



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Viviane Köppe Jensen

BIOMASSA ALGAL GERADA EM UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA:
SEPARAÇÃO EM MALHA GEOTÊXTIL E PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Rio de Janeiro

2014



UFRJ

Viviane Köppe Jensen

**BIOMASSA ALGAL GERADA EM UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA:
SEPARAÇÃO EM MALHA GEOTÊXTIL E PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador(es): Isaac Volschan Junior

Magali Christe Cammarota

Rio de Janeiro,

2014

Jensen, Viviane Köppe.

Título: Biomassa algal gerada em uma lagoa de estabilização facultativa: separação em malha geotêxtil e produção de biogás / Viviane Köppe Jensen. – 2014.

84 f. : il. 45

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2014.

Orientador: Isaac Volschan Jr. e Magali Christe Cammarota

1. Biomassa. 2. Algas. 3. Lagoa de estabilização. 4. Digestão anaeróbia. I. Biogás

Volschan Jr., Isaac. II. Cammarota, Magali Christe. III Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. IV. Título.



UFRJ

BIOMASSA ALGAL GERADA EM UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA:
SEPARAÇÃO EM MALHA GEOTÊXTIL E PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Viviane Köppe Jensen

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

Prof. Isaac Volschan Jr., D.Sc, UFRJ (orientador)

Profa. Magali Christe Cammarota, D.Sc., UFRJ (co-orientador)

Profa. Cristina Aparecida Gomes Nassar, D.Sc., UFRJ

Prof. Eduardo Pacheco Jordão, D.Sc., UFRJ

Prof. João Paulo Bassin, D.Sc., Delft University of Technology

Rio de Janeiro

2014

*A vida só é possível através dos desafios.
A vida só é possível quando você tem
tanto o bom tempo quanto o mau tempo,
quando tem prazer e dor;
quando tem inverno e verão, dia e noite;
quando tem tristeza tanto quanto felicidade,
desconforto tanto quanto conforto.
A vida passa entre essas duas polaridades.
Movendo-se entre essas duas polaridades,
você aprende a se equilibrar.
Entre essas duas asas,
você aprende a voar até a estrela mais brilhante.*

Osho

DEDICATÓRIA

À minha família, por proporcionar
minha educação, para que esse sonho se realizasse

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Isaac Volschan Junior, por acreditar em mim e por me dar a oportunidade de aprender com ele; e a

A minha orientadora Magali Christe Cammarota por ser solícita, paciente e também por acreditar em mim;

A FINEP/CNPq pela bolsa de desenvolvimento tecnológico;

A técnica Suzana pelo apoio, dedicação e pela sua amizade, a qual foi muito importante;

Ao meu grande amigo Francisco Dell'Uomo, pela sua imensa ajuda, amizade, risadas e conversas;

Aos meus grandes amigos e parceiros de trabalho, Marcelo Barboza e Paulo César Carvalho de Souza, pela constante ajuda, aprendizado e amizade. Sem vocês não teria conseguido;

A minha colega de profissão Priscila, pela sua ajuda e amizade;

A minha amiga Monica Pertel, por sempre me ouvir e por me incentivar nos momentos mais difíceis;

A todos do Laboratório de Tecnologia Ambiental, por terem me proporcionado um ambiente de crescimento pessoal e profissional;

A Cristina, Cida, Darlise e Eder, do Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente, pela ajuda, disponibilidade e pela amizade de todos;

Aos meus queridos colegas de mestrado, que se tornaram grandes amigos meus: Phillippe, Francisco, Gustavo, Mayra, Nilson, Rosana e Tiago. Obrigada pela amizade, carinho e pelas eternas risadas;

Aos professores e alunos da UFRJ, que me ajudaram muito nessa empreitada, me auxiliando, sempre solícitos com as minhas dúvidas e questionamentos;

A grande família do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA), pelo eterno aprendizado;

A minha mãe Monica, por sempre apoiar minhas decisões, sem questioná-las, permitindo que eu fizesse minhas escolhas; à minha irmã Sabrina, minha querida amiga de caminhada de vida, por me incentivar sempre e me apoiar em todos os momentos e à minha avó Elza, pelo carinho e meiguice que somente uma avó sabe dar;

Ao David, meu cachorro querido (que faleceu durante a elaboração da dissertação), por encher a minha vida de amor e alegria;

A Deus, por me proporcionar essa incrível jornada, que é a vida;

Obrigada a todos que torceram, confiaram e acreditaram em mim;

Agradeço a todos, que por descuido esqueci-me de mencionar.

RESUMO

JENSEN, Viviane. **Biomassa algal gerada em uma lagoa de estabilização facultativa: separação em malha geotêxtil e produção de biogás.** Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

O tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização facultativas gera uma quantidade expressiva de biomassa algal, resíduo que, se não separado e tratado adequadamente, pode causar impactos ambientais no corpo hídrico receptor. A remoção periódica dessas microalgas é necessária para o bom funcionamento das lagoas e melhor qualidade do efluente final. Uma forma de remoção física das microalgas é a filtração em malha geotêxtil, formada por tecido de alta resistência, denominado Geotube®. Esta tecnologia é comumente empregada na contenção e desidratação de lodos. O aproveitamento dessas microalgas como biofertilizante no solo, no sequestro de gás carbônico (CO₂) e na geração de biocombustíveis tem sido investigado. Nesse sentido, o estudo em questão avaliou a separação e digestão anaeróbia da biomassa algal em escala de laboratório e piloto. A biomassa algal foi coletada na lagoa de estabilização facultativa do Centro Experimental de Saneamento Ambiental - CESA/UFRJ. O Geotube® com largura de malha de 400 µm foi utilizado para a filtração do efluente da lagoa facultativa e retenção da biomassa algal, sem e com auxílio de coagulantes/floculantes. Uma baixa eficiência de filtração da biomassa algal foi observada, indicando que nas condições avaliadas o emprego do Geotube® não é viável para separação e concentração da biomassa algal. Na digestão anaeróbia da biomassa algal foi verificado que não há necessidade de corrigir os níveis de nutrientes e que a adição de lodo acelera o processo de digestão anaeróbia. Com 10% (v/v) de lodo, a produção de biogás estabilizou em torno de 15 dias, obtendo-se 186,4 mL biogás / g DQO removida. A adição de biomassa de algas ao lodo aumentou a produção de biogás, assim como a redução da concentração de sólidos voláteis, proporcionalmente à quantidade de biomassa na mistura. A produção específica de metano foi 10 vezes maior nas misturas de biomassa de algas e lodo (em torno de 65 mL CH₄/g SV aplicados, para as misturas com 10 a 70% de biomassa de algas), quando comparadas com lodo puro ou com 5 % apenas de biomassa de algas (em torno de 6 mL CH₄/g SV aplicados). Os resultados obtidos sugerem que a adição de microalgas ao digestor de lodo favorece o processo de digestão anaeróbia e pode resultar em maiores produções de metano, sem prejudicar a estabilização do lodo.

Palavras-chave: Biomassa algal; produção de metano; biogás; lagoa de estabilização facultativa

ABSTRACT

JENSEN, Viviane. **Algae biomass generated on a facultative stabilization pond: separation geotextile fabric and biogas production.** Rio de Janeiro, 2014. Thesis (MS) – Environmental Engineering, Polytechnic School and School of Chemistry, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

The treatment of wastewater in facultative stabilization lagoons generates a significant amount of algal biomass, residue that when not separated and treated properly, can cause environmental impacts on the receiving water body. The periodic removal of these microalgae is necessary for the proper functioning of the lagoons and better quality of the final effluent. One way to physical removal of microalgae is the geotextile filtration formed by a high-strength fabric, known as Geotube®. This technology is commonly used in the containment and dewatering of sludge. The use of these microalgae as soil biofertilizer, as carbon dioxide (CO₂) sequestering and the generation of biofuels have been investigated. In this sense, the present study evaluated the separation and anaerobic digestion of algal biomass at laboratory scale and pilot scale. The algal biomass was collected in the lagoon of facultative stabilization of Experimental Center of Environmental Sanitation - CESA / UFRJ. The Geotube® with mesh width of 400 µm was used for filtration of the effluent from the facultative lagoon algal biomass retention, with or without the aid of coagulants / flocculants. A low filtration efficiency of algal biomass was observed, indicating that the evaluated conditions of the use of Geotube® is impractical for separation and concentration of the algal biomass. In anaerobic digestion of algal biomass, was observed that there is no need to correct the nutrient levels and that the addition of sludge accelerates the process of anaerobic digestion. Using 10 % (v / v) of sludge, the biogas production stabilized at about 15 days, generating 186.4 mL biogas / g COD removed. The addition of the algal biomass to the sludge increased the biogas production, as well as reduced the concentration of volatile solids, in proportion to the amount of biomass in the mixture. The specific methane production was 10 times higher for mixtures of algal biomass and sludge (about 65 ml CH₄ / g SV applied to mixtures containing 10 to 70% of algal biomass) as compared to pure sludge or only 5% of algal biomass (about 6 mL CH₄ / g VS applied). The results suggest that the addition of microalgae to the sludge digester favors the anaerobic digestion process and may result in higher production of methane, without harming the stabilization of sludge.

Keywords: algal biomass; methane production; biogas; facultative stabilization pond

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	15
1.1 INTRODUÇÃO	15
1.2 OBJETIVOS	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	18
2.2 CONCEITOS BÁSICOS E USO DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	20
2.2.1 Lagoas de Estabilização Facultativas	22
2.3 BIOMASSA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVAS	24
2.4 ROTAS DE SEPARAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL	26
2.4.1 Processos de Coagulação/Floculação	26
2.4.2 Filtração em Geobags	28
2.4.3 Potencial Zeta	30
2.5 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DA BIOMASSA ALGAL	31
2.5.1 Produção de biodiesel de biomassa de algas	32
2.5.2 Digestão anaeróbia de biomassa de algas	33
2.5.3 Co-digestão de lodo e biomassa de algas	39
3 MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.1 CENTRO DE EXPERIMENTAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CESA.....	43
3.1.2 Lagoa de Estabilização Facultativa – CESA	43
3.2 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DA BIOMASSA DE ALGAS DA LAGOA FACULTATIVA	44
3.2.1 Primeira coleta	44
3.2.2 Segunda coleta	45
3.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DA BIOMASSA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA.....	45
3.4 SEPARAÇÃO DA BIOMASSA DE ALGAS – ENSAIOS COM GEOTUBE®.....	46
3.4.1 Separação da biomassa algal sem coagulantes – Ensaios em campo	46
3.4.2 Separação da biomassa de algas com emprego de coagulantes – Ensaios preliminares em bancada	47
3.5 ANÁLISE DO POTENCIAL ZETA	49
3.6 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	50
3.6.1 Efeito da suplementação de nutrientes	52

