo de filtração. Para o processo

de filtração foi utilizado membrana filtrante de fibra de vidro de 1,6 μm . Após a separação sólido-líquido da biomassa algácea, o efluente filtrado foi caracterizado de acordo com as mesmas análises realizadas para o efluente antes do processo de separação (Tabela 5).

4.5 BALANÇO DE MASSA DOS NUTRIENTES

O balanço de massa dos nutrientes foi realizado a partir dos fluxos de entrada, saída, conversão e remoção de nitrogênio e fósforo nas lagoas de alta taxa. Com relação aos dados de entrada, foram quantificadas as concentrações de nitrogênio total e fósforo total no afluente das lagoas. Entretanto, para os dados de saída, foram utilizadas as concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidos, ou seja, a parcela de nutrientes contida no efluente após o processo de separação das microalgas.

A parcela referente ao Nitrogênio Orgânico (N-orgânico) foi obtida a partir da diferença entre o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e o Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+). Outro fator a ser levado em consideração no balanço de massa dos nutrientes é a incorporação do nitrogênio e do fósforo na biomassa algácea. A parcela incorporada de nitrogênio na biomassa algácea, foi determinada a partir da diferença entre o NTK total e o NTK dissolvido, bem como, a parcela de fósforo incorporada na biomassa que foi determinada pela diferença entre fósforo total e o dissolvido. Por fim, após quantificar os fluxos de entrada, saída, além da parcela que foi incorporada na biomassa, foi possível estimar os fluxos referentes a remoção de nitrogênio por meio da volatilização de NH_4^+ e da remoção de fósforo referente à precipitação do fosfato. O fluxograma representativo do balanço de massa dos nutrientes foi realizado no software STAN 2.5.

4.6 ANÁLISES DOS DADOS

Para análise estatística dos resultados para o monitoramento do desempenho das lagoas de alta taxa aplicou-se inicialmente o teste de Shapiro-Wilk, buscando avaliar a normalidade dos dados. Com isso, realizou-se a estatística descritiva básica dos parâmetros analisados, usando o programa *Microsoft Office Excel*, versão 2013,

como média aritmética, desvio padrão, máximo, mínimo e percentuais. Realizou-se ainda a análise de variância (ANOVA) e o teste de Turkey para os parâmetros, considerando a significância de 95%, por meio do *software* *Statística*®. Para confecção de gráficos e tabelas também foi utilizado o *software* *Microsoft Office Excel*®, versão 2013.

4.7 MODELO PARA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA

A produtividade volumétrica de biomassa em g/m³d foi estimada por meio de um modelo matemático consolidado na literatura derivado do RWQM 1 (*River Water Quality Model No.1*) (REICHERT et al., 2001). O RWQM 1 é utilizado como um indicativo para o gerenciamento da qualidade da água, especialmente nos rios, que descreve a dinâmica de bactérias, zooplâncton e algas em ambiente aquático por meio de uma diversidade de equações diferenciais. Dessa forma, a equação diferencial que descreve a dinâmica das microalgas pode ser aplicada como um modelo básico para sistemas de tratamento à base de microalgas.

Gehring et al., 2010 utilizaram a equação (3) que descreve o crescimento algáceo, análogo ao RWQM 1. O modelo de produtividade volumétrica de biomassa é em função da radiação solar e das parcelas de nitrogênio amoniacal e nitrato (Tabela 7):

$$\begin{aligned} & \textit{Produtividade} \\ & = \mu_{alg} \cdot \frac{S_{NO3} + S_{NH4}}{K_{N,ALG} + S_{NH3} + S_{NH4}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH4,ALG} + S_{NH3}} \cdot \frac{I_{AV}}{K_I} \cdot e^{(1 - \frac{1}{K_I})} \cdot X_A \end{aligned} \quad (3)$$

A Radiação disponível fotossintética - PAR- adotada foi 0,47, conforme Gehring et al., (2010). Portanto, a atenuação da luz em toda a profundidade da lagoa foi calculada a partir da equação (4) de Beer-Lambert para determinar a radiação solar disponível (I_{AV}). O parâmetro de atenuação da luz K [m⁻¹] foi definido em função dos sólidos suspensos (5):

$$I_{AV} = 0,47 \cdot I \cdot e^{-k \cdot h} \quad (4)$$

$$K = \alpha_1 + \alpha_2 \cdot X_{SST} \quad (5)$$

Tabela 7 - Variáveis de estado do modelo matemático

VARIÁVEL	DESCRIÇÃO DA VARIÁVEL	UNIDADE
μ_{alg}	Taxa de crescimento específica da alga	d^{-1}
$K_{N,ALG}$	Constante de saturação para amônia e nitrato	g/m^3
$K_{NH_4,ALG}$	Constante de inibição da amônia	g/m^3
S_{NO_3}	Concentração de nitrato	g/m^3
S_{NH_4}	Concentração de amônia	g/m^3
X_{ALG}	Concentração de biomassa de algas	g_{DQO}/m^3
I_{AV}	Intensidade de luz específica	W/m^2
K_I	Limitação de luz e coeficiente de saturação	W/m^2
I_0	Radiação solar	W/m^2
K_d	Parâmetro de atenuação da luz	m^{-1}
H	Profundidade	m
α_1	Constante de atenuação da luz para água colorida	m^{-1}
α_2	Constante de atenuação da luz para sólidos suspensos	$m^3/(g.m)$
X_{TSS}	Concentração de SST	g/m^3

Fonte: Autoria própria.

Na ausência de medidas para os coeficientes de atenuação da luz (α_1 e α_2), conforme sugerido por Gehring et al., (2010), foram adotados os valores de 0,3 e 0,032, respectivamente. Os demais valores dos parâmetros utilizados na equação para crescimento algáceo foram mantidos como sugeridos por Reichert et al. (2001). Os valores obtidos no modelo são definidos em termos de g_{DQO}/m^3d , desta forma, estes valores foram comparados com a produtividade de biomassa volumétrica a partir dos valores de DQO obtidos no experimento. É importante salientar que a concentração de biomassa obtida a partir da DQO é dada a partir da equação 6, conforme citado por Sah et al. (2011).

$$DQO_{biomassa} = DQO_{total} - DQO_{solúvel} \quad (6)$$

Foi realizado um teste de sensibilidade para o modelo utilizado. Verificaram-se todas as variáveis envolvidas na modelagem e, para cada variável, foram obtidos pelo menos 3 (três) valores de referência na literatura. Cada valor obtido foi simulado separadamente conforme sua variável no modelo. Em seguida, foram verificadas as 3 (três) variáveis mais interferentes com o intuito de constatar o impacto de cada uma, e, assim, identificar o efeito individual e global das variáveis no modelo. Ao final para a obtenção dos resultados e indicadores, foram plotados os gráficos das variáveis envolvidas no processo e verificado o efeito individual e global no modelo.

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE ANAERÓBIO

No que diz respeito à disponibilidade de nutrientes, é importante observar a razão C:N:P do efluente anaeróbio. A razão típica de biomassa algácea é de cerca de 106:16:1 (SUTRHERLAND et al., 2015a), no entanto, essa razão é flexível, dependendo da espécie e da disponibilidade de nutrientes. Posadas et al. (2015) apresentam a razão C:N:P para biomassa composta por microalgas e bactérias de aproximadamente 50:9:1.

Tabela 8 - Características do efluente do reator UASB para cada etapa

PARÂMETROS	UNIDADE	ETAPAS				Média (DP)
		1 e 2	3	4 e 5	6	
pH	-	6,9	6,9	7,0	7,0	7,00 ± 0,01
Temperatura	°C	28,9	25,9	24,9	23,7	25,9 ± 2,2
Turbidez	NTU	68,4	56,9	57,8	66,9	62,5 ± 6,0
DQO	mgO ₂ /L	163	185	193	177	179 ± 12
NTK	mg/L	54,3	50,9	49,9	44,3	49,8 ± 4,15
N-amoniacoal	mg/L	48,7	44,4	47,2	36,6	44,2 ± 5,4
Fósforo Total	mg/L	5,8	5,4	5,7	5,7	5,6 ± 0,2
ST	mg/L	712,0	917,0	842,5	606,5	769,5 ± 137,8
SV	mg/L	138,0	153,0	141,3	97,3	132,4 ± 24,2
SST	mg/L	40,5	54,1	56,3	43,8	48,7 ± 7,7
SSV	mg/L	31,7	36,5	35,3	29,1	33,2 ± 3,4

Fonte: Autoria própria.

Nota: Etapa 1, 2 e 3: LATs com 30, 45 e 60 cm, respectivamente, no TDH de 3 dias. Etapa 4, 5 e 6: LATs com 30, 45 e 60 cm, respectivamente, no TDH de 6 dias. As etapas 1 e 2 e as etapas 4 e 5 foram monitoradas simultaneamente e alimentadas com o mesmo afluente.

O efluente do UASB apresentou valor médio de concentração de DQO de 179 mg/L, considerado comum para efluente de reatores anaeróbios (COUTO, 2016). Santiago (2013) encontrou valor médio de DQO de 214mg/L em água residuária tratada por reator UASB. A concentração média de NTK encontrada foi de 49,8 mg/L e a de NH₄⁺ foi de 44,2 mg/L, valores similares aos obtidos por Santiago (2013) que apresentou concentração média de NTK igual a 48 mg/L e NH₄⁺ de 40 mg/L. Já a concentração média de fósforo total no efluente anaeróbio foi de 5,6 mg/L, enquanto Santiago (2013), por sua vez, obteve concentração média de 4,1 mg/L (Tabela 8).

Admitindo o fator de DQO para COT de 3 (KRUG et al., 2012), o afluente das LATs neste trabalho apresentou razão de C:N:P de aproximadamente 32:9:1 (COT:NTK:Ptotal) e 56:9:1 (Cinorgânico:NTK:Ptotal), ou seja, com limitações de carbono e nitrogênio para o crescimento algáceo. Contudo, vale ressaltar que essa característica é comum em águas residuárias (COUTO, 2016).

Tabela 9 - Valores médios de remoção no UASB

	ST	SV	DQO	NTK	N-amoniaco	Fósforo
Remoção média (%)	27,0	52,2	55,5	12,9	-8,2	15,0

Fonte: Autoria própria.

Observou-se que o sistema apresentou uma remoção de DQO de 55,5% (Tabela 9), o que está dentro da faixa citada como característica por Chernicharo (2007) (40 a 80%). A concentração média de DQO total no esgoto bruto foi de 398 mg/L durante as etapas de monitoramento das LATs, valor este característico de esgoto doméstico diluído (METCALF; EDDY, 2003).

O aumento da concentração de N-amoniaco (-8,2%), é devida ao processo de amonificação, durante a acidogênese,

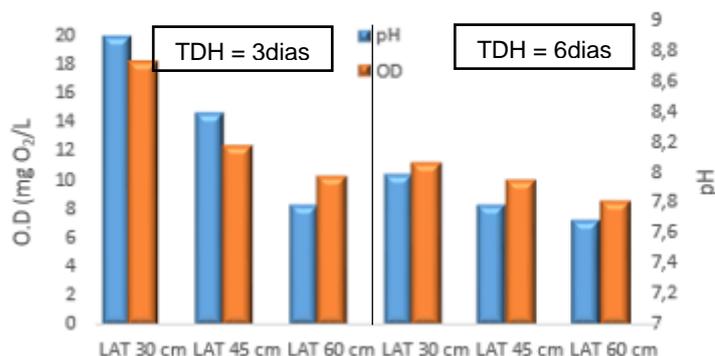
5.2 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TDH E PROFUNDIDADE ÚTIL

5.2.1 Determinação do pH e OD

➤ pH e OD

Nas LATs, as microalgas produzem o oxigênio, o qual é utilizado pelas bactérias heterotróficas na decomposição da matéria orgânica. Porém, segundo Cavalcanti *et al.* (2001), as bactérias utilizam uma porção muito pequena de todo o oxigênio produzido, sendo a sua grande maioria, disposta no meio, na forma de oxigênio dissolvido (OD). Este processo afeta diretamente parâmetros importantes, como a concentração de dióxido de carbono (CO₂), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS) e pH, e indiretamente, como a alcalinidade e a concentração dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P) (TORRES, 2011).

Figura 10 - Influência do TDH e profundidade sobre os parâmetros pH e OD



Fonte: Autoria própria.

Os resultados de pH e OD demonstram esta relação direta. Tanto no TDH de 3 quanto no de 6 dias, os valores médios de pH mais elevados coincidem com a maior concentração de OD (Figura 10). Além disso, as LATs com menor profundidade útil foram as que apresentaram os maiores valores de OD, 18,2 e 11,2 mgO₂/L, respectivamente, para TDH de 3 e 6 dias (Tabela 10).

Tabela 9 - Valores médios de pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido – OD

TDH (dias)	HÚTIL (cm)	EFLUENTE ANAERÓBIO			LATs			
		pH	T (°C)	O.D. (mgO ₂ /L)	pH	T (°C)	O.D. (mgO ₂ /L)	SAT (%)
3	30	7,2	29,5	----	8,9	28,3	18,2	231
	45	7,2	29,5	----	8,4	27,2	12,4	148
	60	7,0	28,3	----	7,8	28,2	10,3	124
6	30	7,0	25,7	----	8,0	25,9	11,2	106
	45	7,0	25,7	----	7,8	25,8	10,0	103
	60	7,1	24,4	----	7,7	24,0	8,5	84

Fonte: Autoria própria.

Nota: SAT: Valores de % saturação de O.D.

A concentração de oxigênio dissolvido varia de acordo com o pH devido a sua relação direta com a concentração de CO₂ presente na massa líquida (TORRES, 2014). O CO₂ produzido pelo metabolismo heterotrófico encontra-se dissolvido na forma de íons bicarbonatos (HCO₃⁻). Quando a luminosidade é intensa, a fotossíntese é mais acentuada, fazendo com que a remoção de CO₂ da massa líquida supere sua reposição pelas bactérias heterotróficas e, dessa forma, os íons bicarbonato presentes reagem com íons H⁺ livres, produzindo CO₂ e OH⁻ e elevando o pH. Com a redução da luminosidade, a fotossíntese se torna limitada, reduzindo do pH e a concentração de oxigênio dissolvido.

Os valores de saturação de O.D. observados nas diferentes etapas desta pesquisa foram maiores que os apresentados na literatura. Santiago et al. (2013) encontraram saturação média de 118%, operando com TDH de 4 dias, enquanto este estudo apresentou valor de até 231%. Craggs et al. (2012) apresentaram valores de 86,2% a 98,2% de saturação de OD em LATs com adição de CO₂. Vale ressaltar que índices de saturação muito elevados de O₂ nos meios de cultivos podem provocar efeito negativo na produtividade de biomassa microalgácea, já que as espécies apresentam diferentes níveis de tolerância ao oxigênio dissolvido (PARK, CRAGGS, SHILTON, 2011).