3.6.2 Efeito da concentração de inóculo	52
3.6.3 Co-digestão de biomassa de algas e lodo	52
3.7 MÉTODOS ANALÍTICOS	50
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
4.1 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DA BIOMASSA DE ALGAS DA LAGOA FACULTATIVA	54
4.2 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DA BIOMASSA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA	57
4.3 SEPARAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL – ENSAIOS COM GEOTUBE®	58
4.3.1 Separação da biomassa de algas sem coagulantes – Ensaios em campo	58
4.3.2 Separação da biomassa de algas com emprego de coagulantes – Ensaios em bancada	62
4.4 POTENCIAL ZETA	69
4.5 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	70
4.5.1 Efeito da suplementação de nutrientes	70
4.5.2 Efeito da concentração de inóculo	71
4.5.3 Co-digestão de biomassa de algas e lodo	73
5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES	77
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquema das divisões em zonas de uma Lagoa Facultativa.	23
Figura 2: Microalgas comuns em águas contaminadas.	25
Figura 3: Aspectos gerais da tecnologia do Geotube®.....	29
Figura 4: Etapas da digestão anaeróbia.	34
Figura 5: Produção de biogás para diferentes proporções de biomassa algal e lodo.....	41
Figura 6: Fluxograma ensaios em bancada.....	42
Figura 7: Centro Experimental de Saneamento Ambiental. Fonte: Fonseca, 2005.....	43
Figura 8: Lagoa Facultativa do CESA/UFRJ.	44
Figura 9: Coleta da biomassa de algas.....	46
Figura 10: Detalhe do Geotube® (acima) e efluente tratado no Geotube®.....	47
Figura 11: Cone teste (malha Geotube®) empregado	49
Figura 12: Zetâmetro, Zeta Plus.	50
Figura 13: Monitoramento da produção de biogás (A) e recolhimento do biogás produzido para análise por cromatografia gasosa (B).	51
Figura 14: Fotomicrografia de microalgas Scenedesmus sp1 (A) e Scenedesmus sp2 (B) encontradas na biomassa coletada na Lagoa Facultativa.....	54
Figura 15: Fotomicrografia de microalgas Desmodesmus sp (A) e Chlorella sp (B) encontradas na biomassa coletada na Lagoa Facultativa.....	55
Figura 16: Fotomicrografia de microalgas do gênero Euglena sp encontradas na biomassa coletada na Lagoa Facultativa.	55
Figura 17: Fotomicrografia de microalgas do gênero Scenedesmus sp (A) e Pyrobotrys sp (B) encontradas na biomassa coletada na Lagoa Facultativa.....	56
Figura 18: Concentração de DBO5 no afluente e efluente do Geotube®	58
Figura 19: Eficiência de remoção de DBO5 na filtração com Geotube®.	59
Figura 20: Concentração de SST no afluente e efluente do Geotube®.....	60
Figura 21: Eficiência de remoção de SST na filtração com Geotube®.....	61
Figura 22: Turbidez no afluente e efluente do Geotube®.	61
Figura 23: Eficiência de remoção de Turbidez na filtração com Geotube®.	62
Figura 24: Aspecto das amostras após adição dos polímeros aniônico (polieletrólito aniônico – becher 1) e catiônico (polieletrólito catiônico– becher 2).	63
Figura 25: Início do Jar Test com o efluente da Lagoa Facultativa.....	65
Figura 26: Coagulação após adição do Tanfloc	65

Figura 27: Detalhe dos flocos formados.....	66
Figura 28: Detalhe da sedimentação da biomassa coagulada.....	66
Figura 29: Efluente tratado em cone teste (malha Geotube®)	68
Figura 30: Biomassa algal retida na malha.....	68
Figura 31: Gráfico do potencial zeta da biomassa algal da lagoa facultativa.....	69
Figura 32: Produção de biogás da biomassa de algas concentrada enriquecida ou não com nutrientes (a 30°C)	70
Figura 33: Produção de biogás da biomassa de algas a 30°C, com aplicação de diferentes concentrações de lodo (inóculo)	72
Figura 34: Volume acumulado de biogás a 30°C para diferentes proporções lodo: biomassa de algas.....	73
Figura 35: Produção de biogás a 30°C após 26 dias de digestão e sólidos voláteis aplicados em diferentes proporções de lodo e biomassa de algas	74
Figura 36: Relação entre o aumento de SV aplicados e volume de biogás (a 30°C) nos ensaios	75
Figura 37: Eficiência da co-digestão de diferentes proporções de lodo e biomassa algal (volume de metano a 30°C)	76

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Eficiências de remoção de diferentes tipos de Lagoas de Estabilização	21
Tabela 2: Composição típica do biogás	36
Tabela 3: Rendimentos teóricos de metano e amônia por espécie. Fonte: Sialve et al., 2009.	39
Tabela 4: Experimentos de digestão anaeróbia de microalgas: características, condições de processo e rendimento de metano. Fonte: SIALVE et al., 2009.....	39
Tabela 5: Caracterização da biomassa de algas coletada na Lagoa Facultativa do CESA.....	57
Tabela 6: Efeito da concentração de Tanfloc na coagulação e floculação (1,5 mg/L de polieletrólito aniônico) da biomassa de algas da lagoa facultativa, com pH 7,5.....	64
Tabela 7: Resultados da filtração em malha Geotube® da biomassa após coagulação/floculação	67
Tabela 8: Efeito dos nutrientes sobre a digestão anaeróbia da biomassa de algas	71
Tabela 9: Efeito da adição de inóculo na digestão anaeróbia da biomassa de algas	72

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 INTRODUÇÃO

Existem diversos processos biológicos para o tratamento de esgotos sanitários, tais como: lodos ativados, filtros biológicos e lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2005). As lagoas de estabilização diferem pela forma com que a matéria orgânica é estabilizada, sendo classificadas em: anaeróbias, facultativas, estritamente aeróbias, de maturação, de polimento (lagoas de alta taxa), aeradas e de macrófitas (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Sistemas de tratamento de esgoto baseados em lagoas de estabilização são em geral utilizados em países tropicais, pois o clima é favorável para a operação dos mesmos, além de ser uma das tecnologias mais baratas e simples e produzir um efluente de qualidade, satisfazendo assim a legislação ambiental vigente (FURTADO et al., 2009).

O desempenho das lagoas está diretamente associado à composição e atividade microbiana presente. As lagoas de estabilização são utilizadas como um reator biológico para reduzir material orgânico, sólidos e organismos patogênicos presentes no esgoto bruto, através da ação de micro-organismos como bactérias, algas e protozoários (NISHIO, 2010). Os organismos que constituem o fitoplâncton presentes em lagoas de estabilização facultativas, atuam em simbiose com bactérias aeróbias, fornecendo oxigênio para que estas decomponham a matéria orgânica presente nos esgotos sanitários (AQUINO et al., 2011). O tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização facultativas gera uma quantidade expressiva de biomassa algal, resíduo que, se não separado e tratado adequadamente, pode causar impactos ambientais no corpo hídrico receptor. A remoção periódica dessas microalgas é necessária, não só para um melhor funcionamento das lagoas de estabilização como também pela qualidade do efluente final, pois elas conferem ao efluente tratado elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e sólidos em suspensão (BARTHEL, 2007).

Porém, por serem organismos microscópicos, sua separação do efluente final se torna difícil (NASCIMENTO, 2001; BARTHEL, 2007). Existe uma variedade de rotas para a remoção da biomassa algal dos efluentes tratados, tais como: pré-tratamento (filtros lentos de areia, como etapa inicial para remoção de algas); remoção física através de tratamento convencional (floculação avançada com microareia, flotação por ar dissolvido ou aplicação de membranas); oxidação; tratamento biológico e adsorção. Tais tratamentos apresentam diferentes graus de efetividade de remoção dessa biomassa (AWWA, 2010). A seleção da tecnologia deve ser avaliada levando-se em consideração um estudo de viabilidade técnica e

econômica.

Um exemplo de remoção física das microalgas é a filtração em uma malha de geotêxtil, formada por tecido de alta resistência, denominado Geotube®. Esta tecnologia é comumente empregada na contenção e desidratação de lodos (AYDILEK e EDIL, 2003). Nesse sentido, os minúsculos poros funcionam como forma de contenção, possibilitando uma provável colmatação da biomassa algal. O Geotube® permite preenchimentos sucessivos de líquido, até que todo o material sólido ocupe a área interna. A escolha desta tecnologia visa reduzir impactos nos corpos hídricos, minimizando o emprego de produtos químicos e os custos (BASE NAVAL, 2010).

O cultivo de algas com fins comerciais existe há cerca de 75 anos, para tratamento de esgotos e produção de biomassa de diferentes espécies de algas como as dos gêneros *Chlorella* e *Dunaliella* (ABDEL-RAOUF et al., 2012). O aproveitamento dessas microalgas tem sido investigado, em diversas pesquisas, tais como: biofertilizante no solo, no sequestro de gás carbônico (CO₂) e na geração de biocombustíveis (ZENG et al., 2011; MATA et al., 2010).

As microalgas têm duas grandes vantagens sobre plantas superiores com relação à produção de biocombustíveis. Em primeiro lugar, a produtividade de biomassa de algas é maior, cerca de 70 toneladas por hectare/ano de peso seco. Em segundo lugar, o cultivo de microalgas não requer terra arável e apenas água doce, também pode ser de água salobra ou salgada (SALERNO et al., 2009).

A energia solar convertida e armazenada pelas células das microalgas pode ser recuperada através da digestão anaeróbia dessas algas, para a produção de metano (GOLUEKE et al., 1957). Como resíduo final, tais micro-organismos podem ser reaproveitados para a produção de metano, reduzindo assim impactos ambientais, além de gerar alternativas sócio-econômicas (CARDOSO et al., 2011).

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico onde resíduos orgânicos sem valor comercial, podem ser digeridos gerando o gás metano. O biogás é uma mistura de metano (55-75%) e CO₂ (25-45%) produzidos por micro-organismos durante a digestão anaeróbia (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Dependendo das espécies de algas e do tipo de substrato adicionado, a digestão anaeróbia da biomassa algal para a produção de biogás é viável, com produção de 0,09 a 0,45 L CH₄ (CNTP)/g Sólidos Voláteis (SIALVE et al., 2009).

A toxicidade da amônia e as paredes celulares são comumente citadas como causas dos rendimentos mais baixos de produção de biogás. A biomassa de algas apresenta altos teores de proteína (40-50%), o que contribui para o aumento da concentração de amônia. A

co-digestão com alto teor de carbono e baixo teor de nitrogênio tem potencial para diminuir a toxicidade da amônia e aumentar a produção de biogás por unidade de volume no biodigestor (SALERNO et al., 2009). Nesse sentido, a co-digestão de lodo de esgotos sanitários com biomassa algal se torna eficiente no aumento da produção de biogás.

Atualmente, diversas pesquisas têm sido realizadas em relação à co-digestão de microalgas (cultivos abertos ou fechados – puros ou gerados em estações de tratamento de esgoto) com diferentes tipos de resíduos, tais como lodo de esgoto (SALERNO et al., 2009; OLSSON et al., 2014), resíduos gordurosos (PARK e LI, 2012) e resíduos de papel (YEN e BRUNE, 2007).

1.2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo geral analisar a separação e o aproveitamento da biomassa algal de uma lagoa de estabilização facultativa para a produção de biogás. Para tal, os seguintes objetivos específicos foram propostos:

- Identificar qualitativa e quantitativamente a biomassa algal da lagoa de estabilização facultativa;
- Avaliar a eficiência da malha geotêxtil (Geotube®) na separação de biomassa de algas da lagoa de estabilização facultativa;
- Avaliar o potencial de produção de biogás de diferentes misturas de biomassa de algas e lodo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

A conservação dos recursos hídricos é de suma importância, uma vez que a disponibilidade de água com qualidade para consumo humano está muito reduzida. Nesse sentido, medidas extremas devem ser tomadas em relação à contenção dos despejos impróprios, como águas residuárias, produtos tóxicos, nutrientes, e outros que possam degradar a qualidade das águas (DANTAS, et al., 2012).

Atualmente, um dos maiores problemas para a população brasileira é a geração e o descarte de esgoto sanitário sem tratamento adequado nos corpos hídricos, alterando as características naturais dos mesmos. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento (PNSB), em 2008, apenas 28,5% (1/3) dos municípios brasileiros realizavam o tratamento de seu esgoto, causando assim impactos negativos na qualidade dos corpos hídricos. E pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora (IBGE, 2011).

O lançamento dos esgotos sem tratamento ou parcialmente tratado nos corpos hídricos pode causar diversos efeitos na qualidade da água, trazendo assim diversas limitações ao uso desse recurso (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Essa questão ambiental permeia principalmente a legislação ambiental vigente, que define padrões para determinados parâmetros de descarte para efluentes e de qualidade da água. Segundo o CONAMA 357, os padrões são definidos de acordo com a classe do rio e sua respectiva vazão de referência (RESOLUÇÕES CONAMA, 2012). A qualidade da água é definida através desses parâmetros, que podem ser de origem física (sólidos suspensos, coloidais ou dissolvidos), química (matéria orgânica ou inorgânica) e biológica (seres vivos ou mortos pertencentes aos diversos reinos).

Nesse sentido, os principais parâmetros relacionados aos esgotos domésticos são os sólidos, a matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e os organismos indicadores de contaminação fecal (VON SPERLING, 2005). O lançamento da matéria orgânica nos corpos hídricos gera uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO), para satisfazer a necessidade dos micro-organismos que utilizam a matéria orgânica lançada como fonte de energia para seu desenvolvimento. Os processos de decomposição da matéria orgânica se dão através da utilização do oxigênio dissolvido do corpo hídrico, chegando à condição de anaerobiose e perda da vida aquática em algumas situações (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Os nutrientes nitrogênio e fósforo, presentes no esgoto bruto e nos efluentes de vários processos de tratamento causam eutrofização artificial nos corpos hídricos receptores. A eutrofização pode causar problemas estéticos e recreacionais; condições anaeróbias no fundo e do corpo d'água; eventuais mortandades de peixes; maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; problemas com o abastecimento de água industrial; toxicidade produzida pelas algas; modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; redução na navegação e capacidade de transporte (PROSAB, 2009).

A cor e a turbidez são inconvenientes advindos da poluição hídrica, pois são indesejáveis do ponto de vista estético (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Portanto, a remoção dos poluentes contidos no esgoto sanitário está associada aos conceitos de nível e eficiência do tratamento. Os níveis de tratamento são classificados em: tratamento preliminar, que visa à remoção de sólidos grosseiros, gordura e areia; tratamento primário, que tem como objetivo a remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, parte da matéria orgânica; tratamento secundário, que remove matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo), através de processos biológicos; e o tratamento terciário, que visa à remoção de organismos patogênicos e nutrientes (VON SPERLING, 2005).

Dentro do tratamento secundário encontramos os processos biológicos, tais como: Filtração Biológica, Lodos Ativados e alguns tipos de Lagoas de Estabilização (FONSECA, 2005).

A matéria orgânica presente no esgoto sanitário pode ser determinada de várias formas, a mais comum é através da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O principal objetivo dos tratamentos secundários é reduzir a DBO, através da redução da matéria orgânica. Isso é conseguido através da atividade de várias comunidades de bactérias que atuam consumindo a matéria orgânica para seu próprio crescimento (ABDEL-RAOUF, 2012). O tratamento dos esgotos sanitários por lagoas de estabilização promove entre 70 a 90% de eficiência de remoção da DBO. Porém, outros processos biológicos, tais como Lodos Ativados e Filtro Biológico atingem uma eficiência de 85 a 93 % (VON SPERLING, 2005).

Em relação aos nutrientes, as lagoas de tratamento secundárias e terciárias promovem o controle dos mesmos através da assimilação algal, da volatilização da amônia e precipitação química dos fosfatos. Existe também uma fração de nutrientes removida por sedimentação dos sólidos em suspensão (BARTHEL, 2007).

Porém, o efluente gerado em lagoas de estabilização apresenta, de modo geral, significativas concentrações de fósforo e nitrogênio, que são considerados nutrientes

limitantes ao crescimento dos organismos produtores primários em ecossistemas aquáticos. Por isso, a disponibilidade desses nutrientes pode induzir à eutrofização dos corpos hídricos receptores (MIWA et al., 2007).

2.2 CONCEITOS BÁSICOS E USO DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização têm sua origem há séculos, quando lagoas naturais e artificiais recebiam algum tipo de esgoto não tratado e realizavam o fenômeno de depuração desses esgotos. Em São José dos Campos (SP), foi construída a primeira lagoa de estabilização do Brasil, servindo de base para estabelecer os primeiros parâmetros de projetos para este sistema de tratamento em nosso país (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

São sistemas que tratam as águas residuárias e são muito utilizados para o tratamento de esgotos em países tropicais, como o Brasil, onde o clima é propício para sua operação e por haver disponibilidade de terras (NASCIMENTO, 2001; SILVA FILHO, 2007; FURTADO et al., 2009).

Possuem diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de áreas (VON SPERLING, 2005). Dependendo de como a matéria orgânica será estabilizada, as lagoas são divididas em (JORDÃO e PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2002):

- Anaeróbias, nas quais predominam processos de fermentação anaeróbia. Essa condição anaeróbia é atingida lançando-se uma grande carga de DBO por unidade volume da lagoa, pois assim a taxa de consumo de oxigênio é superior à taxa de produção;
- Aeradas, nas quais se introduz oxigênio no meio líquido através de aeradores. Devido a essa mecanização as lagoas aeradas são mais complexas em termos de manutenção e operação;
- Facultativas, são os tipos mais simples de lagoas de estabilização, onde ocorrem simultaneamente processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética. Portanto, a estabilização da matéria orgânica se dá através de processos naturais. As lagoas facultativas podem ser divididas em relação à sua posição na série de unidades de tratamento: lagoa primária (lagoa que recebe diretamente o esgoto bruto), lagoa secundária (recebe o efluente de uma outra lagoa a montante, usualmente uma lagoa anaeróbia), lagoa terciária e lagoa quaternária (são usualmente lagoas de maturação). Necessitam de baixo investimento inicial para sua construção,

manutenção e operação, pois utilizam apenas a energia solar, e possuem alta eficiência na remoção de DBO₅, organismos patogênicos e nutrientes;

- Maturação, esse tipo é utilizado como polimento para refinamento do tratamento prévio por lagoas ou por outros processos biológicos. Objetiva reduzir bactérias, sólidos em suspensão e nutrientes;
- Lagoas de alta taxa de produção de algas possuem agitação lenta e constante para a homogeneização do efluente. Esse processo favorece o crescimento das microalgas, que incorporam em suas células os nutrientes presentes nos esgotos. Portanto, esse processo visa principalmente à remoção de nitrogênio e fósforo.

As Lagoas de Estabilização, quando bem projetadas e operadas, podem produzir efluentes com excelentes eficiências de remoção de matéria orgânica, reduzindo a carga orgânica dos despejos antes de descartados nos corpos hídricos receptores (MIWA et al., 2007).

Na literatura recente, diversos estudos com diferentes tipos de lagoas de estabilização foram realizados e apresentam eficiências de remoção em relação à DBO, DQO (demanda química de oxigênio), sólidos, nutrientes e organismos patogênicos. A Tabela 1 apresenta um resumo desses estudos e suas respectivas eficiências de remoção. É interessante notar o aumento na eficiência de remoção, quando há a associação de diversas lagoas em uma estação de tratamento de esgotos.

Tabela 1: Eficiências de remoção de diferentes tipos de lagoas de estabilização (Jordão e Pessôa, 2011).

Parâmetro	Eficiências de remoção (%)				
	LF	LF+LM	LA+LF	LA+LF+LM	UASB+LAT
DBO	75-85	80-85	75-85	80-85	80-85
DQO	65-80	70-83	65-80	70-83	70-83
SS	70-80	70-80	70-80	70-80	70-80
Amônia	< 50	40-80	< 50	40-80	40-80
Nitrogênio	< 60	40-65	< 60	40-65	40-65
Fósforo	< 35	> 40	< 35	> 40	> 40

LF = lagoa facultativa, LM = lagoa de maturação, LA = lagoa anaeróbia,

LAT = lagoa de alta taxa.

Estudos econômicos mais abrangentes, onde são computados custos operacionais específicos, tais como tratamento e disposição final do excesso de lodo biológico, pessoal de operação e manutenção especializada, podem vir a demonstrar a viabilidade do uso de lagoas em pontos mais afastados dos centros urbanos, onde o custo do terreno é mais acessível (PEARSON, 1996).

2.2.1 Lagoas de Estabilização Facultativas

As lagoas de estabilização facultativas recebem esgotos brutos (facultativas primárias) ou sedimentados (lagoas facultativas secundárias) e possuem profundidades de 1,5 a 3,0 m. São compostas de uma zona de fundo anaeróbia e uma zona superficial aeróbia, onde o oxigênio utilizado para o metabolismo bacteriano é suprido pela atividade fotossintética das microalgas que crescem exacerbadamente, tornando esverdeada a cor da massa líquida da lagoa (MARA E PEARSON, 1986, apud NASCIMENTO, 2001).

Nas lagoas facultativas o esgoto afluyente entra em uma extremidade da lagoa e sai na extremidade oposta; ao longo deste percurso, que demora vários dias, a matéria orgânica é estabilizada por meio de processos naturais. O tratamento de esgotos em lagoas facultativas é completamente dependente de fatores ambientais, tais como temperatura, radiação solar, evaporação, precipitação e ventos (VON SPERLING, 2002). Por isso, são necessárias grandes áreas para sua construção.

Na zona anaeróbia o processo de digestão transforma lentamente o lodo do fundo em gás carbônico, água, metano e outros. Na zona aeróbia a matéria orgânica é degradada por micro-organismos aeróbios. O oxigênio nessas lagoas é produzido pelas microalgas através da fotossíntese. A zona facultativa é uma zona intermediária entre as duas anteriores, como mostra a Figura 1 (FONSECA, 2005).

Nas lagoas, as bactérias degradam os constituintes orgânicos presentes nos esgotos, tornando os mesmos viáveis para as microalgas. Essas, por sua vez, através da fotossíntese, liberam o oxigênio para as bactérias degradarem a matéria orgânica (GOLUEKE et al., 1957).

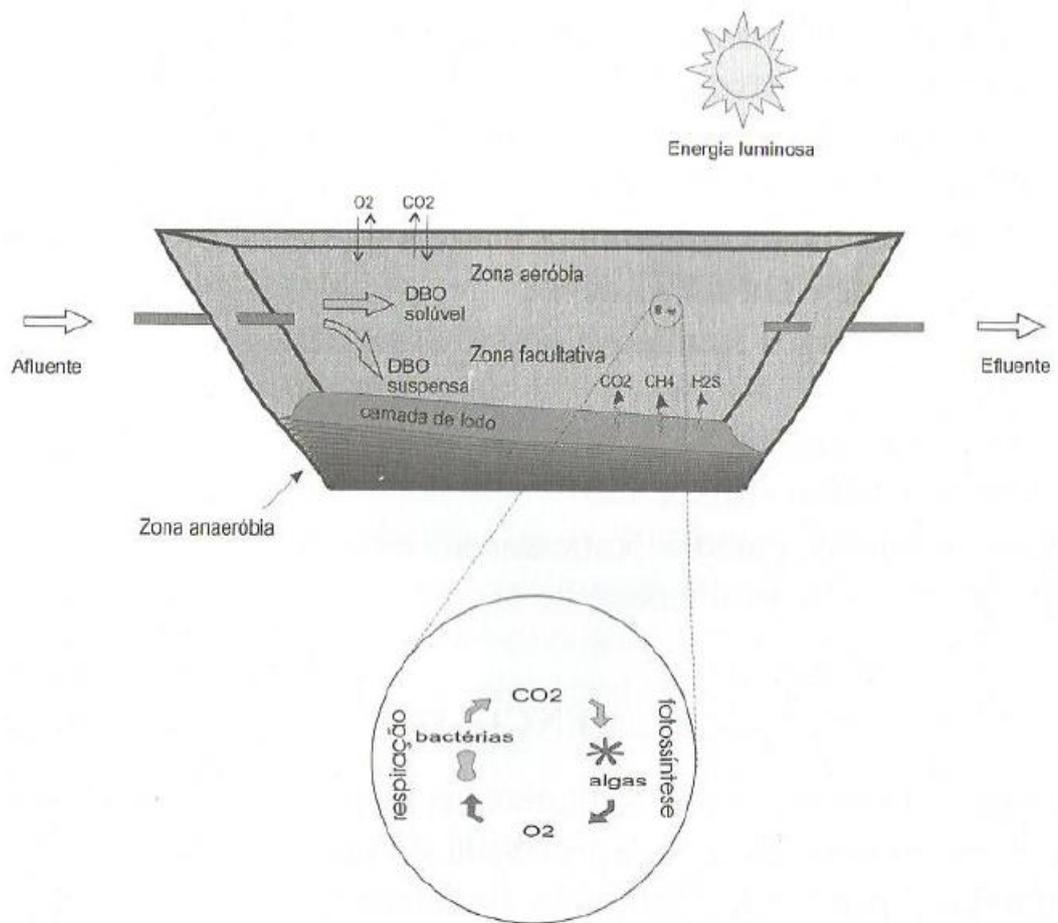


Figura 1: Esquema das divisões em zonas de uma Lagoa Facultativa.

Fonte: Von Sperling, 2002.

Na camada superior da lagoa facultativa as microalgas são geradas exacerbadamente, sendo uma desvantagem deste sistema a presença dessa biomassa no efluente final, pois ao ser lançada no corpo hídrico receptor, esses micro-organismos causam grandes impactos ambientais no mesmo (BARTHEL, 2007).

2.3 BIOMASSA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVAS

Segundo VON SPERLING (2005), os principais micro-organismos de interesse para a Engenharia Ambiental e, conseqüentemente, para o tratamento de esgotos sanitários são: bactérias, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; algas, responsáveis pela produção de oxigênio em determinados processos de tratamento de esgotos; fungos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica; protozoários, utilizados nos tratamentos biológicos, predando algas e bactérias; vírus, que podem causar doenças e são de difícil remoção do esgoto e helmintos, que também causam doenças.