Além disso, durante os períodos em que o pH se encontra elevado, ocorre a remoção de nutrientes por processos físicos e químicos. O nitrogênio, por exemplo, pode ser removido fisicamente da fase líquida por volatilização, através do desprendimento de gás amônia. Já o fósforo pode precipitar sob a forma de cristais de hidroxiapatita ou estruvita, dependendo das características físico-químicas do meio líquido (TORRES, 2014).

5.2.2 Eficiência da remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos

5.2.2.1 Remoção de matéria orgânica

➤ DQO

A DQO do afluente das lagoas apresentou variação entre 130 e 210 mgO₂/L durante as etapas com TDH de 3 dias. Para as etapas cujo TDH foi igual a 6 dias a variação de DQO foi entre 135 e 237 mgO₂/L. A análise estatística indicou que não há diferença significativa na concentração de DQO no afluente das lagoas para todas as etapas ($p= 0,097$).

O aumento da concentração de DQO total é decorrente da conversão de carbono inorgânico em biomassa algácea (Tabela 11). A presença de matéria orgânica avaliada pelo parâmetro DQO indica maior concentração desta biomassa. Observou-se, portanto, que, à medida que a profundidade útil das lagoas diminuiu a eficiência de remoção da DQO total também diminuiu. Santiago (2013), em seu estudo, verificou incrementos de DQO de 14%, enquanto Nascimento (2001) obteve aumento na concentração de biomassa com incremento de DQO de até 37%, ambos

em efluentes da lagoa de alta taxa com 30 cm de profundidade útil. Entretanto, a eficiência de remoção de DQO nas LATs, desconsiderando-se a DQO produção da biomassa algácea, pode ser obtida considerando a fração solúvel de DQO do efluente (Tabela 12).

Tabela 10 – Concentração média de DQO Total (mg/L) e respectivos incrementos

TDH (dias)	H _{útil} (cm)	Concentração de DQO (mgO ₂ /L)	% Incremento
3	30	210,0±50,0	-28,8
	45	185,0±34,0	- 13,0
	60	198,7±16,8	-7,0
6	30	205,5±35,7	- 6,3
	45	202,0±30,1	- 4,6
	60	184,7±20,0	- 4,2

Fonte: Autoria própria.

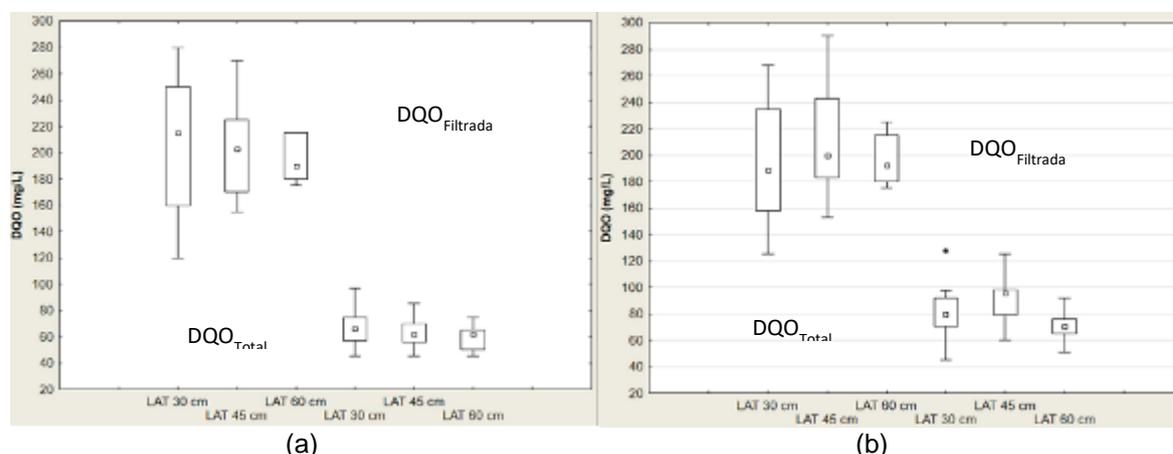
Tabela 11 - Concentração média de DQO filtrada (mg/L) e respectivas remoções

TDH (dias)	H _{útil} (cm)	Concentração de DQO (mgO ₂ /L)	% Remoção
3	30	85,1±11,0	47,0
	45	74,5±17,5	54,3
	60	89,5±8,5	52,2
6	30	91,2±16,7	52,8
	45	96,4±12,6	50,0
	60	80,7±8,8	55,0

Fonte: Autoria própria.

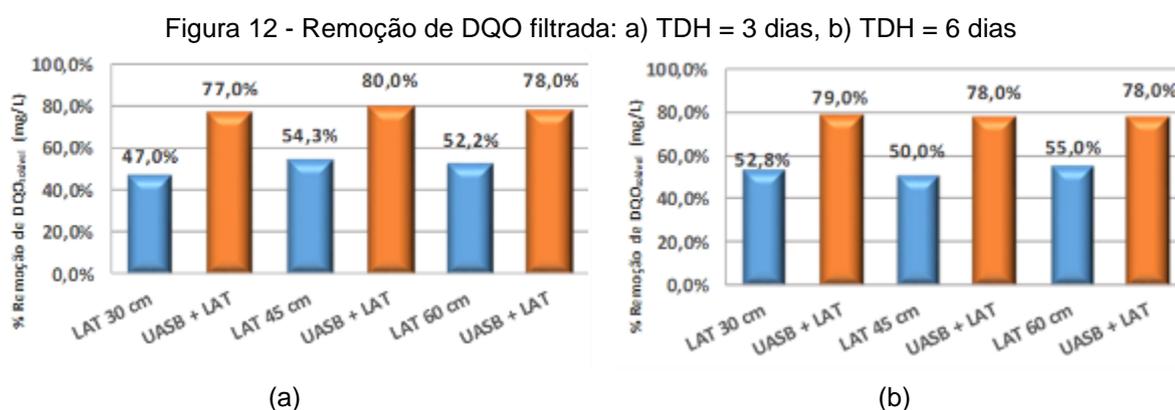
Nas etapas com TDH de 3 e de 6 dias, as lagoas com maior profundidade, mantiveram-se mais estáveis em relação à remoção de DQO total e filtrada (Figura 11). A análise estatística verificou que não há diferença significativa entre os dados de remoção de DQO total ($p=0,929$).

Figura 11 - Concentração de DQO no efluente das LATs: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Nas etapas com o mesmo tempo de detenção hidráulica, a remoção de DQO nas lagoas apresentou valores próximos (Figura 12). Com TDH de 6 dias, a lagoa com 60 cm de profundidade apresentou eficiência média de 55% de remoção de DQO, enquanto que as lagoas com 30 e 45 cm de profundidade apresentaram valores um pouco menores, 53% e 50%, respectivamente. Estes valores encontram-se próximos aos percentuais de remoção de DQO obtidos por Nascimento (2001) ao estudar os mesmos tempos de detenção hidráulica de 3 dias e 6 dias.



Fonte: Autoria própria.

A análise estatística mostra que não houve diferença significativa na remoção de DQO filtrada entre as etapas ($p > 0,05$). Entretanto, a lagoa com 30 cm e TDH de 3 dias, apresentou remoção de DQO filtrada relativamente inferior às outras etapas. Tal fato pode estar relacionado, de forma direta, com a facilidade de penetração da radiação solar nas lagoas com uma menor profundidade útil, e, conseqüentemente, ocasionar uma maior atividade fotossintética. Santiago (2013), quando estudou lagoas de alta taxa com diferentes de penetração da radiação solar nas lagoas com uma menor profundidade útil, e, conseqüentemente, ocasionar uma maior atividade fotossintética coberturas com o intuito de variar a radiação incidente nas mesmas verificou que LATs com maior radiação solar incidente apresentaram menores eficiências de remoção de DQO filtrada. A menor radiação solar no interior da coluna d'água da lagoa propicia menor razão microalgas/bactérias. A taxa de consumo de matéria orgânica por bactérias, normalmente é mais acelerada que a observada por microalgas (KAMJUNKE et al., 2008), o que pode explicar a maior remoção de DQO filtrada. Além disso, valores elevados de pH, como os valores observados na LAT com 30 cm e TDH de 3 dias são prejudiciais para a remoção de matéria orgânica (COUTO, 2016).

Os resultados mostraram que a faixa de remoção de DQO filtrada, de 47% a 55%, encontra-se condizente com Nascimento (2001) e Garcia et al. (2006). Estes autores verificaram percentuais de remoção de DQO entre 37 e 67% em LATs tratando efluentes anaeróbios. Já Alcantara et al. (2015), obtiveram eficiência de remoção de DQO solúvel de 86%, embora, neste caso, os efluentes não tenham sido submetidos a um tratamento biológico antes das LATs.

Ademais, em um outro estudo, Santiago (2013), analisou a profundidade de 30 cm de uma lagoa de alta taxa, sem a adição de CO₂, e observou remoções de DQO inferiores a 26%.

5.2.2.2. Remoção de Nutrientes

➤ NTK

O valor de NTK no afluente, para todas as etapas, ficou entre 44,3 a 54,3 mg/L (Tabela 10). Em relação ao efluente, o valor de NTK variou entre 9,3 a 23,6 mg/L (Tabela 13).

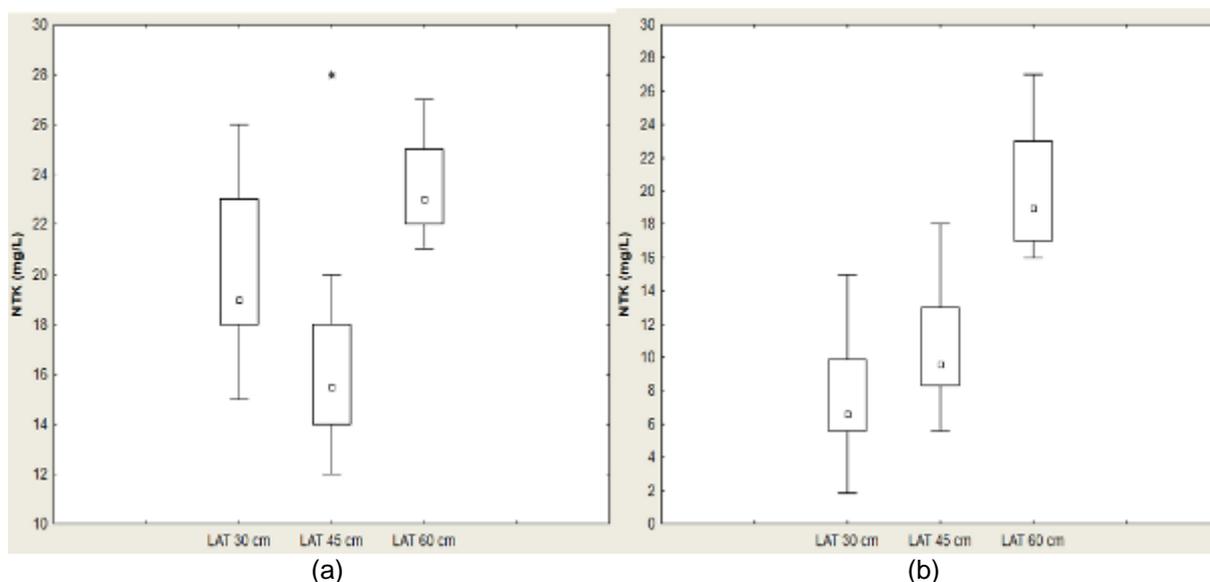
Tabela 12 - Concentração média de NTK (mg/L) e respectivas remoções

TDH (dias)	H _{útil} (cm)	Concentração de NTK (mg/L)	% Remoção
3	30	20,8±2,8	61,7
	45	16,9±3,1	68,9
	60	23,6±1,8	53,6
6	30	9,3±2,6	81,5
	45	11,2±3,0	77,6
	60	19,8±1,9	55,2

Fonte: Autoria própria.

A concentração de NTK médio apresentou menor variabilidade na lagoa de 60 cm, quando comparado com as lagoas de 30 e 45 cm de profundidade, para TDH de 3 dias (Figura 13).

Figura 13 - Concentração de NTK no efluente das LATs: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias



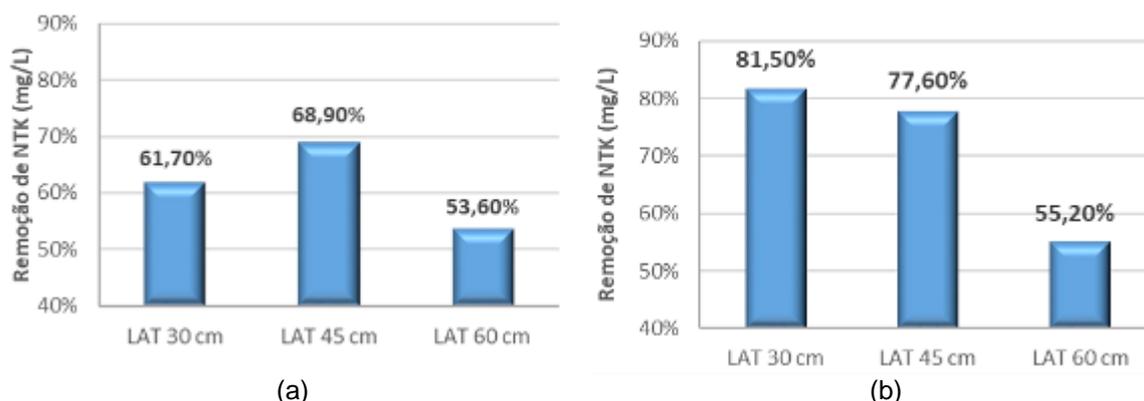
Fonte: Autoria própria.

É possível afirmar que as LAT's com profundidade útil de 30 e 45 cm apresentaram melhor desempenho na remoção de NTK (Tabela 14) quando comparadas com as lagoas de 60 cm de profundidade, as quais apresentaram remoções de 53,6 e 55,2 % para os TDHs de 3 e 6 dias, respectivamente.

No TDH de 3 dias a lagoa de 45 cm de profundidade demonstrou uma melhor eficiência de remoção, quando comparada com a lagoa de 60 cm ($p=0,004373$). Esse valor intermediário, com percentual de remoção maior observado na lagoa de 45 cm, apenas para o TDH de 3 dias, pode ter ocorrido devido à maior conversão em NO_3^- na lagoa de 45 cm (Figura 14). Essa conversão para nitrato aumenta o valor de remoção de NTK, conforme observado no balanço de massa. Já para o TDH maior, de 6 dias, os valores de remoção de NTK decrescem com o aumento da profundidade útil. A LAT com 60 cm, nesse TDH, apresentou eficiência de remoção significativamente inferior às outras profundidades ($p=0,000138$).

Considerando-se a mesma profundidade útil, a eficiência de remoção demonstrou-se significativamente maior, no TDH de 6 dias, nas lagoas de 30cm ($p=0,000138$) e 45cm de profundidade ($p=0,004373$). Nascimento (2001) analisou o desempenho de LATs em três profundidades e TDHs diferentes e também notou o aumento na eficiência de remoção de NTK, no TDH de 6 dias, quando comparado ao TDH de 3 dias. Entretanto, para este trabalho, o processo de nitrificação foi mais significativo no maior TDH, o que pode justificar os valores mais elevados de remoção de NTK.

Figura 14 - Remoção de NTK: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Em seu estudo, os valores máximos de remoção de NTK alcançados por Nascimento (2001) foram de 48,3% para o TDH de 6 dias, e 36,9% para o TDH de 3 dias, ambos nas lagoas de menor profundidade de 30 cm. Santiago (2013), operando lagoa de 30 cm com TDH de 4 dias, alcançou 42% de remoção para este parâmetro. Desta forma, este trabalho alcançou valores mais elevados de eficiência de remoção de NTK.

➤ N-Amoniacal

Na avaliação da concentração e remoção de NH_4^+ , observou-se que a concentração média dos valores para os efluentes das LATs variaram entre 3,7 e 18,0 mg/L (Tabela 14).

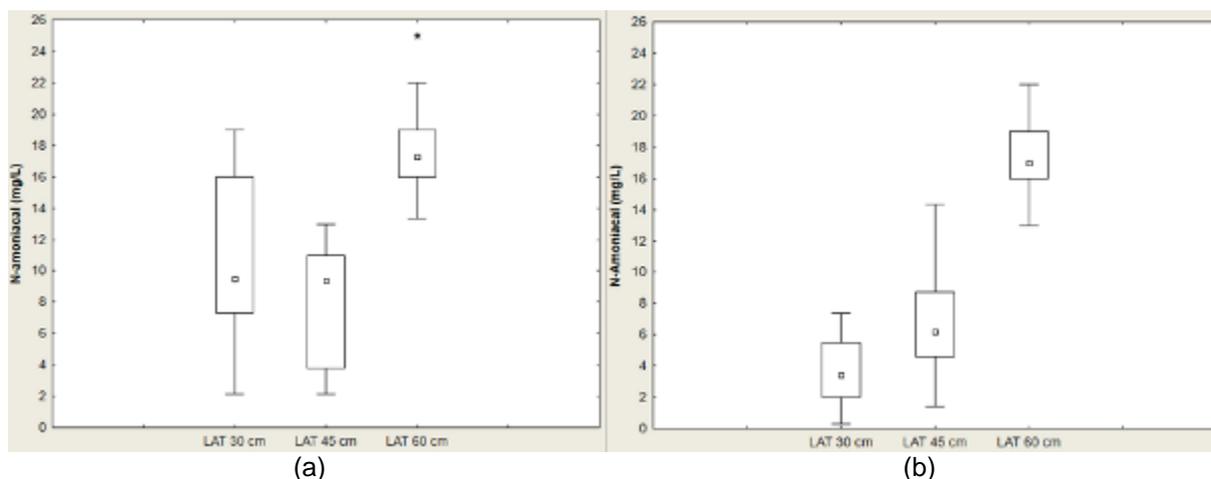
Tabela 13 - Concentração média de N-Amoniacal (mg/L) e respectivas remoções

TDH (dias)	H _{útil} (cm)	Concentração de NH_4^+ (mg/L)	% Remoção
3	30	10,5±4,5	78,3
	45	8,2±3,3	83,1
	60	18,0±2,6	62,8
6	30	3,7±2,0	92,0
	45	7,0±2,9	85,6
	60	17,5±2,0	52,2

Fonte: Autoria própria.

Assim como os valores de NTK, os valores de NH_4^+ para a lagoa de 60 cm apresentaram menor variabilidade, quando comparados com os valores nas lagoas de 30 e 45 cm, principalmente para o TDH de 3 dias (Figura 15).

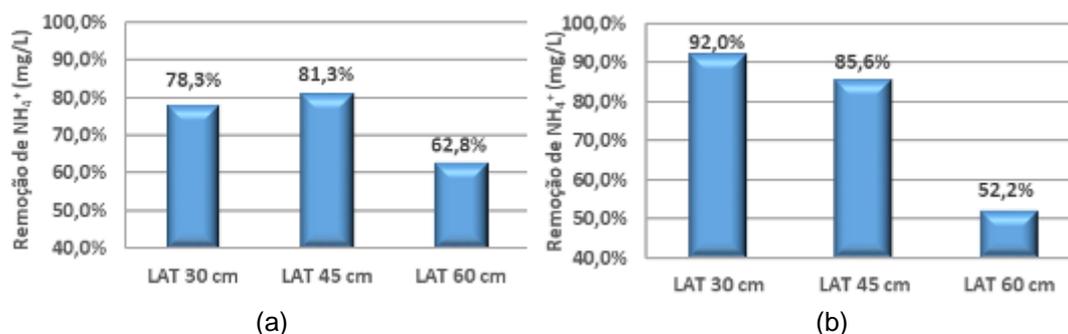
Figura 15 - Concentração de N-Amoniacal no efluente das LATs: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Os menores valores de concentrações de NH_4^+ no efluente foram observados nas lagoas de 30 e 45 cm, em ambos TDHs, alcançando níveis de remoção de até 92%. Para o menor TDH a lagoa de 60 cm apresentou a menor eficiência, com diferença significativa em relação à lagoa de 30 cm ($p=0,002198$) e 45 cm ($p=0,000208$) (Figura 16).

Figura 16 - Remoção de N-amoniacoal: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Em relação ao TDH de 6 dias, os valores de remoção de NH_4^+ decrescem com o aumento da profundidade útil, apresentado diferenças significativas, entre a lagoa de 30 e 45 cm ($p=0,047824$), entre a lagoa de 30 e 60 cm ($p=0,000127$) e entre a lagoa de 45 e 60 cm ($p=0,000127$).

As baixas concentrações observadas estão relacionadas aos valores de pH. Para o TDH de 3 dias, os valores superiores de pH alcançados favoreceram a transformação do íon amônio (NH_4^+), o qual é solúvel, em amônia (NH_3), que por ser volátil se desprende da coluna de líquido. Além disso, soma-se o efeito da

assimilação pela biomassa, devido a maior produção de microalgas. Já para o TDH de 6 dias, como os valores médios de pH foram menores que 8,0 e observou-se um aumento na concentração de nitrato no efluente, a maior eficiência na remoção de NH_4^+ para estas lagoas (30 e 45 cm) pode ser explicada, em grande parte, pelo processo de nitrificação. O que explica, também, a melhor remoção significativa alcançada na lagoa de 30 cm no TDH de 6 dias, de 92%, quando comparada com o menor TDH ($p=0,002475$).

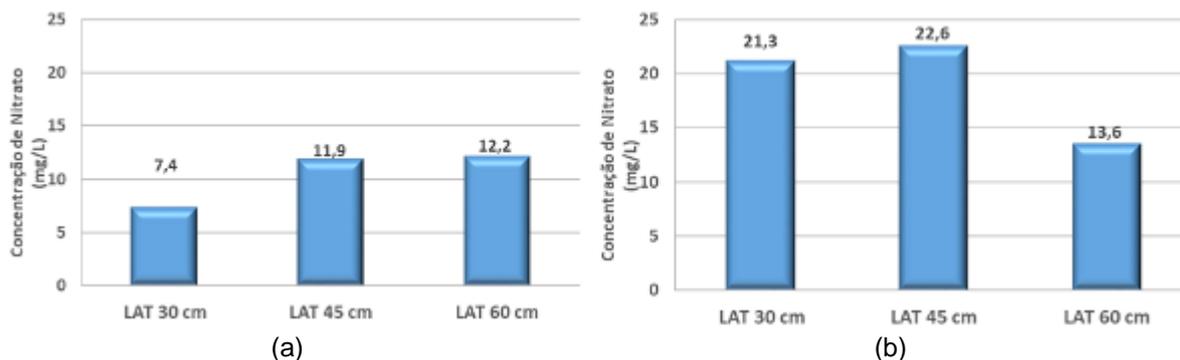
Sutherland et al (2014a) estudaram lagoas de alta taxa com profundidades de 20, 30 e 40 cm com suplementação de carbono, onde concluíram que os tratamentos de profundidade não diferiram significativamente para qualquer estação, e obtiveram remoção de N-amoniaco na faixa de 58% a 79%. A remoção do N-amoniaco em Craggs et al (2012) para lagoas com 35 cm de profundidade ficou na faixa de 64 a 67%. Park e Craggs (2011) alcançaram valor mais elevado, de 92%, na lagoa de 30 cm sem adição de CO_2 . Portanto, o presente estudo apresentou eficiências similares que ficaram na faixa de 52% a 92%.

➤ Nitrato

Em LATs pode ocorrer o aumento da concentração de nitrato, devido ao processo de nitrificação. Neste processo, a amônia é convertida na sua forma mais oxidada, o nitrato, em duas fases subsequentes. Inicialmente ocorre a oxidação da amônia a nitrito (nitritação), e posteriormente de nitrito a nitrato (nitratação). O nitrito é um intermediário da conversão biológica do N-amoniaco em nitrato, e ocorreu em baixas concentrações nas LAT's com média de 1,2 mg/L. Em meios aeróbios o nitrito é instável convertendo-se rapidamente em nitrato.

Para o TDH de 3 dias, foram observados valores médios de concentração de nitrato de 7,4 mg/L, 11,9 mg/L e 12,2 mg/L, para as lagoas 30, 45 e 60 cm, respectivamente (Figura 17). Já para o TDH de 6 dias, os valores médios foram de 21,3 mg/L, 22,6mg/L e 13,6 mg/L. A análise estatística confirma a diferença entre os TDHs para a lagoa de 30 cm ($p=0,000140$) e para a lagoa de 45 cm ($p=0,000437$). Os resultados demonstram, portanto, que o processo de nitrificação é diretamente influenciado pelo tempo de detenção hidráulico. O maior tempo de permanência do efluente na lagoa, determina maior possibilidade de conversão de NH_4^+ em NO_3^- .

Figura 17 - Concentração média de nitrato: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Este processo de oxidação de íons amônios em íons nitrato, exige o suprimento suficiente de oxigênio dissolvido para manter as condições adequadas ao desenvolvimento de bactérias nitrificantes (RAHMAN et al., 2011). Em efluentes anaeróbios, conforme observado na caracterização do efluente do reator UASB, utilizado como meio de cultivo neste estudo, devido à ausência de oxigênio dissolvido nos reatores, o efluente apresenta concentrações insignificantes de nitrato.

Os resultados observados demonstram, portanto, que a remoção de NH_4^+ nas LATs está associado ao processo de nitrificação, diferentemente do resultado obtido por Barroso Júnior (2015) que obteve valor máximo de 5,74 mg/L. Porém, Garcia et al (2000), também observaram incrementos significativos de nitrato no efluente da LAT. Couto et al. (2015), encontraram a nitrificação como principal processo de transformação do nitrogênio amoniacal, operando com 30 cm de profundidade. González-Fernandez et al. (2011) chegaram a obter até 80 mg/L de NO_3 , e atribuíram o ocorrido ao fato de a matéria orgânica presente no efluente anaeróbio não ser facilmente biodegradável, e, com isso, o OD foi utilizado preferencialmente na nitrificação em relação à oxidação da matéria orgânica.

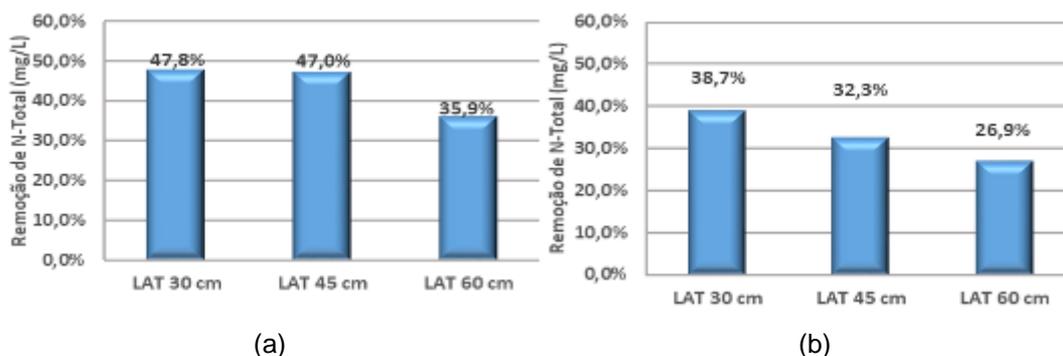
Apesar de níveis altos alcançados, o oxigênio dissolvido não foi fator preponderante para a ocorrência da nitrificação, uma vez que se verificou a presença de O.D. em níveis mais elevados para o TDH = 3 dias com média de 18,2 mgO_2/L . Porém, pode-se dizer que o pH teve grande efeito sobre a nitrificação, visto que o pH favorável para este processo se encontra entre 7,2 a 8,0 (Tabela 11).

➤ Nitrogênio Total

O valor de nitrogênio total é resultado da soma do valor de NTK, nitrito e nitrato. Associando estes valores encontrados neste estudo, observa-se a remoção de

nitrogênio total, variando entre 27 e 48%, com valores significativamente menores encontrados na lagoa de 60 cm, em relação as outras duas profundidades ($p < 0,05$), em ambos TDH (Figura 18).

Figura 18 - Remoção de nitrogênio total: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Garcia et al (2000) obteve valores similares na faixa de 31 a 43% em seu estudo que avaliou dois TDHs e observou melhor remoção para o maior TDH, atribuído a maior parcela de volatilização com o pH mais elevado neste TDH. Neste trabalho, o TDH de 3 dias produziu um efluente com uma concentração de nitrogênio inorgânico (amoniaco, nitrito e nitrato) menor que, por sua vez, resultou em uma eficiência de remoção média de nitrogênio total relativamente mais alta, a qual não apresentou diferença significativa entre os TDH ($p > 0,05$). Nascimento (2001), observou em seu estudo que à medida que o TDH diminuía a eficiência de remoção do nitrogênio total aumentava.

➤ Fósforo total

De acordo com as concentrações médias no efluente das LATs avaliadas (Tabela 15), nota-se baixos valores de remoção de fósforo, para todas as profundidades e TDHs. Os valores médios de concentração variaram entre 4,5 e 4,8 mg/L, enquanto os valores de remoção variaram entre 15,5 e 22,6%.