A biomassa formada em lagoas de estabilização contém diversos grupos microbianos. Os principais decompositores primários das lagoas facultativas são os procariontes facultativos e aeróbios. Esses micro-organismos são semelhantes aos que são encontrados em outros sistemas de tratamento aeróbio, tais como: *Pseudomonas* sp., *Achromobacter* sp., *Flavobacterium* sp., bactérias do grupo coliformes, bactérias redutoras de sulfato, bactérias púrpuras do ciclo do enxofre e arqueias metanogênicas (GRAY, 1989 apud NISHIO, 2010).

As microalgas são o grupo mais diversificado de micro-organismos nas lagoas facultativas e geralmente estão presentes nas seguintes Divisões: Cyanobacteria (algas verde azuladas e atualmente denominadas cianobactérias), Euglenophyta (flagelados pigmentados), Chlorophyta (algas verdes) e Bacillariophyta (diatomáceas) (Figura 2). A diversidade das microalgas em ambientes hipereutróficos de diferentes regiões está diretamente ligada às características das águas residuárias de cada local, como também às condições climáticas, com ênfase na insolação, intensidade luminosa e horas de luz, além da temperatura ambiente, que mudam com a latitude e altitude (KONIG et al., 2002; ZANOTELLI et al., 2002).

Diversas espécies de cianobactérias produzem toxinas que podem afetar a biota aquática, além de causar problemas de saúde aos seres humanos e às populações animais. Esses micro-organismos proliferam demasiadamente em águas enriquecidas com nutrientes, como no caso dos esgotos domésticos, e geram o fenômeno conhecido como “bloom” (FURTADO et al., 2009).

Os organismos que constituem o plâncton vivem na água, possuem uma capacidade reduzida de locomoção e atingem poucos milímetros de tamanho. Dividem-se em: bacterioplâncton, fitoplâncton e zooplâncton (ESTEVES, 1998).

As algas do fitoplâncton (microalgas) são seres unicelulares com poucos micrômetros de diâmetro (5-50 μm), que vivem na água (doce ou salgada) ou em locais úmidos. Esses micro-organismos possuem crescimento rápido e conseguem se adaptar a condições ambientais extremas, podendo ser cultivados em espaços pequenos e regiões impróprias para a agricultura, como os desertos (BORGES, 2007).



Figura 2: Microalgas comuns em águas contaminadas.

Fonte: Di Bernardo, 2010.

Geralmente as microalgas são capazes de produzir seu próprio alimento (autotróficas), onde o carbono que provém do carbono inorgânico (CO_2 ou bicarbonato) é assimilado e a energia é retirada da luz natural ou artificial. Porém, também podem ser heterótroficas e mixotróficas. Na primeira condição, utilizam o carbono orgânico (como acetato e celulose) na ausência de luz. Já em condições mixotróficas, as microalgas agem de modo similar, mas também podem utilizar a luz, constituindo-se em um modo de alimentação facultativa (CARDOSO, 2011; BARTHEL, 2007).

As algas podem ser descritas como biocolóides hidrofílicos com carga elétrica superficial negativa (FRIEDMAN et al., 1977 apud ROCHA et al., 1999). Assim, a remoção da biomassa algal do efluente final por processos físicos se torna difícil, pois são organismos com baixa densidade e de tamanho inferior a 20 μm microscópicos (NASCIMENTO, 2001).

2.4 ROTAS DE SEPARAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL

Vários métodos têm sido propostos para a separação das microalgas, tais como: centrifugação, filtração em membranas, sedimentação com floculação, sedimentação por gravidade e flotação. Estes estão diretamente ligados às espécies e ao produto final desejado (GARG et al, 2012). Porém, se faz necessária a avaliação técnica e econômica, uma vez que determinadas técnicas são de alto custo.

MONTEGGIA e TESSELE (2001) avaliaram a qualidade do tratamento por lagoas de alta taxa após tratamento do efluente por flotação por ar dissolvido com ou sem floculantes. Os autores relatam as dificuldades para separação das microalgas do efluente final, tais como: tamanho reduzido das microalgas, baixa gravidade específica das células e concentração relativamente baixa das suspensões contendo microalgas.

A coagulação/floculação é uma tecnologia usada para agregar as células das microalgas e aumentar o tamanho das “partículas”. As células das microalgas possuem densidade similar a da água e uma velocidade de sedimentação baixa, de 10^{-6} m/s (GRANADOS et al., 2012). Dessa forma, a separação eficiente das microalgas da suspensão líquida é de suma importância, para que essa biomassa possa ser aproveitada corretamente.

2.4.1 Processos de Coagulação/Floculação

A água pode conter diversas impurezas, tais como partículas coloidais, matéria

orgânica dissolvida e organismos em geral, que apresentam carga superficial negativa, impedindo assim a aglomeração das mesmas. O processo de coagulação tem como objetivo remover o material sólido em suspensão e/ou coloidal. Para que a coagulação ocorra é preciso conhecer as características da água e das impurezas presentes, através da determinação dos seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, cor, turbidez, temperatura, potencial zeta, e condutividade elétrica, por exemplo (DI BERNARDO et al., 2011; PAVANELLI, 2001).

O objetivo da coagulação é elevar a velocidade de sedimentação dos aglomerados de partículas, que se formam após a adição do coagulante (LIBÂNIO, 2010). Segundo Figueiredo (2009), produtos químicos podem melhorar a remoção de contaminantes. São usualmente associados às unidades de tratamento físico, como decantadores, flutadores ou filtros. Os coagulantes mais comuns para o tratamento de água e esgoto são o sulfato de alumínio, cloreto férrico, hidroxícloreto de alumínio e sulfato férrico (PAVANELLI, 2001).

O cloreto férrico (FeCl_3) comercial é uma solução acastanhada, solúvel em água (a 20°C) e insolúvel em solventes orgânicos, atua em uma vasta faixa de pH e é amplamente utilizado para a remoção de cor e turbidez de águas residuárias (DI BERNARDO et al., 2011).

O sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) é a substância química mais utilizada no processo de coagulação, no tratamento de esgotos e águas de abastecimento, pois permite ótima formação de flocos em ampla faixa de pH (5,0 - 8,0), além de ser economicamente viável e possuir facilidade de manuseio (SILVA, 1999).

De acordo com as características do efluente, define-se durante a etapa de floculação a aplicação de polímeros catiônicos, aniônicos ou não iônicos. Os polímeros têm por finalidade auxiliar no processo de floculação promovendo a aglutinação das partículas que estão em suspensão no meio e conseqüentemente seu aumento de massa e sua sedimentação.

Os polímeros orgânicos naturais ou sintéticos são chamados de polieletrólitos e apresentam longa cadeia molecular e elevado número de cargas. Apresentam também o agrupamento de cargas elétricas distribuídas assimetricamente ao longo da molécula, que podem ser positivas (polieletrólitos catiônicos), negativas (polieletrólitos aniônicos) ou nulas (polieletrólitos não iônicos) (FIGUEIREDO, 2009).

No fim da década de 50, nos Estados Unidos da América, passou-se a empregar polímeros orgânicos naturais e sintéticos como auxiliares de floculação, com o objetivo de reduzir a concentração dos coagulantes. Atualmente, esse país emprega polímeros catiônicos e de baixa massa molecular como coagulantes primários em estações de tratamento por filtração direta. Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, é muito comum o uso dos polímeros naturais, já os países desenvolvidos optam por polímeros sintéticos (LIBÂNIO, 2010).

A seguir, são comentados alguns aspectos sobre os produtos avaliados no presente trabalho para coagulação/floculação da biomassa de algas.

O Tanfloc SG é um polímero orgânico catiônico de origem vegetal, que atua como coagulante e floculante no tratamento de águas residuárias. Possui um largo espectro de aplicações e apresenta um aspecto importante nos processos de tratamento, não altera o pH do líquido, ao mesmo tempo em que é efetivo em uma faixa de pH de 4,5 – 8,0.

O Tanfloc é um coagulante a base de tanino, e tem como características baixo peso molecular e carga elétrica positiva, agindo sobre os colóides através da neutralização de cargas e formação de pontes entre estas partículas. Pode ser utilizado no tratamento físico-químico como coagulante primário. Seu emprego, no entanto, depende de avaliação técnica e econômica (FIGUEIREDO, 2009).

Quando se emprega polímeros como coagulantes primários, a coagulação se dá com base na adsorção do polímero às partículas coloidais. No caso de polímeros catiônicos, a adsorção neutraliza a carga negativa da partícula, ocorrendo assim a agregação das partículas (LIBÂNIO, 2010).

2.4.2 Filtração em Geobags

Os estudos com a tecnologia de malha geotêxtil são destinados prioritariamente à retenção de lodo. Não foi verificado, até o momento, nenhum estudo de aplicação de filtração de biomassa de algas em geobags.

O Geotube[®] é fabricado em polipropileno de alta resistência que exerce as funções de contenção dos sedimentos. O excesso de água presente nos sedimentos é drenado através dos pequenos poros do geotêxtil, resultando em uma desidratação efetiva e redução do volume de água. Esta redução de volume permite que cada unidade de Geotube[®] possa ser preenchida por bombeamentos sucessivos, até que o volume disponível seja quase inteiramente ocupado pela fração sólida existente nos sedimentos dragados. O efluente drenado poderá retornar ao ambiente de origem (Figura 3). Após o último enchimento e desidratação, o material sólido retido continuará a sofrer um processo de consolidação, por desidratação e evaporação da água residual, através do geotêxtil que constitui as paredes das unidades do Geotube[®] (BASE NAVAL, 2010).

Reddy et al. (2013) realizaram um estudo para tratamento dos sólidos e nutrientes advindos de efluentes suínos. Os resultados foram promissores, sendo a DQO reduzida em 72% após o geotêxtil. Os sólidos suspensos totais foram reduzidos em 90-95%, já os sólidos

totais dissolvidos não mostraram qualquer redução. Os autores comentam que a parcela dos sólidos não filtrados na malha era constituída de sólidos dissolvidos e de matéria orgânica.



Figura 3: Aspectos gerais da tecnologia do Geotube®.

Fonte: Base Naval, 2010.

2.4.3 Potencial Zeta

Segundo Libânio (2010), um dos parâmetros de controle do processo de coagulação e que demonstra a grandeza da carga superficial das partículas coloidais, é chamado de potencial zeta. A maioria das águas naturais com pH 7, compostas por diferentes suspensões, tais como algas, sílica e argila, apresentam carga negativa para esse parâmetro.

As partículas suspensas e coloidais dispersas na água apresentam carga predominantemente negativa. O processo de neutralização química tem como objetivo aglomerar as impurezas, que estão em suspensão ou dissolvidas. Este fenômeno ocorre devido à desestabilização das cargas. Através da adição de coagulantes, ocorre então a neutralização das forças elétricas superficiais e a anulação das forças repulsivas, fenômeno chamado de coagulação. Portanto, coagular, significa reduzir o potencial zeta, em valores que possam permitir uma posterior aglomeração das impurezas. Nesse sentido, a maior eficiência é dada quando o valor do potencial zeta se aproxima do zero, sendo que as impurezas dispersas com potencial zeta maior ou igual a -30 mV (miliVolts) possuem uma estabilidade crescente (LIBÂNIO, 2010).

O potencial zeta é a medida do potencial elétrico entre a superfície da camada externa compacta, que se desenvolve ao redor da partícula, e o meio líquido na qual a partícula está inserida. Ou seja, as partículas coloidais dispersas na água atraem íons de cargas opostas, que juntos formam uma camada de íons negativos e positivos ao redor da partícula (camada compacta). A essas forças de atração, contrapõem-se as forças difusas, impelindo os íons positivos, na direção das menores concentrações iônicas, formando assim, a camada difusa. O potencial zeta é a diferença de potencial elétrico entre a superfície da camada compacta e o limite da camada difusa (LIBÂNIO, 2010).

O potencial zeta não pode ser medido diretamente, por isso é calculado através do rastreamento do movimento de partículas carregadas em um campo de tensão, chamado mobilidade eletroforética (EM). O potencial zeta pode ser medido por um instrumento no qual é inserida uma pequena amostra da suspensão, oferecendo leitura em mV, que pode ser um número positivo ou negativo (LIBÂNIO, 2010).