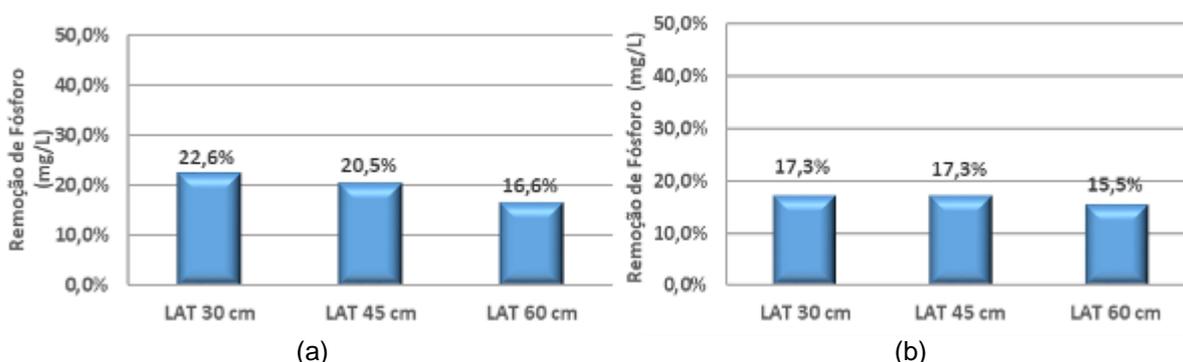
Tabela 14 – Concentração média de fósforo total (mg/L) e respectivas remoções

TDH (dias)	H _{útil} (cm)	Concentração de P (mg/L)	% Remoção
3	30	4,5±0,5	22,6
	45	4,6±0,8	20,5
	60	4,5±0,6	16,6
6	30	4,7±0,5	17,3
	45	4,7±0,6	17,3
	60	4,8±1,2	15,5

Fonte: Autoria própria.

A baixa remoção de fósforo total provavelmente está associada à incorporação de fósforo pela biomassa microalgácea, o que pode ser evidenciado pela redução do fósforo solúvel e manutenção de valores próximos de fósforo total. Observa-se ainda um pequeno decréscimo de remoção com o aumento do TDH, o que pode ter sido influenciado pela menor média de pH medido para este TDH (6 dias), comparando com o TDH menor (3 dias). Mara (1992) observou que a precipitação é proporcionada com o pH a partir de 8,2.

Figura 19 - Remoção de fósforo total: a) TDH = 3 dias, TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

Craggs et al (2012) conseguiram remoção de fósforo total máxima de 24%, enquanto na pesquisa de Santiago et al. (2013) obteve-se remoção de 14% a 22%. Os dois estudos citados utilizaram LATs com profundidade de 30 cm.

A análise estatística não apresentou diferença significativa na remoção do fósforo total para as etapas distintas ($p=0,904842$).

5.2.2.3 Balanço de massa para os nutrientes

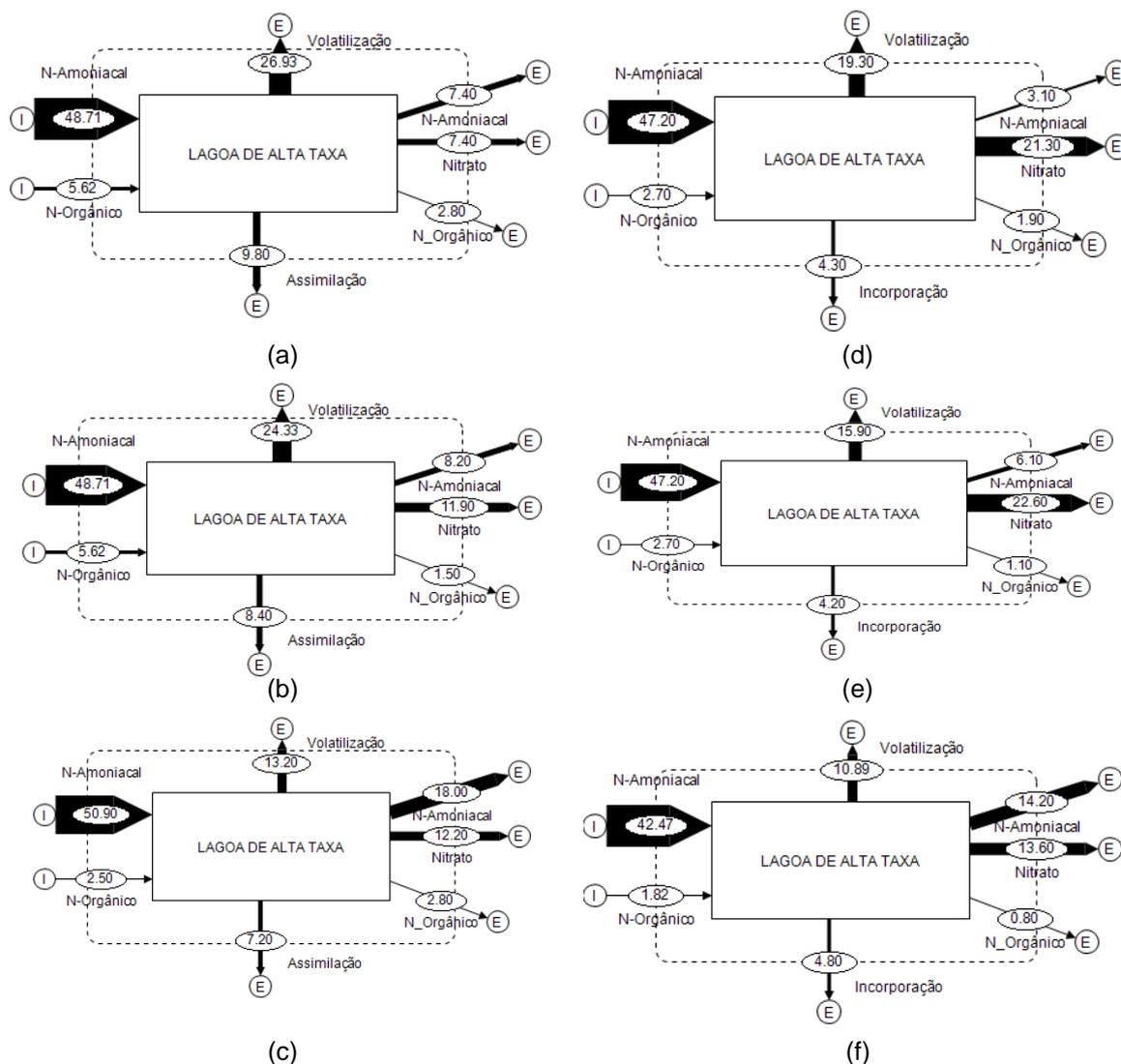
➤ Nitrogênio

O balanço de massa para o nitrogênio permite melhor visualizar os mecanismos de remoção e transformação para tal nutriente nas lagoas de alta taxa estudadas.

O N-orgânico foi determinado pela diferença do NTK com o NH_4^+ . Já a incorporação pela biomassa, pela diferença entre NTK total e NTK dissolvido. Em relação aos mecanismos de remoção observados neste estudo, parte do NH_4^+ e uma pequena parte do N-orgânico foi oxidado a nitrato (nitrificação). Outra parcela ainda foi

assimilada à biomassa microalgácea. E, por fim, constatou-se a remoção por meio da volatilização do NH_4^+ (Figura 20).

Figura 20 - Balanço de nitrogênio nas lagoas: a) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, b) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, c) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm, d) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, e) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, f) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm.



Fonte: Autoria própria.

Os balanços demonstram que para o TDH de 3 dias, o principal mecanismo de remoção foi a volatilização, seguido do processo de nitrificação, sendo esta etapa possivelmente influenciada pelos maiores valores de pH. Além disso, em todas as profundidades úteis, observou-se uma maior parcela de assimilação do nitrogênio pela biomassa microalgácea, em relação ao TDH de 6 dias. Esta parcela de assimilação, segue a mesma tendência do valor de concentração de SST e SSV observados, sendo maior para a lagoa de 30 cm, no TDH de 3 dias. Para o TDH de

6 dias, observa-se que maior parte do NH_4^+ foi transformado para nitrato pelo processo de nitrificação, seguido da remoção pelo mecanismo de volatilização. A assimilação do nitrogênio pela biomassa algácea, neste TDH, foi inferior para todas as profundidades.

Os resultados de balanço de massa demonstram, portanto, que o mecanismo dominante de remoção de nitrogênio nas LATs parece depender das condições de pH da lagoa, relação também observada por Park e Craggs (2011). Couto et al. (2015) encontraram a nitrificação como principal processo de transformação do amoniacal, operando com 30 cm de profundidade. Park e Craggs (2011) e Godos et al. (2010) obtiveram resultados diferentes, com maiores porcentagens de volatilização.

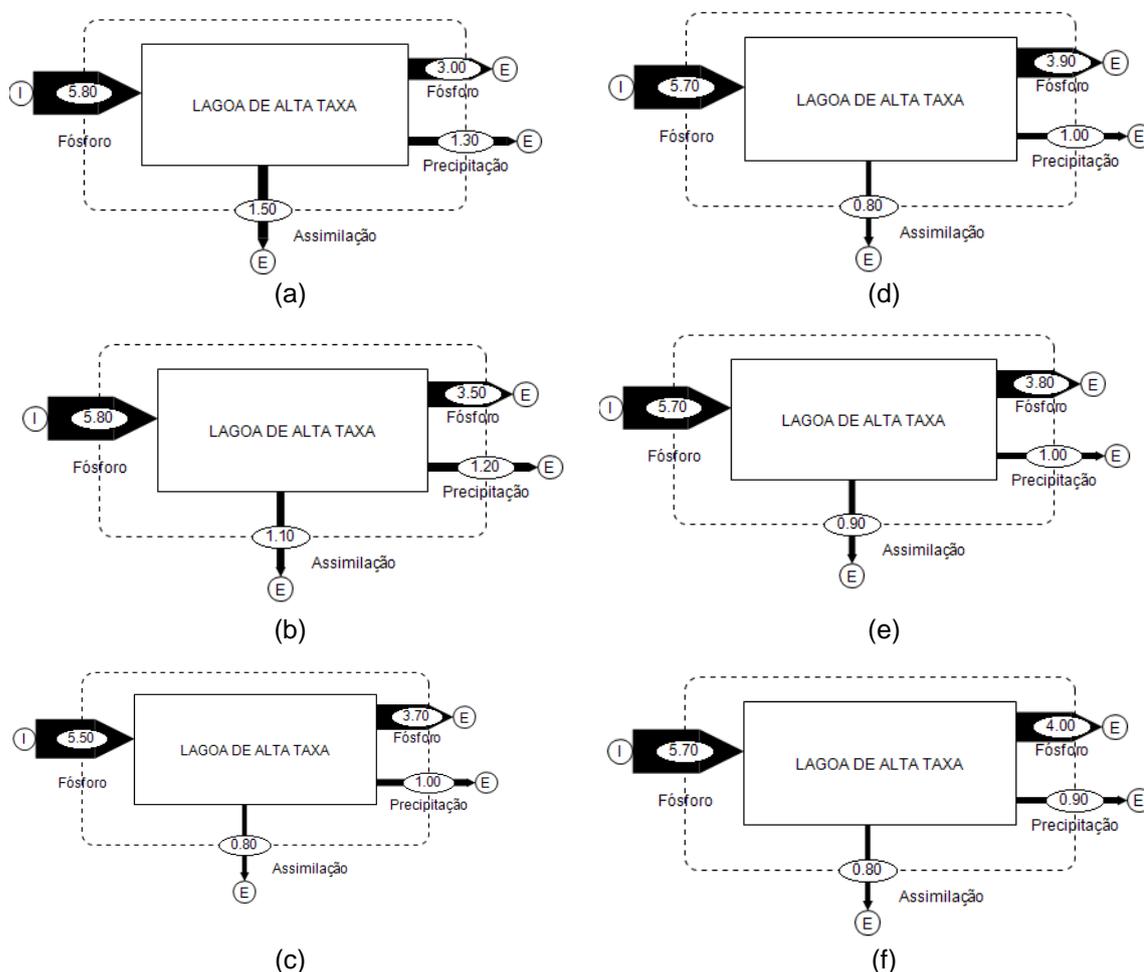
Sendo uma das principais vantagens de sistemas de tratamento de efluentes baseados no crescimento de microalgas a possibilidade de recuperação dos nutrientes existentes, a assimilação de nitrogênio pela biomassa algácea, é, sem dúvida, o mecanismo de maior interesse de remoção deste nutriente em lagoas de alta taxa (COUTO et al., 2015). Muito embora a elevação do pH proporcione a remoção de nitrogênio amoniacal, este mecanismo impede seu aproveitamento, uma vez que o nitrogênio volatilizado será perdido. Porém, em termos, somente, de tratamento, a volatilização pode ser considerada mais importante para a remoção de nitrogênio em comparação com a nitrificação, visto que a transformação do mesmo para nitrato não constitui efetiva remoção, conforme citado por Garcia et al (2000).

➤ Fósforo

O balanço de massa para o fósforo, assim como para o nitrogênio, permite melhor visualizar os mecanismos de remoção deste nutriente nas lagoas de alta taxa (Figura 21).

A remoção de fósforo em LATs ocorre principalmente por duas vias, a precipitação química e a assimilação pela biomassa. A primeira via é dependente de condições de pH elevados, que ocorreram nas LATs no TDH de 3 dias. Desta forma, observa-se no balanço de massa valores de precipitação do fósforo maiores para o TDH de 3 dias, comparado aos valores de TDH de 6 dias.

Figura 21 - Balanço de fósforo nas lagoas: a) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, b) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, c) TDH = 3 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm, d) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 30$ cm, e) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 45$ cm, f) TDH = 6 dias e $H_{\text{útil}} = 60$ cm.



Fonte: Autoria própria.

Em decorrência da maior produção de biomassa no TDH de 3 dias, observa-se também, similar ao nitrogênio, valores maiores de assimilação deste nutriente nas LATs com este TDH. Embora pode-se atribuir a remoção de fósforo, principalmente pela precipitação deste nutriente, em ambos TDH.

5.2.2.4 Remoção de patógenos

A quantificação de *E.coli*, como forma de avaliação de remoção de patógenos, demonstrou a influência dos parâmetros hidráulicos e operacionais com o decaimento bacteriano. O efluente anaeróbico apresentou valores médios na ordem de 10^8 NMP/100 mL. Após o crescimento microalgáceo esse valor reduziu, em média, para 10^5 NMP/100 mL, para um TDH de 3 dias (Tabela 16). Apesar de não

ter sido observado a influência da profundidade, com maior TDH observou-se valores na ordem de 10^4 NMP/100 mL.

Tabela 15 – Concentração média de *E-coli* nas lagoas de alta taxa

TDH (dias)	HÚTIL (cm)	AFLUENTE	EFLUENTE	REMOÇÃO (%)
3	30	$2,75 \times 10^8$	$3,85 \times 10^5$	99,86
	45	$2,75 \times 10^8$	$3,97 \times 10^5$	99,85
	60	$2,01 \times 10^8$	$6,5 \times 10^5$	99,67
6	30	$3,31 \times 10^8$	$3,48 \times 10^4$	99,94
	45	$3,31 \times 10^8$	$5,39 \times 10^4$	99,99
	60	$7,09 \times 10^8$	$4,0 \times 10^4$	99,98

Fonte: Autoria própria.

O valor da média das eficiências na remoção de patógeno não foi influenciada pela profundidade da lagoa. Porém, estatisticamente, pode-se observar que as eficiências foram maiores quando aumentou-se o TDH, nas três profundidades, 30 cm ($p=0,003358$) e 45 cm ($p=0,003576$) e 60 cm ($p=0,007855$)

Em LATs operadas com profundidades menores, esperavam-se maiores eficiências na remoção, devido a maior relação Área Superficial/Volume (AS/V). Quanto maior essa relação, maior a exposição do meio líquido à radiação solar de forma direta (COUTO, 2016). Craggs et al (2003), avaliando LATs com 30 e 45 cm de profundidade, com mesmo volume, porém áreas superficiais diferentes, demonstraram maior eficiência na desinfecção na LAT com menor profundidade e com maior área superficial. Porém, o efeito parece ser mais significativo, em função da área superficial, permitindo assim uma maior desinfecção pela ação dos raios ultravioletas solares. A não influência da profundidade pode ser justificada, portanto, pelo fato de que as LATs foram operadas com profundidades diferentes, porém com mesma área superficial.

Mesmo observando a influência da área superficial sobre a eficiência na remoção, Craggs et al. (2003) demonstraram que há uma preponderância do TDH sobre os processos de desinfecção. Comportamento que corrobora com Nascimento (2001) e com os resultados deste estudo, em que se observou as maiores eficiências de remoção no TDH de 6 dias, com valores médios na ordem de 10^4 NMP/ 100 mL.

Valores nessa ordem de grandeza também foram observados por Santiago (2013) e Posadas et al. (2015), os quais obtiveram eficiências menores, em torno de 80%, porém atingiram menor concentração média com TDH de 6 dias.

A menor eficiência na remoção no TDH de 3 dias pode estar relacionada a dois fatores. O primeiro está relacionado com maior crescimento de biomassa, que eleva a turbidez, reduzindo os efeitos da radiação ultravioleta no interior da lagoa (COUTO, 2016). Já o segundo fator, conforme ressaltado por Craggs et al (2004), está associado à formação de flocos entre a *E-coli* e os sólidos presentes no efluente, o que inclui microalgas e bactéria heterotróficas, presentes neste cultivo mixotrófico, o que reduz o efeito da radiação.

Ansa et al (2012) demonstraram que a inativação por efeito da radiação luminosa sobre os coliformes está relacionada com um ponto ótimo na concentração de clorofila-a e que valores superiores levam à redução dos efeitos de desinfecção. Ademais neste mesmo estudo, ao avaliar o efeito da biomassa algácea sobre a remoção de coliformes no esgoto doméstico, na ausência de luz, observou-se que as microalgas podem produzir substâncias biocidas que atuam na inativação de coliformes.

5.2.3 Produtividade de biomassa

➤ Identificação das microalgas

Durante a avaliação das melhores eficiências na remoção de patógenos, obtidas com operação das LATs em TDH de 6 dias e profundidade de 30 (LAT01) e 45 cm (LAT02) foram realizadas a análise de identificação e quantificação dos principais gêneros e espécies de microalgas encontrados nas lagoas de alta taxa (Tabela 16). Variações na temperatura, radiação solar e disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes têm sido relacionados como principais fatores de influência na variabilidade de espécies de microalgas (SCHUNURR; ALLEN, 2015). Sendo assim, a alta variabilidade de espécies observadas nas LATs avaliadas pode ser justificada por alguns fatores como: utilização de efluentes sanitários como meio de cultivo, aporte contínuo e a utilização de sistemas abertos.

Tabela 16 - Análise quali-quantitativa das microalgas presentes nas LATs em operação com TDH de 6 dias e H_{UTIL} de 30 (LAT 01) e 45 cm (LAT 02)

TÁXONS (ESPÉCIES)	LAT01 (cél/mL)	LAT02 (cél/mL)
Bacillariophyceae		
<i>Gomphonema</i> sp2	299	652
<i>Navicula</i> sp	399	2.059
Chlorophyceae		
<i>Chlamydomonas</i> sp	199	0
<i>Chlorella vulgaris</i>	498	53.730
<i>Desmodesmus communis</i>	399	493
<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turp.)Brébisson	3.589	986
<i>Desmodesmus</i> sp.	2.393	0
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	42.966	16.513
<i>Kirchneiriela obesa</i> (W. Oest) Schmidce	0	3.451
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turp.) Kütz	2.393	3.943
<i>Senedesmus</i> sp2	17.576	11.830
Chrsophyceae		
<i>Synura</i> sp 1	11.464	71.599
Cyanophyceae		
<i>Oscillatoria nigra</i> Vauchu	21.732	0
<i>Planktothrix</i> sp4	0	5.299
<i>Pseudanabaena</i> sp1	0	1.972
<i>Raphidiopsis</i> sp	199	493
<i>Synechocystis</i> sp	20.536	14.049
Euglenophyceae		
<i>Lepocinclis</i> sp	299	0
<i>Trachelomonas</i> sp4	7.776	0
<i>Trachelomonas</i> sp5	100	0
<i>Trachelomonas</i> sp6	4.885	0
Fitoflagelados		
Fitoflagelado sp1	78.955	18.855

Fonte: Aatoria própria.

Observou-se o crescimento de clorófitica filamentosa nas LATs (Figura 22) durante o período de monitoramento das lagoas, o que enfatiza a afirmação sobre as variações de espécies devido a fatores como variações de temperatura, radiação solar e disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes, além das variações sazonais.

Figura 22 – Crescimento de clorófitica filamentososa nas LATs durante o período de monitoramento



Fonte: Autoria própria.

➤ SST e SSV

A produção de algas foi avaliada em função dos parâmetros de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis (SST e SSV) e clorofila-a.

A remoção de matéria orgânica e o crescimento de biomassa estão diretamente relacionados à concentração de sólidos nas LATs. A redução dessa concentração é devido à remoção de matéria orgânica particulada por microrganismos de metabolismo heterotrófico (bactérias e também microalgas) e, por outro lado, através da assimilação de nutrientes dissolvidos, a produção de biomassa faz com que as concentrações de sólidos suspensos se elevem (COUTO, 2016).

Em relação aos SST, os resultados demonstram que a combinação do menor TDH e profundidade favorece o aumento deste parâmetro, obtendo-se valores entre 52 e 242 mg/L (Tabela 18). Porém, quando se eleva a profundidade, mesmo com o TDH de 3 dias, o valor médio de SST não supera 110 mg/L, sendo considerado, portanto, significativamente diferente entre as profundidades avaliadas ($p=0,010792$).

Tabela 17 - Valores médios de SST para o TDH de 3 e 6 dias

SST	3 DIAS			6 DIAS		
	30	45	60	30	45	60
Média (mg/L)	159±38	130±29	110±19	90±17	104±14	82±15
Máximo (mg/L)	242	195	148	105	120	120
Mínimo (mg/L)	52	87	67	33	74	61
Produtividade (g/(m ² d))	16	19	22	4	8	8

Fonte: Autoria própria.

No TDH de 6 dias, os valores apresentados foram similares entre as profundidades úteis, não havendo diferença significativa ($p>0,05$). Entretanto, para o TDH de 6 dias, observa-se decréscimo no valor de SST para as lagoas de 30 cm ($p=0,000244$) e 45 cm ($p=0,047870$) com média de 90 mg/L e 104 mg/L, respectivamente.

Em relação aos SSV nota-se comportamento semelhante aos SST, sendo a lagoa de 30 cm, a que apresentou maior valor médio (133 mg/L), alcançando valor máximo de 212 mg/L, no TDH de 3 dias (Tabela 19). Novamente, quando se eleva a profundidade para 60 cm, o valor médio de SSV reduz para 92 mg/L, sendo considerado significativamente diferente entre as profundidades avaliadas ($p=0,037036$). Já para o TDH de 6 dias, os valores médios de SSV são semelhantes, independente da profundidade avaliada.

Porém, a produtividade de biomassa por unidade de área e tempo apresentou valor mais elevado, de 20 g/(m²d), quando a LAT foi operada com profundidade maior, de 60 cm, quando comparado ao valor obtido para a lagoa de 30 cm, o qual atingiu 14 g/(m²d). Segundo Craggs (2005) a máxima concentração de microalgas pode ser amplamente determinada pelo grau de penetração de luz solar no meio de cultura, o que pode explicar os valores mais elevados de concentração de SSV nas lagoas mais rasas. Park e Craggs (2011) em seu estudo com lagoas de alta taxa com 30 cm operando com TDH de 4 dias, encontraram concentração média de SSV de 171 mg/L sem adição de CO₂, o que resultou em uma produtividade de biomassa alga/bactéria de 10,6 g/m²d.

Tabela 18 - Valores médios de SSV para o TDH de 3 e 6 dias

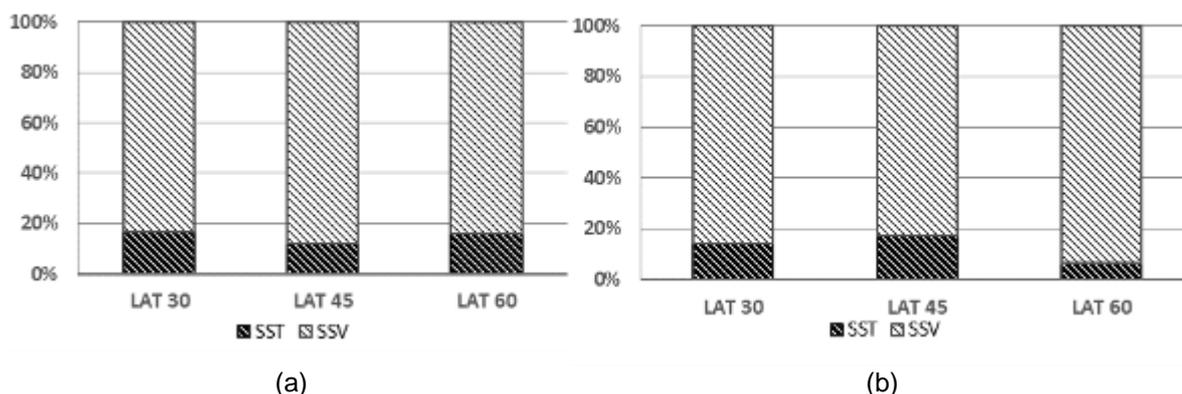
SSV	3 DIAS			6 DIAS		
	30	45	60	30	45	60
Média (mg/L)	133±32	114±30	92±22	79±14	87±17	76±16
Máximo (mg/L)	212	157	124	99	125	105
Mínimo (mg/L)	48	69	41	28	41	24
Produtividade (g/(m ² d))	14	15	20	4	7	8

Fonte: Autoria própria.

Posadas et al. (2015), que avaliaram a influência do pH, da fonte de CO₂ e do TDH (3 e 6 dias) na produção de biomassa, observaram uma diminuição significativa nos sólidos com o aumento do TDH. Este decréscimo pode estar atribuído ao menor aporte de nutrientes, visto que a vazão de entrada para o TDH de 6 dias correspondeu a metade do TDH de 3 dias. Azov e Shelef (1982) também verificaram esta relação de TDH com SST, porém o que se observou é que o aumento dos SST também é fortemente influenciado pela intensidade da luz solar e pela temperatura. Estes fatores podem variar, por exemplo, com as estações climáticas, descrito por Cromar et al. (1996), que perceberam uma queda de 11% na biomassa durante o inverno.

Quando avaliado a relação SSV/SST, nas profundidades de 30, 45 e 60 cm, para o TDH de 3 dias, 83, 84 e 88% do SST correspondeu a SSV, respectivamente. Valores próximos ao observado para o TDH de 6 dias (Figura 23), porém com destaque para a lagoa de 60 cm, com relação de 93%.

Figura 23 - Relação dos valores de SSV e SST: a) TDH = 3 dias, b) TDH = 6 dias



Fonte: Autoria própria.

➤ Clorofila-a

A quantificação da biomassa algácea também foi baseada em análise da clorofila-a, essencial nos organismos fotossintéticos (1 a 2% do seu peso seco). Os valores médios variaram de forma significativa entre os TDH para a lagoa de 30 cm ($p=0,000424$) (Tabela 20). Da mesma maneira que os SSV, a concentração de clorofila-a apresentou variações durante todas as etapas.

Tabela 19 - Valores médios de concentração de clorofila-a para o TDH de 3 e 6 dias

Clorofila-a	3 DIAS			6 DIAS		
	30	45	60	30	45	60
Média (mg/L)	1,1±0,4	0,88±0,2	0,69±0,2	0,57±0,2	0,64±0,3	0,43±0,1
Máximo (mg/L)	1,94	1,44	0,9	0,9	1,0	0,8
Mínimo (mg/L)	0,3	0,3	0,4	0,1	0,0	0,1

Fonte: Autoria própria.

Utilizando a metodologia descrita por Raschke (1993) é possível estimar a biomassa algácea com base na concentração do pigmento clorofila-a, usando (7):

$$Biomassa\ algácea\ \left(\frac{mg}{L}\right) = \left(\frac{Clorofila-a}{1,5}\right) \times 100 \quad (7)$$

Os valores obtidos de produtividade de biomassa em g/m²d a partir da clorofila-a seguem a mesma tendência aos valores obtidos pela análise de SSV em quase

todas as etapas (Tabela 21). A equação indica que a biomassa algácea possui um teor de 1,5% do seu peso seco de clorofila-a. Porém, sabe-se que essa proporção varia de acordo com as espécies, densidade celular e condições de crescimento (particularmente disponibilidade de luz) (PARK; CRAGGS, 2011b). Sabe-se ainda que a biomassa não é composta apenas por microalgas, mas também por bactéria e zooplâncton.

Tabela 20 - Valores de produtividade de biomassa a partir da clorofila-a

H _{ÚTIL}		TDH	
		3 dias	6 dias
30 cm	Concentração (mg/L)	73,3	38,0
	Produtividade (g/m ² .d)	7,4	2,0
45 cm	Concentração (mg/L)	58,7	42,6
	Produtividade (g/m ² .d)	8,8	3,2
60 cm	Concentração (mg/L)	46,0	29,0
	Produtividade (g/m ² .d)	9,3	3,0

Fonte: Autoria própria.