2.5 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DA BIOMASSA ALGAL

Diversos aspectos negativos provenientes do desenvolvimento da sociedade humana são observados atualmente. Dentre eles, pode-se citar o aquecimento global, o aumento significativo da demanda por combustíveis, a depleção das reservas de petróleo e a poluição hídrica oriunda de águas residuárias domésticas e industriais.

A demanda de energia na Terra vem crescendo de forma acelerada, em função do aumento da população mundial e do consumo per capita, em especial nos países em desenvolvimento. É reconhecido que a utilização em larga escala de combustíveis fósseis está se tornando insustentável, devido ao esgotamento desses recursos e a uma possível contribuição para o aquecimento global. Fontes renováveis de combustíveis são fundamentais para que se possa manter o consumo energético, almejando-se uma sustentabilidade econômica e ambiental (CHISTI, 2007).

Os biocombustíveis possuem a vantagem de reduzir significativamente a emissão de gases poluentes, além de ser uma fonte de energia renovável, ao contrário dos combustíveis fósseis (AMARO et al., 2011).

As microalgas geradas no tratamento de esgotos sanitários em sistemas de lagoas de estabilização estão sendo reaproveitadas como biofertilizante no solo e na produção de biocombustíveis (biodiesel e biogás), além de serem aplicadas no sequestro e assimilação do dióxido de carbono (CO₂) (MORAIS e COSTA, 2008).

Para a obtenção de biocombustíveis derivados de microalgas, é necessária uma produção de biomassa considerável. Dessa forma, algumas técnicas de cultivo para esses micro-organismos são implantadas. As mais utilizadas atualmente são os sistemas abertos (tanques aerados de alta taxa) e os fotobiorreatores fechados. A escolha de um ou outro sistema de cultivo é de suma importância para a produção de um biocombustível a baixo custo (CARDOSO et al., 2011).

Portanto, a biomassa de algas gerada em excesso em sistemas de lagoas de estabilização está sendo reutilizada para produção de biocombustíveis. Diante disso, forma-se uma cadeia reversa, pois possibilita que essa biomassa residual de algas seja reaproveitada, reduzindo impactos ambientais e podendo gerar alternativas sócio-econômicas.

Atualmente, existem duas rotas de aproveitamento energético a partir de microalgas: o biodiesel e o biogás, as quais serão comentadas a seguir.

2.5.1 Produção de biodiesel de biomassa de algas

A lei brasileira que dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira é a Lei nº 11.097. Segundo o Art. 6º, o biocombustível é o combustível derivado de biomassa renovável para uso em motores a combustão interna ou, conforme regulamento, para outro tipo de geração de energia, que possa substituir parcial ou totalmente combustíveis de origem fóssil. No Art. 2º, é fixada uma taxa de 5% (cinco por cento), em volume, que é o percentual mínimo obrigatório de adição de biodiesel ao óleo diesel comercializado ao consumidor final, em qualquer parte do território nacional (<http://www.planalto.gov.br>).

Segundo Zhang et al. (2003), a forma mais comum de produzir biodiesel é através da transesterificação. Nesta, uma reação química catalisada, envolvendo óleo (triglicerídeos) animal, vegetal ou de algas (lipídeos) e álcool (geralmente metanol), produz ésteres de ácidos graxos (biodiesel) e glicerol.

O biodiesel derivado de culturas de plantas oleaginosas é uma alternativa renovável e com emissões de carbono quase nulas em relação aos combustíveis de petróleo. Entretanto, este tipo de biodiesel não pode, de fato, suprir a demanda atual por combustíveis de transporte. As microalgas, contudo, atualmente se apresentam como a única fonte de biodiesel capaz de suprir esta demanda global, devido a sua alta produtividade em biomassa e, conseqüentemente, alta produção de óleo para a posterior transesterificação a biodiesel (CHISTI, 2007).

Existem alguns critérios para selecionar as matérias-primas para a produção de biodiesel, tais como: grande teor de óleo por área e por período de cultivo; a cultura deve apresentar um balanço energético favorável; o preço da matéria-prima deve ser compatível com a necessidade de fornecer biodiesel com preços equivalentes ao diesel; o subproduto de extração do óleo deve ser aproveitado, sempre que possível, na alimentação humana ou animal; a cultura oleaginosa deve ser parte da rotação de culturas regionais; e o biodiesel produzido deve atender às especificações dos motores (TEIXEIRA e MORALES, 2006).

O conteúdo de óleo em microalgas pode atingir 75% em peso em relação à biomassa seca (CHISTI, 2007). A autora compara o óleo produzido pelas oleaginosas em relação às microalgas, além da área de terreno necessária para o cultivo. As microalgas produzem muito mais óleo por hectare do que as oleaginosas. Segundo Zardo (2011), as microalgas produzem 121.104 kg biodiesel/ha.ano.

Os óleos das microalgas apresentam composição em ácidos graxos semelhante à de óleos vegetais (TEIXEIRA e MORALES, 2006). Dessa forma, as microalgas apresentam diversas vantagens sobre as oleaginosas:

- Possuem alta produtividade em biomassa;
- Maior assimilação de CO₂ e capacidade fotossintética do que os vegetais superiores, com possibilidade de obtenção de créditos de carbono;
- Produção contínua, ou seja, não segue regime de safra e a colheita é diária;
- Precisam de menores taxas de renovação de água do que as culturas terrestres, como a água de irrigação. Portanto, o consumo de água doce é fortemente reduzido;
- Contêm altos níveis de lipídios, os quais podem ser transesterificados em biodiesel.

Além disso, a biomassa residual obtida após a extração dos lipídios pode ser utilizada para produzir diferentes tipos de biocombustíveis como metano, bio-óleo e etanol.

2.5.2 Produção de biogás de biomassa de algas

A digestão anaeróbia consiste em diversas etapas, onde interações ecológicas acontecem. Na ausência de oxigênio, diferentes grupos de micro-organismos convertem substratos orgânicos, utilizando CO₂, nitrato e sulfato como aceptores de elétrons, em gases como metano e dióxido de carbono. A formação de metano ocorre preferencialmente em ambientes nos quais oxigênio, nitrato e sulfato não estejam prontamente disponíveis como aceptores de elétrons. A digestão anaeróbia pode ser dividida em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura.4).

Na etapa da hidrólise, ocorre a degradação das moléculas complexas em moléculas simples, como por exemplo, a conversão de polímeros em açúcares simples. Com isso, as moléculas mais simples atravessam a parede celular das bactérias fermentativas. A hidrólise geralmente ocorre de forma lenta, e alguns fatores podem afetar tal processo, como temperatura, tempo de retenção hidráulica, composição do substrato, pH do meio, tamanho das partículas, concentração de amônia e de subprodutos formados. Na etapa acidogênica, há a formação de álcoois, ácidos orgânicos, cetonas, dióxido de carbono, hidrogênio e biomassa celular, a partir das moléculas formadas na fase hidrolítica. Tal processo ocorre devido à atuação de bactérias fermentativas acidogênicas (CHERNICHARO, 2007).

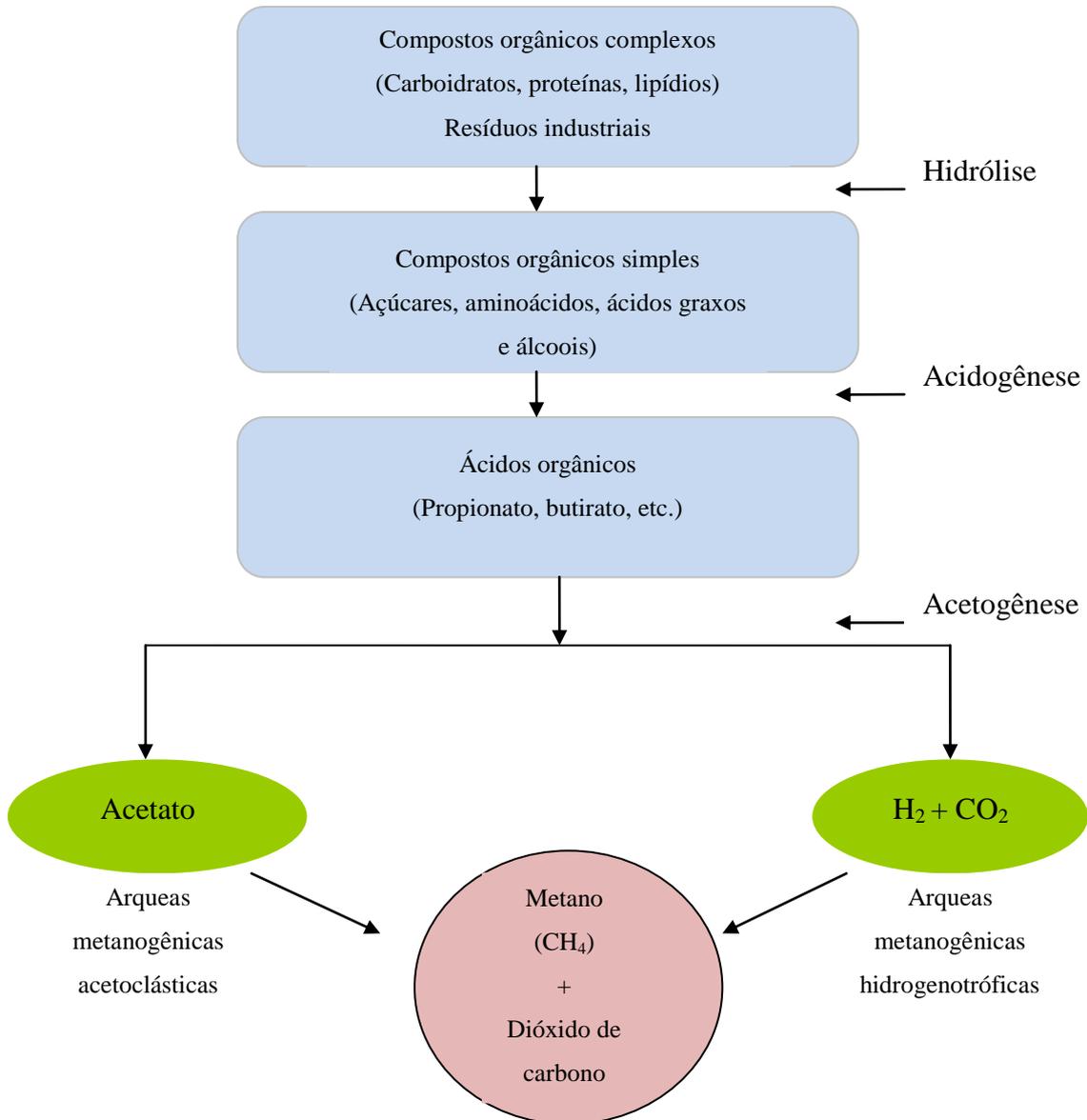


Figura 4: Etapas da digestão anaeróbia.

Fonte: adaptado de Chernicharo, 2007.

Na fase acetogênica, ocorre a oxidação de compostos como propionato e butirato em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Porém, grande quantidade de hidrogênio é formada associada à formação de acetato e com isso pode ocorrer uma diminuição do pH, sendo necessária a presença de arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, que removerão o hidrogênio da fase líquida (CHERNICHARO, 2007). Esta etapa está diretamente ligada à formação de metano, pois as bactérias específicas desta fase convivem em simbiose com as arqueas produtoras de metano (CHANDRA et al., 2012 apud SANTOS, 2013).

Na fase metanogênica são destacados dois grupos de micro-organismos: as arqueas metanogênicas acetoclásticas e as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas. As primeiras são responsáveis por metabolizar o acetato formado na fase anterior, gerando cerca de 60% a 70% da produção de metano, além de formar CO₂. Já o segundo grupo utiliza o dióxido de carbono e o hidrogênio para formar mais metano (CHERNICHARO, 2007).