5.3 QUALIDADE FINAL DO EFLUENTE

Tendo-se em vista a possibilidade de reúso do efluente das lagoas, comparou-se a qualidade do efluente gerado neste sistema com os parâmetros de qualidade desejado para diversas práticas de reúso e para lançamento em corpos hídricos, de acordo com legislações vigentes.

Tabela 21 - Características do efluente final pós separação de microalgas

		TDH = 3 dias			TDH = 6 dias		
		30	45	60	30	45	60
DQO	CF	85±11	74±17	90±8	91±17	96±13	81±9
	%Re	48	54	52	53	50	54
NTK	CF	11±3	8±4	16±4	5±2	7±2	15±3
	%Re	78	84	69	90	86	66
NH₄	CF	9±4	7±3	12±3	3±2	6±3	14±2
	%Re	84	86	76	94	87	60
NTotal	CF	19±4	20±6	27±4	26±6	29±7	31±3
	%Re	66	63	47	48	50	31
Psolúvel	CF	3,0±0,7	3,5±0,4	3,7±1,0	3,9±0,4	3,8±0,7	4,0±0,5
	%Re	47	39	32	31	33	30

Fonte: Autoria própria.

Nota: CF: Concentração final, %Re: Porcentagem de remoção.

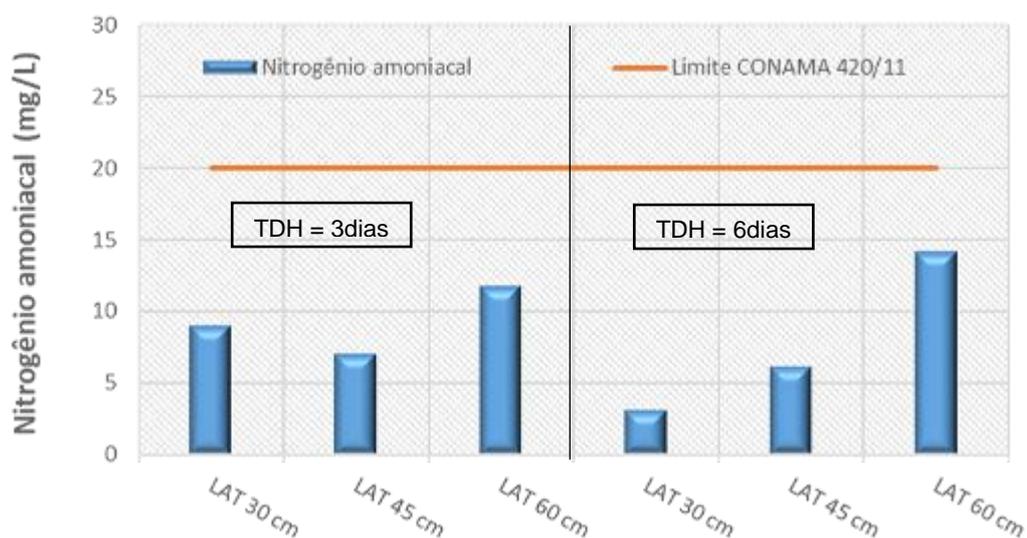
Os valores de DQO do efluente final ficaram na faixa de 74 a 96 mgO₂/L (Tabela 22). De forma similar, Santiago (2013) obteve concentração de DQO 73±29 mg/L. Para

os valores de NTK, NH_4^+ e NTotal, as menores médias de remoção foram observadas na LAT com 60 cm e o tempo de detenção de 6 dias. Para o NTK, no menor TDH, a concentração média mais baixa foi 8,5 mg/L, alcançada na lagoa de 45 cm, enquanto no maior TDH, a menor concentração média (5,0 mg/L) foi alcançada na lagoa de 30 cm. Park e Craggs (2011b) quando testaram o desempenho das LATs com e sem adição de CO_2 , realizaram a separação de microalgas por decantação por gravidade e obtiveram concentração final média de NTK superior a este trabalho (31,9 mg/L), operando no TDH de 8 dias, sem adição de CO_2 .

Em função da redução de nitrogênio amoniacal ao final do tratamento realizado, os efluentes finais para as LATs de 30 cm e 45 cm apresentaram concentrações de nitrogênio amoniacal semelhantes, na faixa de 3 a 9 mg/L. Entretanto, a LAT de 30 cm, no TDH inferior, possibilita a maior recuperação desse nutriente por meio da assimilação da biomassa. Park e Craggs (2011b), também encontraram baixa concentração de N-amoniacal (10,9 mg/L).

As LATs proporcionaram a geração de efluentes com amoniacal abaixo do limite estipulado para o lançamento em corpos hídricos segundo o limite de lançamento estabelecido para Resolução CONAMA 430 de 2011, conforme Figura 24.

Figura 24 - Valores de nitrogênio amoniacal do efluente final pós separação das microalgas para todas as etapas de operação, juntamente com o valor de limite pela Resolução CONAMA 430, de 2011, para lançamento de efluente



Fonte: Autoria própria.

Em se tratando de remoção de fósforo, após a separação das microalgas as eficiências foram semelhantes. Entretanto, assim como para o N-amoniaco, a LAT de 30 cm possibilitou a maior recuperação desse nutriente por meio da assimilação da biomassa.

Neste trabalho os valores de concentração do fósforo total para o efluente final ficaram na faixa de 3 a 4 mg/L. Park e Craggs (2011b), encontraram menor concentração média de fósforo dissolvido na lagoa (2,1 mg/L), alcançando até 70% de eficiência de remoção, operando lagoa com 30 cm e TDH de 4 dias.

Para o nitrogênio total os valores de concentração após a separação da biomassa algácea ficaram na faixa de 18,6 a 30,7 mg/L, entre as etapas. Garcia (2000), após a separação da biomassa de algas realizada por um decantador em série sem adição química, localizado após as lagoas de alta taxa, obteve uma remoção de nitrogênio total na faixa de 57% a 73%, que resultou em concentrações finais de 13,8 mg/L a 21,4 mg/L. Park e Craggs (2011b), por sua vez, alcançaram média 32 mg/L de nitrogênio total. Esses valores, portanto, estão em concordância com os valores alcançados neste trabalho.

Os valores médios de *E. coli* estiveram acima do limite exigido pela legislação brasileira para o enquadramento em corpos hídricos de classe 2 (CONAMA, 2005), a qual restringe a concentração de *E-coli* a $1,0 \times 10^3$ NMP/100 ml como valor máximo. Ao comparar os resultados obtidos com os valores sugeridos pela Organização Mundial da Saúde para uso de esgoto doméstico tratado na aplicação em culturas (OMS, 2000), constata-se que os efluentes das LATs de 30 cm e 45 cm no TDH de 6 dias, são enquadrados nas categorias B e C, ou seja, considerados viáveis para a irrigação por aspersão de cereais e culturas a serem industrializadas, silviculturas, árvores frutíferas e forrageiras para feno e silagem.

5.4 MODELAGEM MATEMÁTICA PARA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA

A partir da simulação dos dados experimentais no modelo proposto por Gehring et al., (2010), análogo ao RWQM, que utilizou uma equação matemática que descreve o crescimento algácea, em função basicamente da radiação solar e das parcelas de

N-amoniaco e nitrato, pôde-se estimar a produtividade volumétrica de biomassa nas lagoas de alta taxa (Figura 25).

As médias dos principais parâmetros variantes que compõem o modelo para cada uma das etapas propostas (Tabela 23) mostrou uma diferença nos valores da produtividade volumétrica de biomassa entre os dados modelados e os dados calculados através da concentração de DQO particulada em função da taxa de diluição, que nada mais é que a diferença entre a DQO_{Total} e a DQO dissolvida versus o inverso do TDH. Essa não conformidade dos valores entre os dados modelados e os dados calculados pode ter ocorrido devido ao fato que as etapas comparadas foram operadas em diferentes condições ambientais, geométricas e operacionais, o que reflete diretamente na concentração de sólidos suspensos totais (SST), concentração de DQO e, conseqüentemente, na produtividade volumétrica de biomassa. Entretanto, quando se realizou o tratamento estatístico dos dados experimentais por meio do teste de Turkey, obtiveram-se valores de p que indicaram que não houve diferenças significativas entre os valores simulados pelo modelo e os calculados em relação à taxa de diluição. Outro fator a ser levado em consideração é que o modelo utilizado engloba somente a profundidade útil como variável atuante, não incluindo o tempo de detenção hidráulica como parâmetro.

Comparando as etapas 1, 2, e 3, nas quais foi fixado um TDH de 3 dias e variaram-se as profundidades úteis das lagoas, verificou-se por meio das médias obtidas que à medida que se aumentou a profundidade das lagoas, 0,3, 0,45 e 0,6m, respectivamente, a produtividade volumétrica de microalgas foi reduzida, assim como a média da concentração de biomassa de algas em termos de DQO, a média concentração de sólidos suspensos totais e a intensidade de luz específica. Essa relação entre a produtividade volumétrica e o aumento da profundidade foi constatada tanto nos dados obtidos por meio da simulação dos dados experimentais no modelo como nos dados calculados em função da taxa de diluição.

Com base nos resultados apresentados pelo modelo para as etapas 1 e 4, que consideram a mesma profundidade útil de 0,30m e variaram o tempo de detenção de 3 para 6 dias, respectivamente, verificou-se que a medida que se aumentou o TDH aumentou-se também a produtividade volumétrica de biomassa de 37,38 gDQO/m³.d para 56,47 gDQO/m³.d. Em contrapartida, quando analisado para essas mesmas etapas, os resultados do modelo comparados com os calculados em função da taxa de diluição, essa tendência não foi constatada. A produtividade volumétrica

calculada apresentou uma redução nos valores de produtividade de 41,66 para 19,15 g DQO/m³.d. Tal incoerência nos dados pode ser devido ao fato que, quando calcula-se a produtividade em função da taxa de diluição, leva-se em consideração somente a concentração de DQO, diferentemente do modelo utilizado, que admite vários outros parâmetros, como a concentração média de N-amoniaco, concentração de sólidos suspensos totais e radiação solar. Essa diferença entre os valores simulados pelo modelo e os calculados também pode ser comprovada através do valor de *p* para as etapas 4 e 5, que indicou uma diferença significativa, pois apresentou valor de *p* menor que 0,05.

Outra questão que pode ser levada em consideração para justificar a produtividade maior no TDH de 6 dias e profundidade de 30cm em relação ao TDH de 3 dias, é o fato de que a etapa 1 apresentou uma intensidade de luz específica (*I_{AV}*) menor que a etapa 4, uma vez que apresentou valores mais elevados de sólidos suspensos totais. Altas concentrações de SST dificultam a penetração da radiação solar no meio.

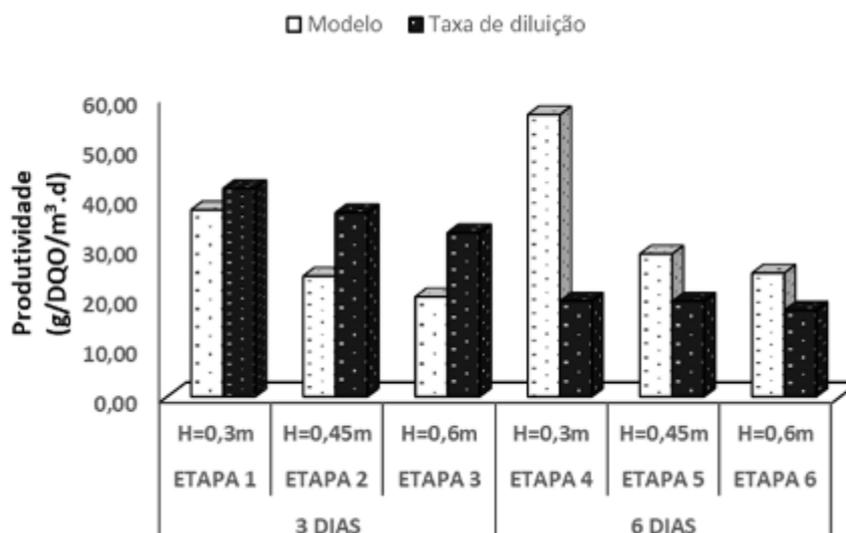
Tabela 22 - Comparativo dos valores médios obtidos do modelo e calculados em função da taxa de diluição

ETAPAS	<i>I_{AV}</i>	<i>K_d</i>	<i>S_{NH4}</i>	<i>X_{ALG}</i>	<i>X_{SST}</i>	<i>I₀</i>	H	gDQO/(m ³ d) Modelo	gDQO/(m ³ d) Taxa de diluição	<i>P</i>
1	33,7	5,4	48,7	124,9	159,0	301,7	0,3	37,38	41,66	0,333
2	20,1	4,5	48,7	110,5	130,0	301,7	0,45	24,12	36,83	0,080
3	18,5	3,6	44,4	99,0	110,0	365,7	0,6	20,00	32,83	0,070
4	45,0	3,1	47,2	114,9	90,3	249,3	0,3	56,47	19,15	0,003
5	23,9	3,6	47,2	105,6	104,0	249,3	0,45	28,55	19,13	0,042
6	21,1	2,9	36,6	104,0	82,0	258,2	0,6	24,73	17,30	0,103

Fonte: Autoria própria.

Nota: *I_{AV}*: Intensidade de luz específica; *K_d*: Parâmetro de atenuação da luz; *S_{NH4}*: Concentração de amônia; *X_{ALG}*: Concentração de biomassa de algas; *X_{SST}*: Concentração de SST; *I₀*: Radiação solar; H: profundidade.

Figura 25 - Produtividade volumétrica de biomassa média



Fonte: Autoria própria.

De acordo com o modelo, para os dados experimentais analisados, a etapa que apresentou a melhor produtividade volumétrica de biomassa de microalgas foi a etapa 1, na qual admitiu um TDH de 3 dias e profundidade de 0,3m. O mesmo ocorreu para os dados calculados em função da taxa de diluição.

Ao realizar o teste de sensibilidade para o modelo utilizado pode-se determinar o efeito global e individual de cada uma das variáveis que alimentam a equação para estimar a produtividade volumétrica de biomassa nas lagoas de alta taxa (Tabela 24).