Alguns fatores influenciam diretamente o processo de digestão anaeróbia, tais como: pH, temperatura, toxicidade pela amônia e nutrientes (CHERNICHARO, 2007):

- pH: pode influenciar diretamente o processo de digestão anaeróbia, como a atividade enzimática, através da alteração da conformação protéica; e a toxicidade de compostos, através da volatilização da amônia. Os micro-organismos produtores de gás metano possuem uma faixa ótima de pH para seu próprio crescimento entre 6,6 e 7,4. Valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 não devem ser utilizados.
- Temperatura: a formação microbiana do metano pode ocorrer em uma faixa ampla (0°C a 97°C) de temperatura. Para a digestão anaeróbia, existem três faixas de temperatura relacionadas ao crescimento de micro-organismos específicos: psicrófila (entre 4°C e 15°C), mesófila (30°C a 35°C) e a termófila (50°C a 55°C). As faixas, mesófila e termófila têm sido mais pesquisadas, porém, estudos têm demonstrado que a faixa termófila não se apresenta vantajosa em função do gasto de energia e da instabilidade do processo. Portanto, faixas de temperatura mesófilas são as mais utilizadas nas pesquisas.
- Toxicidade pela amônia: o pH é responsável pela quantidade presente de íons amônia (NH₄⁺) e de amônia livre (NH₃). Valores de pH superiores a 7,2, a amônia gasosa ou livre pode ter seus níveis aumentados, tornando-se inibidora do processo anaeróbio.
- Nutrientes: são responsáveis pelo crescimento dos micro-organismos e estão diretamente ligados ao bom funcionamento dos processos biológicos. Os principais, em ordem decrescente de importância, são: fósforo, nitrogênio, enxofre, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B₁₂.

A digestão anaeróbia é um processo bioquímico no qual resíduos orgânicos sem valor comercial, como folhas, estrume animal, sólidos do tratamento de esgoto e rejeitos agroindustriais, podem ser digeridos por micro-organismos, gerando em média 4% da massa original de biogás, que contém metano (55-75%) e CO₂ (25-45%) (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Segundo Miyawaki (2014), o biogás produzido a partir da digestão anaeróbia de resíduos biológicos é uma mistura de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), sulfeto de

hidrogênio (H_2S) e vários hidrocarbonetos menores e apresenta-se como um potencial combustível para geração de energia (Tabela 2).

Quanto maior for o teor do metano, mais puro será o biogás e maior será seu poder calorífico. A digestão anaeróbia converte os compostos orgânicos e biogás, formando assim novas células bacterianas e outros compostos (PROSAB, 2003).

Tabela 2: Composição típica do biogás

Metano (CH_4)	50% a 75%
Dióxido de carbono (CO_2)	25% a 40%
Hidrogênio (H_2)	1% a 3%
Nitrogênio (N_2)	0,5% a 2,5%
Oxigênio (O_2)	0,1% a 1,0%
Sulfeto de hidrogênio (H_2S)	0,1% a 0,5%
Amônia (NH_3)	0,1% a 0,5%
Monóxido de carbono (CO)	0% a 0,1%
Água (H_2O)	Variável

Fonte: Pires (2000) apud Prosab (2003)

Em uma estação de tratamento de efluentes (ETE), por exemplo, sempre ocorre a liberação de gases nos processos de digestão anaeróbia. O biogás gerado nestas ETE, que não for aproveitado, deve ser queimado, para evitar impactos ambientais, tal como o aumento do efeito estufa. As inovações tecnológicas evitam que esse gás seja apenas queimado, mas sim reaproveitado. Existem múltiplos usos para o biogás, tais como (JORDÃO e PESSÔA, 2011):

- Geração de energia elétrica, atendendo total ou parcialmente a ETE;
- Geração de energia térmica;
- Geração conjunta de energia elétrica e térmica, ou seja, a “cogeração”.

Sempre que for viável, tanto técnica como economicamente, o biogás deve ser aproveitado na própria estação de tratamento.

Assim, a fermentação da biomassa residual de microalgas produzida nas ETE para a obtenção de metano tem recebido considerável atenção, pois pode produzir compostos de valor agregado, como o metano (CARDOSO et al., 2011).

As microalgas não contêm elevados teores de lignina e possuem uma menor quantidade de celulose. Isso faz com que o processo de produção de biogás apresente uma boa estabilidade e uma alta eficiência (CARDOSO et al., 2011).

Segundo Salerno et al., (2009), são poucos os estudos publicados, em relação à digestão anaeróbia de microalgas. Porém, os estudos com digestão anaeróbia de biomassa de algas vêm aumentando continuamente.

O primeiro estudo sobre a digestão anaeróbia de biomassa de microalgas verdes (*Scenedesmus* e *Chlorella*) coletadas em lagoas de águas residuais, foi realizado por Golueke et al. (1957). Em 1960 foi publicado um estudo de recuperação da energia da biomassa algal gerada em uma lagoa de tratamento de esgoto, através da digestão anaeróbia, para a produção de metano (OSWALD e GOLUEKE, 1960).

Passos et al. (2013) avaliaram o efeito do pré-tratamento com microondas sobre a digestão anaeróbia de biomassa de microalgas cultivadas em lagoas de alta taxa. Como inóculo, foi utilizado lodo de um digestor anaeróbio de uma ETE. A concentração da biomassa algal foi de 29.940 mg de biomassa algal/garrafa de 100 mL. A proporção de biomassa algal/inóculo foi de 0,5 g DQO/ g SV, correspondendo a 43.480 mg de lodo/ garrafa incubada a 35°C. As principais espécies de microalgas identificadas foram *Scenedesmus* e *Chlorella*. A composição bioquímica das mesmas apresentou 49% de proteínas, 17% de lipídios e 20% carboidratos. O estudo obteve taxas de produção de biogás de 172,48 (ml/g SV) até 307,11(ml/g SV), para a condição Controle (sem pré-tratamento) e condição com pré-tratamento de maior energia específica aplicada, respectivamente.

Santos et al. (2014) testou a biodegradabilidade anaeróbia de biomassa residual da microalga *Isochrysis galbana*, gerada no processo de sequestro de carbono realizado em fotobiorreatores, antes e após etapas preliminares de hidrólise térmica e química. Experimentos de biodegradação foram conduzidos com biomassa não lavada e ajuste de pH com NaHCO₃ e com biomassa lavada e ajuste de pH com Ca(OH)₂ para avaliar o efeito inibitório do Na⁺ no processo de digestão anaeróbia. A análise de carboidratos e proteínas nas frações solúveis de amostras revelou uma maior presença de carboidratos em comparação à quantidade de proteínas. Este fato justificou uma maior produção de metano nas condições

com maior concentração de carboidratos. Amostras de biomassa lavada apresentaram um maior percentual e volume de metano (86,5%, 13 mL), comparadas às amostras de biomassa não lavada (30%, 5 mL). Os resultados obtidos permitiram concluir que a inclusão da digestão anaeróbia da biomassa da microalga marinha *Isochrysis galbana* na análise do ciclo de vida do processo de captura de CO₂ e produção de biodiesel precisa ser melhor avaliada. E que as produções de biogás são muito baixas quando empregada somente a biomassa de algas na digestão anaeróbia.

De acordo com Angelidaki e Sanders (2004) apud SIALVE et al. (2009), quando a composição da matéria orgânica é conhecida, é possível avaliar o rendimento teórico de metano e amônia na digestão anaeróbia. Portanto, em relação à composição bioquímica das microalgas, elas possuem um material rico em compostos bioquímicos como pigmentos proteicos, vitaminas e ácidos graxos (BARTHEL, 2007). Diferentes proporções de carboidratos (5–23%), proteínas (6–52%) e lipídios (7–23%) são obtidas, dependendo da espécie e das condições de cultivo, afetando o potencial das microalgas como substratos para a digestão anaeróbia (BROWN et al., 1997, apud PARK e LI, 2012).

Sialve et al. (2009) fez uma revisão sobre o assunto e faz observações sobre a digestão anaeróbia de microalgas. A primeira, é que a digestão anaeróbia das microalgas pode ser lenta, dependendo da composição bioquímica e da parede celular. A segunda, é que elevadas quantidades de proteínas presentes na célula resultam na liberação de amônia, que pode causar toxicidade no processo. E a terceira, é a presença de sódio nas espécies marinhas, que também pode afetar o processo de digestão. Nesse sentido, o autor comenta estratégias que podem aumentar de forma eficiente a produção do gás metano através da digestão das microalgas, tais como: pré-tratamento físico-químico e/ou co-digestão com outro resíduo.

A Tabela 3 apresenta um levantamento feito por Sialve et al. (2009) com relação à composição orgânica de diferentes espécies de microalgas e uma estimativa teórica dos rendimentos de metano e amônia a partir da digestão anaeróbia de cada uma das espécies. Ele ressalta que as espécies com maior conteúdo de lipídeos, como a *Chlorella vulgaris* apresentam maiores rendimentos de metano. No entanto, rendimentos bem menores são observados nos experimentos conduzidos por diferentes grupos de pesquisa. A Tabela 4 apresenta alguns dados obtidos em experimentos de digestão anaeróbia conduzidos com algumas espécies de microalgas, em reatores batelada e contínuo sob diferentes condições de operação, verificando-se rendimentos de 0,09 – 0,45 L CH₄ (CNTP)/ g SV aplicados.

Tabela 3: Rendimentos teóricos de metano e amônia por espécie. Fonte: Sialve et al., 2009.

Espécies	Ptn (%)	Lip (%)	Carb (%)	PEM (L CH₄/g SV)	N-NH₃ (mg/g SV)
<i>Euglena gracilis</i>	39-61	14-20	14-18	0,53-0,8	54,3-84,9
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	21	17	0,69	44,7
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	57	2	26	0,8	53,1
<i>Chlorella vulgaris</i>	51-58	14-22	12-17	0,63-0,79	47,5-54
<i>Dunaliella salina</i>	57	6	32	0,68	53,1
<i>Spirulina máxima</i>	60-71	6-7	13-16	0,63-0,74	55,9-66,1
<i>Spirulina platensis</i>	46-63	4-9	8-14	0,47-0,69	42,8-58,7
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50-56	12-14	10-17	0,59-0,69	42,2-46,6

Ptn = proteínas, Lip = lipídeos, Carb = Carboidratos, PEM = produção específica de metano (CNTTP).

Tabela 4: Experimentos de digestão anaeróbia de microalgas: características, condições de processo e rendimento de metano. Fonte: Sialve et al., 2009.

Reator	Substrato	T (°C)	TRH (d)	Carga aplicada (g SV /L d)	PEM (L CH₄ /g SV)
Batelada 11 L	<i>Chlorella e Scenedesmus</i>	35-50	3-30	1,44-2,89	0,17-0,32
	Biomassa de algas	35	28	1	0,42
	<i>Spirulina</i>	35	28	0,91	0,31-0,32
	<i>Dunaliella</i>	35	28	0,91	0,44-0,45
CSTR 2-5 L	<i>Tretraselmis</i> (úmida)	35	14	2	0,31
	<i>T.</i> (seca)	35	14	2	0,26
	<i>T.</i> (seca)+NaCl 35 g/L	35	14	2	0,25
Batelada 5 L	<i>Chlorella vulgaris</i>	28-31	64		0,31-0,35
Semi-contínuo 10 L*	<i>Spirulina maxima</i>	35	33	0,97	0,26
Batelada alim. 2 L	<i>Spirulina maxima</i>	15-52	5-40	20-100	0,25-0,34
CSTR 4L	<i>Chlorella e Scenedesmus</i>	35	10	2-6	0,09-0,136

*alimentado diariamente. PEM = produção específica de metano (CNTTP).

2.5.3 Co-digestão de lodo e biomassa de algas

Nos sistemas de tratamento de águas residuárias, ocorre a geração de um resíduo mais ou menos sólido, pastoso e predominantemente orgânico, chamado de lodo de esgoto, que constitui uma quantidade média de 0,08% do volume total dos esgotos domésticos. Este é separado quando o esgoto sanitário sofre o processo de decantação. O efluente líquido do decantador, com reduzida quantidade de sólidos é encaminhado para duas rotas diferentes e o material sedimentado, o lodo, com grande quantidade de sólidos deverá ser tratado, pois

possui alta concentração de matéria orgânica instável. Dessa forma, esse resíduo é encaminhado para biodigestores (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Além dos sólidos decantados do esgoto (lodo primário), nos processos biológicos de tratamento, uma fração da matéria orgânica é absorvida e convertida pela biomassa microbiana, denominada de lodo biológico ou secundário, composto principalmente de sólidos biológicos (ANDREOLI et al., 2006, apud PEDROZA et al., 2010).

Em geral, os dois lodos (primário e secundário) são combinados e enviados para tratamento. Três aspectos precisam ser considerados, para que o lodo seja disposto seguramente: o nível de estabilização da matéria orgânica, a quantidade de metais pesados e o grau de patogenicidade (PROSAB, 2003).

Na estabilização do lodo a matéria orgânica putrescível é convertida em líquidos, sólidos dissolvidos e subprodutos gasosos. Esse tratamento bioquímico de estabilização do lodo se dá de duas formas: digestão anaeróbia e digestão aeróbia (JORDÃO e PESSÔA, 2011). No estudo em questão, apenas a primeira foi abordada.

A digestão anaeróbia, por si só, não estabiliza completamente a matéria orgânica presente no lodo. Porém, como a digestão anaeróbia é um processo relativamente barato, em relação à digestão aeróbia que necessita de suprimento de oxigênio, é adotada na primeira etapa da estabilização da matéria orgânica (PROSAB, 2003).

Os digestores anaeróbios são construídos com determinadas características para executar algumas operações. A eficiência da digestão é comumente medida através de um indicador de redução de sólidos voláteis (SV), cerca de 50% de SV.

No presente estudo, alguns trabalhos foram levantados, em relação à co-digestão de microalgas e diversos tipos de resíduos. Porém, é importante ressaltar que as metodologias empregadas em tais pesquisas diferem umas das outras, tais como: tipo do resíduo, proporção de resíduo, sólidos aplicados, condições mesofílicas e termofílicas, entre outros.

Yen e Brune (2007) observaram um aumento na produção de metano, quando resíduos de papel, em diversas proporções, foram adicionados à biomassa algal, a 35°C e tempo de retenção de 10 dias. Os volumes de metano produzidos variaram 0,57 a 1,17 L/d para amostras sem e com adição de papel (50%).

Salerno et al. (2009) apresentaram novos dados sobre co-digestão com resíduos orgânicos. Os autores avaliaram duas variáveis: proporção de biomassa algal e inóculo (proporções iguais de lodo de digestor anaeróbio de ETE municipal e lodo de digestor em escala laboratorial, alimentado por algas) e a presença de óleo de soja como uma matéria-prima de co-digestão a 30°C/120 rpm. Os valores mais elevados de produção de biogás foram

nos frascos com 9 mL de alga + óleo (1419 mL) e com 18 mL de alga + óleo (1794 mL). Nestas mesmas condições, o percentual de metano (CH₄) também foi elevado, 69% e 66%, respectivamente (Figura 5).

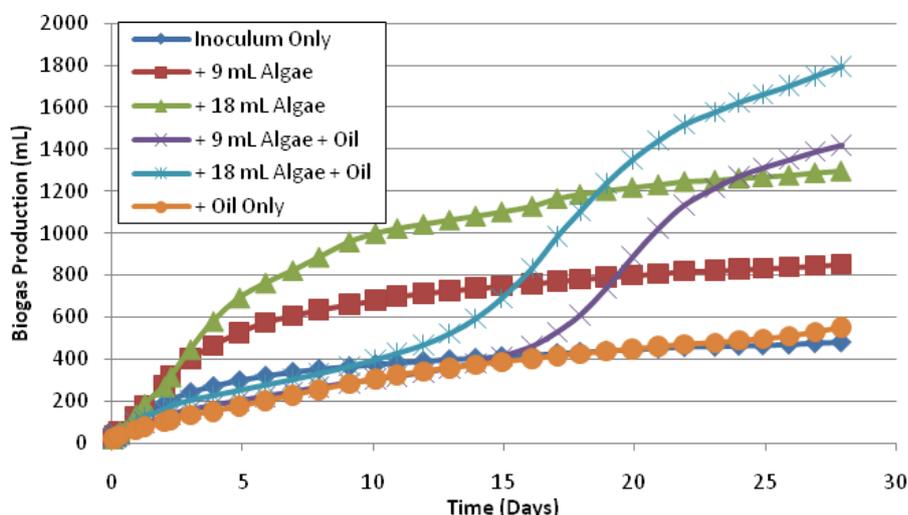


Figura 5: Produção de biogás para diferentes proporções de biomassa algal e lodo.

Fonte: Salerno, 2009.

Olsson et al. (2014) avaliaram se a co-digestão aumentava a eficiência da produção de metano em relação à digestão de lodos isoladamente. Neste estudo microalgas de cultivos diversos foram utilizadas e co-digeridas em diferentes proporções com lodo de esgoto não digerido. Os potenciais de metano e as diferentes misturas foram avaliados em condições mesófilas e termófilas. Os resultados mostraram que a co-digestão, em determinadas proporções, aumentou o potencial bioquímico de metano (BMP), em comparação com a digestão anaeróbia de lodo de esgoto apenas. Uma das melhores proporções foi uma mistura contendo 63% (v/v) de SV de lodo de esgoto não digerido e 37% (v/v) de SV de biomassa algal úmida. O BMP nesta amostra foi de 408 ± 16 N mL CH₄/g SV, 1, 23% maior do que o BMP de 100% de lodo não digerido de águas residuais.

Portanto, é interessante o estudo da co-digestão de microalgas e lodo. As microalgas servem como substrato, pois possuem diversos compostos bioquímicos necessários para a digestão anaeróbia, como os lipídios, por exemplo, e podem aumentar a produção de metano na digestão dos lodos gerados nas ETE.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi dividido em duas etapas:

1) Ensaio em bancada (Figura 6):

- Caracterização qualitativa das microalgas realizada em dois laboratórios distintos (Laboratório de Estudos Aplicados em Fotossíntese do Instituto de Química / UFRJ e Laboratório de Protistologia do Departamento de Zoologia do Instituto de Biologia / UFRJ);
- Caracterização quantitativa e experimentos de digestão anaeróbia da biomassa algal, realizados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA) da Escola de Química/UFRJ;
- Análise do potencial zeta da biomassa algal realizada no Laboratório de Fenômenos Interfaciais da COPPE/UFRJ;
- Teste de Jarros preliminar para a coagulação da biomassa algal realizado no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente da Escola Politécnica/UFRJ;

2) Ensaio em campo, com malha geotêxtil (sem o emprego de coagulantes) que operaram em fluxo contínuo, para a separação da biomassa algal, realizados no Centro de Experimental de Saneamento Ambiental – CESA/UFRJ.

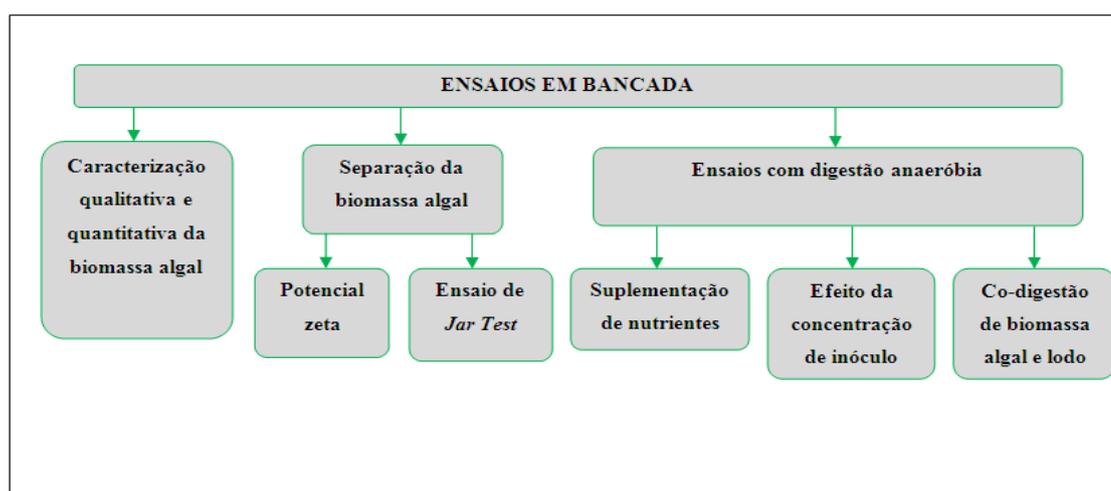


Figura 6: Fluxograma ensaios em bancada

3.1 CENTRO EXPERIMENTAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CESA

As Unidades de Tratamento de Esgotos – UTE do CESA (Figura 7) contemplam diferentes tipos de operações e processos de tratamento de esgotos, em sua maioria dimensionadas para capacidades de tratamento equivalentes a 500 habitantes. Todos os esgotos sanitários da Cidade Universitária da UFRJ convergem para a Estação Elevatória do Fundão – operada pela Cia. Estadual de Águas e Esgotos – CEDAE, e desta são recalcados para a ETE Penha.



Figura 7: Centro Experimental de Saneamento Ambiental. Fonte: Fonseca, 2005.

No canal de grades, a montante desta elevatória, ocorre a derivação e transferência de aproximadamente 10 L/s de esgotos para a unidade de tratamento preliminar do CESA. As UTE contam com operações de tratamento físico-químico e biológico de esgotos, contemplando os graus de tratamento preliminar, primário avançado, secundário e terciário/avançado. As interligações existentes entre as UTE permitem a operação em série e em paralelo das diferentes operações e processos.

3.1.2 Lagoa de Estabilização Facultativa – CESA

O estudo em questão utilizou a biomassa de algas gerada em um processo específico de tratamento biológico do esgoto, a lagoa de estabilização facultativa (Figura 8).



Figura 8: Lagoa Facultativa do CESA/UFRJ.

A lagoa facultativa do CESA constitui um tanque de seção trapezoidal, construído em concreto armado e envolto em taludes de terra. A lagoa facultativa apresenta as seguintes dimensões: extensão de 13,55 m; largura de 3,7 m (no nível superior) e 2,4 m (no nível inferior); profundidade total de 1,8 m e de operação de 1,62 m. Os taludes internos apresentam a declividade aproximada de 1:2. A largura e a extensão média na altura de operação são, respectivamente, de 2,78 m e 12,63 m com uma área superficial de 46,05 m² e volume útil de 57,13m³. A lagoa opera com um tempo de detenção hidráulica de 6,70 dias e uma vazão de 0,1L/s (FONSECA, 2005).

3.2 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DA BIOMASSA DE ALGAS DA LAGOA FACULTATIVA

A biomassa de algas da lagoa facultativa foi caracterizada em dois laboratórios distintos e alguns grupos foram identificados.

3.2.1 Primeira coleta

Uma amostra pontual foi coletada próxima à saída do efluente, em abril de 2013. A amostra foi acondicionada em pote esterilizado de 500 mL e levada em seguida ao Laboratório de Estudos Aplicados em Fotossíntese do Instituto de Química / UFRJ. A taxonomia das microalgas foi realizada em microscópio invertido (Zeiss, Axiovert 40 C) e, posteriormente, as mesmas foram cadastradas através de imagem digital.

3.2.2 Segunda coleta

Uma amostra pontual foi coletada próxima à saída do efluente, em outubro de 2013. A amostra foi acondicionada em pote esterilizado de 500 mL e levada em seguida ao Laboratório de Protistologia do Departamento de Zoologia do Instituto de Biologia da UFRJ. A taxonomia das microalgas foi realizada em microscópio Axio Imager AX10, marca ZEISS com DIC e posteriormente, as mesmas foram cadastradas através de imagem digital. Foram feitas observações *in vivo* dos micro-organismos sem uso do lugol. O uso do corante mata os organismos ciliados.

3.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DA BIOMASSA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA

A biomassa de algas utilizada nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia foi coletada na lagoa de estabilização facultativa do CESA, através de uma tela de nylon com abertura cerca de 2,0 mm (Figura 9) e posteriormente acondicionada em um becher de 1000 mL. As coletas foram realizadas aleatoriamente, pois a cada ensaio de biodegradabilidade encerrado no laboratório, novos ensaios eram conduzidos e, portanto, novas coletas realizadas. Além disso, as coletas também eram definidas pelo clima local, uma vez que os organismos fitoplanctônicos dependem diretamente dos raios solares para se multiplicarem.

Para os ensaios de digestão anaeróbia, a biomassa coletada foi transportada para o Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA). Uma alíquota foi retirada para caracterização da biomassa em termos de pH, DQO total e solúvel e sólidos suspensos totais (SST), sendo o restante conservado a 4°C. No momento de sua utilização, a biomassa era retirada do refrigerador e deixada em bancada para aclimação à temperatura ambiente.

Para os ensaios de separação da biomassa, as amostras foram coletadas durante o ano de 2012 e 2013, na entrada (efluente da lagoa facultativa) e saída do Geotube®. As mesmas foram acondicionadas em recipientes esterilizados de 1L e em seguida levadas ao LEMA.