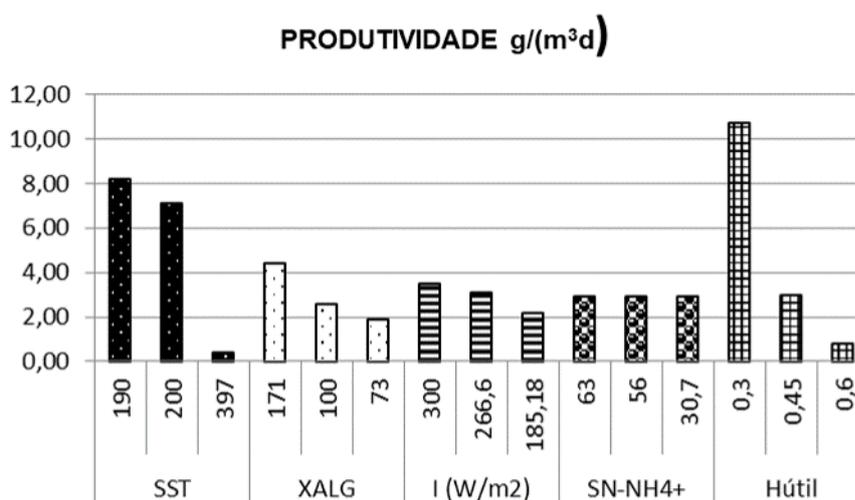
Tabela 23 - Produtividade volumétrica da biomassa a partir do teste de sensibilidade

Variável	Autor	Produtividade (gDQO/m ³ d)	
SST (mg/L)	190,0	Park e Craggs (2011)	8,20
	200,0	Santiago (2013)	7,10
	397,0	Posadas (2015)	0,40
X_{ALG} (gDQO/m ³)	171,0	Santiago (2013)	4,40
	100,0	Garcia et al., (2006)	2,60
	73,0	Nascimento (2001)	1,90
I₀ (W/m ²)	300,0	Garcia et al (2006)	3,50
	266,6	Santiago (2013)	3,10
	185,2	Azeredo (2016)	2,20
S_{N-NH4+} (mg/L)	63,0	Posadas (2015)	2,90
	56,0	Park e Craggs (2011)	2,90
	30,7	Sutherland et al., (2013)	2,90
H_{útil} (m)	0,3	Park e Craggs (2010)	10,70
	0,45	Arbib et al., (2013)	3,00
	0,6	Nascimento (2001)	0,80

Fonte: Autoria própria.

Com o teste de sensibilidade, realizados a partir de médias encontradas na literatura, pode-se verificar que o efeito individual de cada parâmetro simulado em função da produtividade, não interfere significativamente no modelo. Em contrapartida, quando se analisou o comportamento global a partir da associação das três melhores produtividades individuais, notou-se um aumento considerável na produtividade estimada. O comportamento global em relação a concentração média das três maiores produtividades individuais, em relação a uma profundidade útil de 0,3m, uma concentração de SST de 190 mg/L e uma concentração de X_{ALG} de 171 mg/L, apresentou uma produtividade volumétrica de 38,4 gDQO/m³.d. Ou seja, o valor de produtividade de biomassa simulada pelo modelo é interferido, não por uma variável individualmente e sim pela associação de dois ou mais parâmetros.

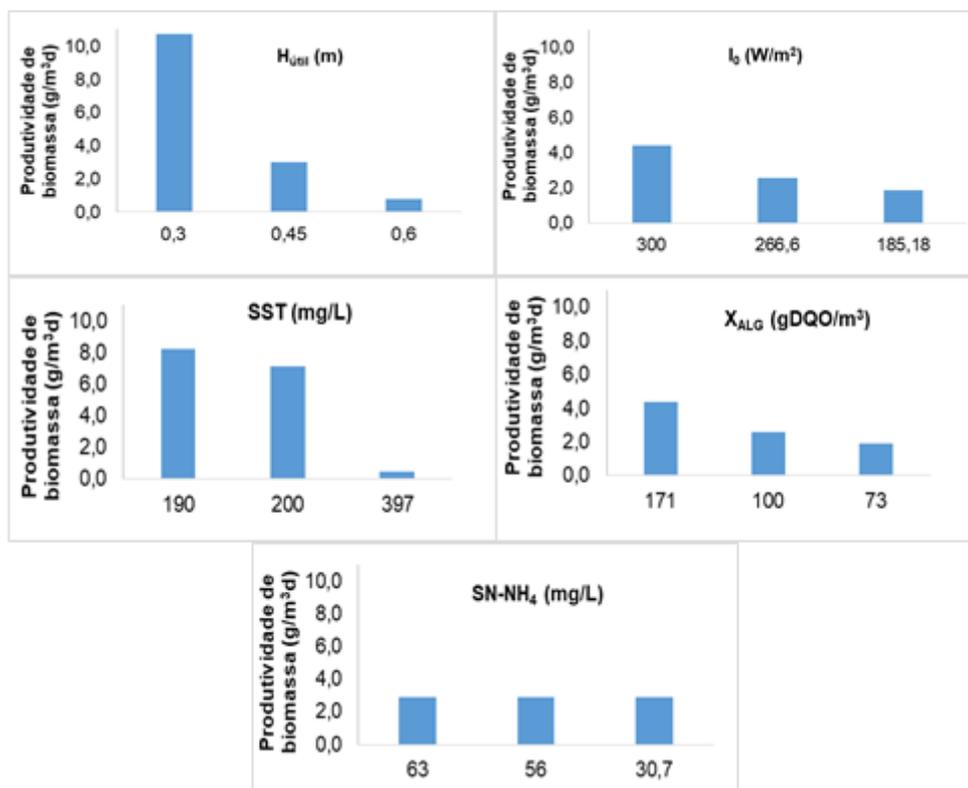
Figura 26 - Comportamento de cada variável simulada a partir do teste de sensibilidade



Fonte: Autoria própria.

A sensibilidade das variáveis em relação a interferência que elas apresentam na produtividade volumétrica de biomassa de forma separadamente mostra a afinidade de cada parâmetro em relação a produtividade. Dessa forma, pode-se perceber que a influência individual da profundidade útil é inversamente proporcional a produtividade volumétrica de biomassa, assim como a radiação solar, que é o fator principal para o cálculo da intensidade da luz específica, é proporcional a produtividade. O comportamento de cada variável, simulada separadamente, está descrito nas Figura 26 e 27.

Figura 27 - Comportamento de cada variável simulada a partir do teste de sensibilidade



Fonte: Autoria própria.

6 CONCLUSÕES

O pós-tratamento do efluente dos reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa mostrou-se atraente, sobretudo em função da simplicidade operacional do processo e o baixo custo para o cultivo de microalgas a partir destes efluentes como fonte de nutrientes.

A integração de reator UASB e lagoas de alta taxa é uma alternativa satisfatória devido ao fato de que o esgoto sanitário, quando submetido a um pós-tratamento em lagoas, antecedido por um tratamento biológico, apresenta boa eficiência de remoção da matéria orgânica e uma considerável redução no acúmulo de sólidos no fundo das lagoas de alta taxa, assim como uma elevada concentração de nutrientes solúveis no meio, que serve como fonte nutritiva e de baixo custo para a produção de biomassa algácea.

A partir dos resultados pode-se concluir que tempos de detenção hidráulicos reduzidos, como 3 dias, favorecem a produtividade de microalgas alcançando uma produtividade, em função da área superficial da lagoa de alta taxa, em torno de 20 mgSSV/m²d, de biomassa algácea.

O balanço de massa demonstra uma maior incorporação de nutrientes no TDH de 3 dias. A incorporação também foi influenciada pela profundidade, devido à disponibilidade de radiação no interior das LATs. A menor profundidade propiciou melhores condições de radiação, e, conseqüentemente, maior crescimento de microalgas. Entretanto, as lagoas operadas com maior TDH possibilitaram, em termos de remoção de nitrogênio, uma maior conversão deste nutriente para sua forma mais oxidada, ou seja, nitrato, devido, principalmente, ao maior tempo de permanência nestas lagoas, o que não constitui efetiva remoção desse nutriente.

É possível operar as lagoas de alta taxa com profundidade útil entre 30 e 45 cm sem que ocorra diferença significativa nas remoções de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos bem como alcançar boas produtividades de biomassa algácea. Em contrapartida, nas lagoas com profundidade útil de 60 cm notou-se uma redução dessas eficiências de remoções para o tratamento terciário do efluente e queda na produtividade de microalgas.

A remoção de NH₄ nas LATs alcançou bons níveis de 92%, o efluente produzido com valor na faixa entre 3 e 14 mg/L esteve dentro do limite de 20 mg N-NH₄ L⁻¹

estabelecido pela legislação CONAMA 430 de 2011. Em termos de remoção de fósforo total, a LAT obteve resultados similares para todas as etapas que ficaram na faixa de 3 e 4 mg/L.

Para a remoção de organismos patogênicos não foi observado a influência da profundidade, entretanto, no maior TDH observou-se uma menor concentração final na ordem de 10^4 NMP/100 mL.

7 RECOMENDAÇÕES

Diante dos resultados da pesquisa, recomenda-se para trabalhos futuros:

- Monitorar as lagoas de alta taxa por um período que possa abranger todas as variações sazonais, avaliando os efeitos da temperatura e radiação solar sobre as eficiências de remoção de matéria orgânica, patogênicos e nutrientes dentro de uma mesma condição operacional.
- Estudar sistemas de separação de microalgas visando maior eficiência, com foco sobretudo nas vantagens desse tipo de tratamento no controle da poluição dos recursos hídricos, notadamente para comunidades de pequeno e médio porte.
- Testar a suplementação de CO₂ nas lagoas de alta taxa com o intuito de maximizar a produtividade de microalgas.
- Buscar outras opções de modelos de produção de biomassa de microalgas em lagoas de alta taxa como função de múltiplos parâmetros, inclusive a concentração de CO₂ e testar em condições reais de operação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCANTARA, C., MUNOZ, R., NORVILL, Z., PLOUVIEZ, M., & GUIEYSSE, B. Nitrous oxide emissions from high rate algal ponds treating domestic wastewater. **Bioresource technology**, v. 177, p. 110-117, 2015.

ANSA, E. D. O., LUBBERDING, H. J., GIJZEN, H. J. The effect of algal biomass on the removal of faecal coliform from domestic wastewater. **Applied Water Science**, v. 2, n. 2, p. 87-94, 2012.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, Washington, DC, 2012.

ARAUJO, T. L. da S. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em planta piloto**. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2014.

ARBIB, Z., RUIZ J., ÁLVAREZ-DIAZ, P., GARRIDO-PÉREZ, C., BARRAGAN, J., PERALES, A. J. Effect of pH control by means of flue gas addition on three different photo-bioreactors treating urban wastewater in long-term operation. **Ecological engineering**, v. 57, p. 226-235, 2013.

ARITA, C. E. Q., PEEBLES, C., BRADLEY, T. H. Scalability of combining microalgae-based biofuels with wastewater facilities: a review. **Algal Research**, v. 9, p. 160-169, 2015.

ASSIS, L. R., **Cultivo de microalgas em esgoto doméstico com utilização de sistemas híbridos: lagoas de alta taxa e biorreator em filme**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2016.

AZEREDO, L. Z. **Potencial energético da co-digestão da biomassa de microalgas no tratamento de esgoto sanitário em reatores UASB**. Dissertação

(Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2016.

AZEREDO, V. B. S. **Produção de biodiesel a partir do cultivo de microalgas: estimativa de custos e perspectivas para o Brasil**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2012.

BARROSO JÚNIOR, J. C. A. **Produção de biomassa de algas em lagoas de alta taxa alimentadas com esgoto sanitário com posterior separação**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

BEAL, C. M.; ASHLYNN, S. S., CAREY, W. K., STUART, M. C., HALIL, B., RAJENDRA, P. B., RHYKKA, L. C., MICHAEL, E. W., ROBERT, E. H. Energy return on investment for algae biofuel production coupled with wastewater treatment. **Water Environment Research**, 2012, v.92, p.692–704.

BECKER, E.W. Micro-algae as a source of protein. **Biotechnology Advances**, v.25, 207–210, 2007.

CAI T., PARK S., LI Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, 2013, v.19, p. 360-369.

CARDOSO, A. da S., VIEIRA, G. E. G., MARQUES, A. K. O uso de microalgas para a obtenção de biocombustíveis. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 4, p. 542, 2011.

CHEN, G., ZHAO, L., QI, Y. Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: A critical review. **Applied Energy**, v. 137, p. 282-291, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de

Minas Gerais. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5), 380 p. 2007.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae beats bioethanol. **Trends in biotechnology**, v. 26, n. 3, p. 126-131, 2008.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). (2005) Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, n. 53, de 18 de março de 2005, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/61AA3835/LivroConama.pdf>>. Acesso em: 13 nov. 2017.

COSTA, E. S., **Proposta de protocolo para projeto de engenharia de reatores de anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo**. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2009.

COUTO, E. de A. do., CALIJURI, M. L., ASSEMAN, P. P., TANGO, M. D., SANTIAGO, A. da F. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, 2015, v. 81, p. 140-145.

COUTO, E. de A., **Produção de biomassa em lagoas de alta taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2016.

CRAGGS, R. J., DAVIES-COLLEY, R. J., TANNER, C. C., SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 259-267, 2003.

CRAGGS, R. J., ZWART, A., NAGELS, J. W., DAVIES-COLLEY, R. J. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. **Ecological Engineering**, v. 22, n. 2, p. 113-122, 2004.

CRAGGS, R., SUTHERLAND, D., CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, v. 24, n. 3, p. 329-337, 2012.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J., MARTIN, N. J. 1996. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture. **Water Science Technology**, v. 34, n.11, p. 133-140.

DAS, P., AZIZ, S. S., OBBARD, J. P. Two phase microalgae growth in the open system for enhanced lipid productivity. **Renewable Energy**, v. 36, n. 9, p. 2524-2528, 2011.

DEMIRBAS, M. F. Biofuels from algae for sustainable development. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3473-3480, 2011.

ELLER, C. M. **Caracterização dos componentes traços efluentes no aproveitamento energético do biogás gerado em Reator UASB no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2013.

FAKIR, K.; YAAKOB, K.; ALI, E.; ABDULLAH, S.R.S.; TAKRIFF, M.S. (2011). **An overview of microalgae as a wastewater treatment**. AMMAN, Jordan International Energy Conference.

FALESCHINI, M. ESTEVES, J. L. VALERO, M. A. C. The Effects of Hydraulic and Organic Loadings on the Performance of a Full-Scale Facultative Pond in a Temperate Climate Region (Argentine Patagonia). **Water Air Soil Pollut**, 2012, v. 223, p. 2483-2493.

FALLOWFIELD, H. J., CROMAR, N. J., EVISON, L. M. Coliforme die-off rate constants in high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables. **Water Science Technology**, 1996, v. 34, n. 11, p. 141-147.

FARIA, R. A. P., **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto – estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel. 2012.

FRANCO, A. L. C., LÔBO, I. P., DA CRUZ, R. S. Biodiesel from microalgae: progress and challenges. **Química Nova**, v. 36, n. 3, p. 437-448, 2013.

FRIGON, J.C.; MATTEAU-LEBRUN, F.; ABDU, R.H.; MCGINN, P.J.; O'LEARY, S.J.B.; GUIOT, S.R. Screening microalgae strains for their productivity in methane following anaerobic digestion. **Applied Energy**, 2013, v. 108, p. 100-107.

GARCÍA, J., GREEN, B. F., LUNDQUIST, T., MUJERIEGO, R., HERNÁNDEZ-MARINÉ, M., OSWALD, W. J Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 14, p. 1709-1715, 2006.

GARCIA, J., MUJERIEGO, R., HERNANDEZ-MARINE, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, v. 12, n. 3, p. 331-339, 2000.

GEHRING, T., SILVA, J. D., KEHL, O., CASTILHOS, A. B., COSTA, R. H. R., UHLENHUT, F., WICHERN, M Modelling waste stabilisation ponds with an extended version of ASM3. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 713-720, 2010.

GIACOBBO, A., FERON, G. L., RODRIGUES, M. A. S., BERNARDES, A. M., MENUGUZZI, A. Utilização de Biorreator a membrana para tratamento de efluentes. **Revista Holos**, 2011, v. 1, p. 13-29.

GODOS, I., BLANCO, S., GARCÍA-ENCINA, P. A., BECARES, E., MUÑOZ, R. Influence of flue gas sparging on the performance of high rate algae ponds treating agro-industrial wastewaters. **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, n. 1, p. 1049-1054, 2010.

GONÇALVES, R. F., **Projeto Hidráulico**. 2015. Planta de implantação, preto e branco.

GONZÁLEZ, D. L., GAMERO, M. P., G. ACIÉN, F., CUADRA, F. G., VALVERDE, J.L., SILVA, L. S. Energetic, economic and environmental assessment of the pyrolysis and combustion of microalgae and their oils. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 2015, v. 51, p. 1752-1770.

GOOGLE. Google Earth. Disponível em: <<http://earth.google.com>>. Acesso em: 17 nov. 2017.

GROBBELAAR, J. U. Microalgae mass culture: the constraints of scaling-up. **Journal of Applied Phycology**, v. 24, n. 3, p. 315-318, 2012.

HADIYANTO, H., ELMORE, S., GERVEN, T.V., STANKIEWICZ, A. Hydrodynamic evaluations in high rate algae pond (HRAP) design. **Chemical Engineering Journal**. 2013, v. 217, p. 231-239.

HU, Z., LOTTI, T., KREUK, M. de, KLEEREBEZEM, R., LOOSDRECHT, M. V., KRUIT, J., JETTEN, M. S. M., KARTAL, B. Nitrogen removal by a nitritation-anammox bioreactor at low temperature. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, n. 8, p. 2807-2812, 2013.

ILLMAN, A. M.; SCRAGG, A. H.; SHALES, S. W. Increase in Chlorella strains calorific values when grown in low nitrogen medium. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 27, n. 8, p. 631-635, 2000.

JARENKOW, A. **Estudo da produção e extração de lipídeos na microalga *Chlorella sp.*** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2014.

JEBALI, A., ACIÉN, F. G., GÓMEZ, C., FERNÁNDEZ-SEVILLA, J.M., MHIRI, N., KARRAY, F., DHOUIB, A., MOLINA-GRIMA, E., SAYADI, S. Selection of native Tunisian microalgae for simultaneous wastewater treatment and biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 424-430, 2015.

KANEMOTO, F. T. **Otimização de sistema de cultivo de baixo custo de *Nannochloropsis gaditana* Lubián 1982 para produção de biodiesel.** Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

KETHEESAN, B., NIRMALAKHANDAN, N. Development of a new airlift-driven raceway reactor for algal cultivation. **Applied Energy**, 2011, v.88, p.3370–3376.

KHAN, A. A., ZAHID, R., TYAGIA, V. K., HURSHEEDA, A., LEWB B., MEHROTRA, I., KAZMIA, A. A.. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, 2011, v.55, p. 1232–1251.

KRUG E. B. M., HOLLENBERG J. N., ILLENBRAND T., HIESSL H. Integration of Microalgae Systems at Municipal Wastewater Treatment Plants: Implications for Energy and Emission. **Environmental Science & Technology**, 2012, v.46, p.11505–11514.

KUMAR, A., ERGAS, S., YUAN, X., SAHU, A., ZHANG, Q., DEWULF, J., MALCATA, F. X., VAN LANGENHOVE, H. Enhanced CO₂ fixation and biofuel production via microalgae: recent developments and future directions. **Trends in Biotechnology**, v. 28, n. 7, p. 371-380, 2010.

KUNJAPUR, A. M., ELDRIDGE, R. B. Photobioreactor design for commercial biofuel production from microalgae. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 49, n. 8, p. 3516-3526, 2010.

KWIETNIEWSKA, E., TYS, J. Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 491-500, 2014.

LARKUM, A. W., ROSS, I. L., KRUSE, O., HANKAMER, B. Selection, breeding and engineering of microalgae for bioenergy and biofuel production. **Trends in Biotechnology**, 2012, v. 30, p.198-205.

LEE, O. K., SEONG, D. H., LEE, C. G., LEE, E. Y. Sustainable production of liquid biofuels from renewable microalgae biomass. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 29, p. 24-31, 2015.

LEW, B. A., LUSTIG, I. B, BELIAVSKI, M., TARRE, S., GREEN, M. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**. 2011. v.102, p.4921–4924.

LOBATO, L. C. da S. **Aproveitamento Energético de Biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2011.

LOURENÇO, S.O. **Cultivo de microalgas marinhas: Princípios e aplicações**. São Carlos-SP: Editora RiMa, 2006, 588p.

LUNDQUIST, T. J., WOERTZ, I. C., QUINN, N. W. T., BENEMANN, J. R. A realistic technology and engineering assessment of algae biofuel production. **Energy Biosciences Institute**, p. 1, 2010.

MAHAPATRA, D. M., CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. Bioremediation and lipid synthesis through mixotrophic algal consortia in municipal wastewater. **Bioresource technology**, v. 168, p. 142-150, 2014.

MARA, D. D.; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W. & ALABASTER, G. P. Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, v. 6, p. 72-78, 1992.

MARCHELLO A. E. **Cultivo de microalgas e redução de coliformes em efluente de tratamento anaeróbio**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

MASCARENHAS, L.C.A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2004, v. 9, p. 45-54.

MATA, T. M., MARTINS, A. A., CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 1, p. 217-232, 2010.

MEHRABADI, A., CRAGGS, R., FARID, M. M. Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. **Bioresource technology**, v. 184, p. 202-214, 2015.

MENDOZA, J. L., GRANADOS, M.R., GODOS I., ACIEN, F.G., BANKS, M. E., HEAVEN S. Fluid-dynamic characterization of real-scale raceway reactors for microalgae production. **Biomass & Bioenergy**, 2013. V. 54. p. 267-275.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment disposal reuse**. 4 ed. New York, McGraw-Hill, International Editions, 2003. 1848pp.

MOBIN, S.; ALAM, F. Biofuel production from algae utilizing wastewater. In: **19th Australasian Fluid Mechanics Conference**. 2014. p. 8-11.

MONTEMEZZANI, V. DUGGAN, I. C. HOGG, I. D., CRAGGS, R. J. A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Ponds and algal production raceways. **Algal Research**, 2015, v. 11, p. 211-226.

MUYLAERT, K., VANDAMME, D., FOUBERT, I., BRADY, P. V. Harvesting of microalgae by means of flocculation. In: **Biomass and Biofuels from Microalgae**. Springer International Publishing, 2015. p. 251-273.

NASCIMENTO, J. R. S., **Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

NAUMANN, T., ÇEBI, Z., PODOLA, B., MELKONIAN, M. Growing microalgae as aquaculture feeds on twin-layers: a novel solid-state photobioreactor. **Journal of Applied Phycology**, v.25, 1413–1420, 2013.

OLGUÍN, E. J; SÁNCHEZ-GALVÁN, G. Aquatic phytoremediation: novel insights in tropical and subtropical regions. **Pure Applied Chemistry**, v. 82, p. 27-38, jan. 2010.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bulletin of World Health Organization, v. 78, n. 9. Genebra.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, 2010, v. 61, p. 633-639.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technol**, 2011. v.102, n.3, p.35-42.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Algal production in wastewater treatment high rate algal ponds for potential biofuel use. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 10, p. 2403-2410, 2011a.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p. 1758-1764, 2011b.

PASSOS, R. G., **Avaliação de Desempenho de Lagoas de Estabilização por meio de dados de monitoramento e modelagem em fluidodinâmica computacional (CFD)**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

PECCIA, J., HAZNEDAROGLU B., GUTIERREZ J., ZIMMERMAN J.B. Nitrogen supply is an important driver of sustainable microalgae biofuel production. **Trends in Biotechnology**, 2013, v.31, p. 134-138.

PIMPÃO, H. **Avaliação dos impactos ambientais da estação de tratamento de esgoto do bairro CPA III – lagoa encantada em Cuiabá/MT utilizando indicadores ambientais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2001.

POSADAS, E., MORALES, M. del M., GOMEZ, C., ACIÉN, F. G., MUÑOZ, R. Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, 2015, v. 265, p. 239-248.

PRAGYA, N., PANDEY, K. K., SAHOO, P. K. A review on harvesting, oil extraction and biofuels production technologies from microalgae. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 24, p. 159-171, 2013.

RAHMAN, M. S., ENCARNACION, G., CAMPER, A. K. Nitrification and potential control mechanisms in simulated premises plumbing. **Water research**, v. 45, n. 17, p. 5511-5522, 2011.

RAZZAK, S. A., HOSSAIN, M. M., LUCKY, R. A., BASSI, A. S., LASA, H. Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing – A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**. 2013. v.27, p. 622-653.

REICHERT, P., BORCHARDT, D., HENZE, M., RAUCH, W., SHANAHAN, P., SOMLYÓDY, L., VANROLLEGHEM, P. River water quality model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 5, p. 11-30, 2001.

RIBEIRO, L. A., DA SILVA, P. P., MATA, T. M., MARTINS, A. A. Prospects of using microalgae for biofuels production: results of a Delphi study. **Renewable Energy**, v. 75, p. 799-804, 2015.

SAH, L., ROUSSEAU, D. P., HOOIJMANS, C. M., LENS, P. N. 3D model for a secondary facultative pond. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 9, p. 1592-1603, 2011.

SANTIAGO, A. F. **Avaliação do desempenho de Lagoas de Alta Taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

SCHNURR, P. J., ALLEN, D. G. Factors affecting algae biofilm growth and lipid production: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 418-429, 2015.

SLADE, R., BAUEN, A. Micro-algae cultivation for biofuels: cost, energy balance, environmental impacts and future prospects. **Biomass and bioenergy**, v. 53, p. 29-38, 2013.

SOLIMENO, A. GARCÍA, J. Microalgae-bacteria models evolution: From microalgae steady-state to integrated microalgae-bacteria wastewater treatment models—A comparative review. **Science of The Total Environment**, v. 607, p. 1136-1150, 2017.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico**

em reatores. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

MARA, D. D., MILLS, S. W., PEARSON, H. W., ALABASTER, G. P. Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems. **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, v. 6, n. 3, p. 72-78, 1992.

SUALI, E., SARBATLY, R. Conversion of microalgae to biofuel. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 6, p. 4316-4342, 2012.

SUTHERLAND, D. L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. Seasonal variation in light utilisation, biomass production and nutrient removal by wastewater microalgae in a full-scale high-rate algal pond. **Journal of Applied Phycology**, 2014a, v. 16, p. 1317-1329.

SUTHERLAND, D. L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, 2015a, v. 184, p. 222-229.

SUTHERLAND, D. L., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. The effects of CO₂ addition along a pH gradient on wastewater microalgal photo-physiology, biomass production and nutrient removal. **Water research**, v. 70, p. 9-26, 2015c.

SUTHERLAND, D. L., MONTEMEZZANI, V., HOWARD-WILLIAMS, C., TURNBULL, M. H., BROADY, P. A., CRAGGS, R. J. Modifying the high rate algal pond light environment and its effects on light absorption and photosynthesis. **Water Research**, 2015b, v. 70, p. 86-96.

SUTHERLAND, D. L.; TURNBULL, M. H.; CRAGGS, R. J. Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. **Water research**, v. 53, p. 271-281, 2014b.

SWARNALATHA, G.V., HEGDE, N. S. CHAUHAN, V. S., SARADA, R. The effect of carbon dioxide rich environment on carbonic anhydrase activity, growth and metabolite production in indigenous freshwater microalgae. **Algal Research**, 2015. v. 9, p. 151-159.

THIANSATHIT, W., KEENER, T. C., KHANG, S. J., RATPUKDI, T., HOVICHITR, P. The kinetics of *Scenedesmus obliquus* microalgae growth utilizing carbon dioxide gas from biogas. **Biomass and bioenergy**, v. 76, p. 79-85, 2015.

TORRES, H. S. J. **Cultivo de microalgas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

UGGETTI, E., SIALVE, B., TRABLY, E., STEYER, J. P. Integrating microalgae production with anaerobic digestion: a biorefinery approach. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 8, n. 4, p. 516-529, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição, Belo Horizonte - MG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, 452p.

WANG, B., LAN, C. Q. Biomass production and nitrogen and phosphorus removal by the green alga *Neochloris oleoabundans* in simulated wastewater and secondary municipal wastewater effluent. **Bioresource Technology**, 2011, v.102, p.5639-5644.

YAAKOB, Z. K. F., EHSAN, A. S. R. S. ABDULLAH, M. S. T. An overview of microalgae as a wastewater treatment. **Jordan International Energy Conference**, 2011, v.4, p.620-639.

YEN, H. W., HU, I. C., CHEN, C. Y., HO, S. H., LEE, D. J., CHANG, J. S. Microalgae-based biorefinery—from biofuels to natural products. **Bioresource Technology**, v. 135, p. 166-174, 2013.

ZENG, X., GUO, X., GAOMIN, S., DANQUAH, M. K., ZHANG, S., LU, Y., SUN, Y., LIN, L. Bioprocess considerations for microalgal-based wastewater treatment and biomass production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 2015, v. 42, p. 1385-1392.

ZHAO, B., SU, Y. Process effect of microalgal-carbon dioxide fixation and biomass production: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 31, p. 121-132, 2014.

ZHU, L. D., HILTUNEN, E., ANTILA, E., ZHONG, J. J., YUAN, Z. H., WANG, Z. M. Microalgal biofuels: flexible bioenergies for sustainable development. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 30, p. 1035-1046, 2014.