Figura 9: Coleta da biomassa de algas

3.4 SEPARAÇÃO DA BIOMASSA DE ALGAS – ENSAIOS COM GEOTUBE®

3.4.1 Separação da biomassa algal sem coagulantes – Ensaio em campo

O modelo de Geotube® GT500 foi cedido pela empresa ALLONDA Geossintéticos Ambientais, com as dimensões 0,50 m x 0,50 m. O Geotube® é formado por malha geotêxtil, que é um tecido de alta resistência, no qual os minúsculos poros da malha (0,4 mm ou 400 µm) funcionam como forma de contenção, possibilitando uma provável colmatação da biomassa de algas.

Esta unidade foi instalada próxima à lagoa Facultativa recebendo, por gravidade, o efluente da mesma, sem qualquer adição de coagulante. A sua operação foi contínua, com vazão de 0,1 L/s (vazão afluyente da lagoa). Foram conduzidos dois ensaios: o primeiro em 2012, durante seis meses; e o segundo em 2013, durante três meses. O efluente filtrado no Geotube® era lançado em uma lagoa de maturação (Figura 10).

Amostras do afluyente e efluente do Geotube® foram caracterizadas quanto a DBO_5 , sólidos suspensos totais (SST) e turbidez.



Figura 10: Detalhe do Geotube® (acima) e efluente tratado no Geotube® (abaixo)

3.4.2 Separação da biomassa de algas com emprego de coagulantes – Ensaios preliminares em bancada

A empresa ALLONDA Geossintéticos Ambientais realizou um teste preliminar com polímeros e efluente da lagoa facultativa do CESA, para avaliar a capacidade de retenção no cone teste da malha do Geotube®, em relação à biomassa algal. O polímero que resultou na melhor coagulação da biomassa algal foi o catiônico. Esse ensaio foi realizado apenas para testar o melhor polímero.

3.4.2.1 Tratamento físico-químico – Coagulação/Floculação

Um ensaio preliminar foi realizado no LEMA, para a escolha do melhor polímero (aniônico ou catiônico), após o emprego do coagulante Tanfloc SL (produzido pela empresa Tanac). Para isso, foram utilizados 400 ml de amostra da lagoa facultativa (pH 7,5) colocados em um becher, sob agitador. Logo após, o coagulante foi adicionado a uma concentração de 50 mg/L. Após agitação rápida (120 rpm/1 min), a mistura foi dividida para dois bechers (200

mL em cada) e testou-se o efeito dos polímeros separadamente. A um becher foi adicionado o polieletrólito aniônico (produzido pela empresa Lafan) e ao outro o polieletrólito catiônico Zetag (da empresa Basf), ambos na concentração de 1,5 mg/L, sob lenta agitação (40 rpm/12min). O polímero mais eficiente foi selecionado por observação da amostra.

Tendo sido selecionado o melhor polieletrólito, foi realizado um segundo ensaio, em equipamento *Jar Test*, para avaliação do processo físico-químico convencional empregando-se como coagulante o polímero Tanfloc SL e o polieletrólito aniônico Lafan. O ensaio foi realizado em uma única etapa mantendo-se o pH (7,5) da lagoa e variando-se a concentração do coagulante, a fim de se selecionar a melhor concentração para clarificação do efluente.

O *Jar Test* foi baseado na seguinte metodologia (FIGUEIREDO, 2009):

- **Determinação da concentração do agente coagulante:**

- a) Segregação da amostra – inserção de um volume de 1,5 L de amostra em cada um dos jarros;
- b) Inserção do Coagulante para obtenção das seguintes concentrações: 40, 50, 60, 70 e 80 mg/L;
- c) Mistura rápida a 120 rpm/1 min, visando promover o aumento da interação entre o meio e o agente coagulante;
- d) Adição de 1,5 mg/L de polieletrólito aniônico em cada um dos jarros e redução da velocidade de agitação para 40 rpm/12 min para promover a aglutinação das partículas já coaguladas, obter um floco mais encorpado e acelerar o processo de sedimentação;
- e) Interrupção da agitação do equipamento *Jar-test* e sedimentação dos flocos por um período de 20 min;
- f) Coleta do sobrenadante dos jarros e análise do parâmetro turbidez;

O ensaio de *Jar Test* teve como objetivo coagular/flocular a biomassa algal do efluente da lagoa facultativa para melhor separação da mesma, no cone teste (malha de Geotube®) (Figura 11).



Figura 11: Cone teste (malha Geotube®) empregado

3.5 ANÁLISE DO POTENCIAL ZETA

A análise do potencial zeta da biomassa algal foi realizada no Laboratório de Fenômenos Interfaciais da COPPE/UFRJ. O zetâmetro utilizado foi o Zeta Plus (Figura 12). Uma amostra pontual do efluente da lagoa foi coletada e filtrada em filtro Buchner, com papel filtro nº 5, de filtragem rápida, para que o efluente não ficasse turvo. Seis amostras foram preparadas, sendo uma delas o efluente bruto, com pH 7,48, e as restantes, com pH 5, 6, 7, 8 e 9. O pH foi ajustado com bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e ácido sulfúrico (H_2SO_4). Cabe ressaltar que a análise em questão não utilizou qualquer coagulante.



Figura 12: Zetâmetro, Zeta Plus.

3.6 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia foram conduzidos em frascos penicilina de 100 mL com 50 ou 90 mL de volume útil. Após introdução de biomassa de algas ou mistura de biomassa de algas e lodo, os frascos eram lacrados com batoques de borracha e lacres de alumínio, para a manutenção de um ambiente anaeróbio no interior dos frascos, e incubados a $30 \pm 2^\circ\text{C}$ até estabilização da produção de biogás (cerca de 20 a 30 dias).

Para que a produção de biogás fosse verificada ao longo do tempo, agulhas de seringas plásticas de 60 mL eram acopladas no selo de borracha. À medida que o biogás era produzido, o êmbolo era deslocado e o volume de biogás medido (Figura 13 a). Após a estabilização do volume de biogás produzido, os frascos eram abertos e a mistura de biomassa de algas analisada em termos de: sólidos voláteis totais, DQO total e solúvel e pH. O gás presente nas seringas era transferido para ampolas gasométricas e submetido à análise de cromatografia gasosa (Figura 13 b). A produção específica de metano foi determinada pela razão entre o volume de metano produzido e a massa dos sólidos voláteis totais digeridos.

O lodo utilizado nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia era oriundo de um reator anaeróbio do tipo UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) em operação em indústria de abate de aves. Sua caracterização consistiu na quantificação do teor de sólidos voláteis totais presentes na amostra (18000 mg/L).

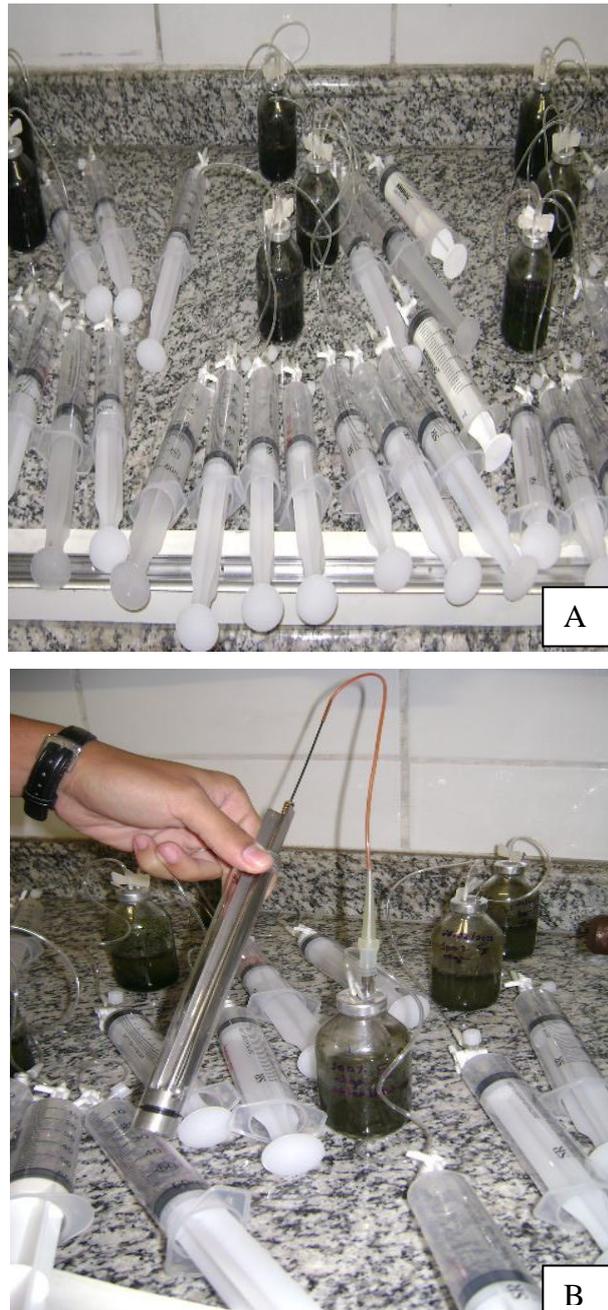


Figura 13: Monitoramento da produção de biogás (A) e recolhimento do biogás produzido para análise por cromatografia gasosa (B).

Cabe destacar que o lodo empregado nestes ensaios deveria ser o lodo gerado no tratamento de esgoto, retirado ao fundo dos decantadores secundários, pois a proposta de tratamento que se pretende avaliar neste estudo é a digestão da biomassa de algas gerada em lagoas facultativas de estações de tratamento de esgoto. No entanto, considerando que no momento do estudo, o CESA passava por dificuldades operacionais decorrentes de elevada salinidade no esgoto afluente, optou-se por empregar um lodo de alta atividade metanogênica para avaliação da biodegradabilidade anaeróbia da biomassa de algas.

3.6.1 Efeito da suplementação de nutrientes

O efeito da adição de macronutrientes (N e P) na digestão anaeróbia da biomassa de algas foi avaliado com dois tipos diferentes de substratos: um concentrado puro de algas e um concentrado de algas enriquecido com nutrientes. Na segunda condição, a mistura de biomassa de algas foi suplementada com soluções de ureia e KH_2PO_4 para uma razão DQO: N: P de 350:5:1, conforme recomendado por (CHERNICHARO, 2007). A produção de biogás foi monitorada ao longo do tempo e após estabilização (aos 17 dias de incubação), foram avaliados o volume de biogás produzido, a velocidade inicial de produção de biogás e a produção específica de biogás (mL biogás/g DQO removida), assim como a eficiência de remoção de DQO.

3.6.2 Efeito da concentração de inóculo

Este teste envolveu a biodegradabilidade anaeróbia da biomassa de algas mediante diferentes concentrações de lodo (sem adição de nutrientes): 5, 10 e 20% (v / v). A produção de biogás foi monitorada ao longo do tempo e após estabilização (aos 15 dias de incubação), foram avaliados o volume de biogás produzido, a velocidade inicial de produção de biogás e a produção específica de biogás, assim como a eficiência de remoção de DQO.

3.6.3 Co-digestão de biomassa de algas e lodo

Diferentes proporções de biomassa de algas e lodo (sem adição de nutrientes) foram avaliadas: 100:0 (mL lodo: mL suspensão de biomassa de algas), 95:5, 90:10, 70:30, 50:50, e 30:70. A produção de biogás foi monitorada ao longo do tempo e após estabilização (aos 26 dias de incubação), foram avaliados o volume de biogás produzido, a velocidade inicial de produção de biogás, a produção específica de metano, e a estabilização das misturas em termos de redução de sólidos voláteis.

3.7 MÉTODOS ANALÍTICOS

A caracterização do afluente e do efluente ao Geotube® seguiu métodos físico-químicos conduzidos sob condições padrão, de acordo com o Standard Methods (APHA, 2005). Os seguintes parâmetros foram analisados no LEMA – UFRJ: turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

A caracterização da biomassa de algas em suspensão para os ensaios de digestão anaeróbia seguiu métodos físico-químicos conduzidos sob condições padrão de acordo com o Standard Methods (APHA, 2005). Os seguintes parâmetros foram analisados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA, Escola de Química, UFRJ): DQO total e solúvel, sólidos voláteis totais e pH.

A composição do biogás foi medida em um cromatógrafo Micro CG VARIAN (CP-4900), empregando-se uma coluna PPQ 10 m × 0,32 mm, com temperatura de coluna de 50°C, detector de condutividade térmica (TCD) de 250°C, injetor de temperatura de 80°C e gás hélio como gás de arraste (DAMASCENO, 2012).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO QUALITATIVA DA BIOMASSA DE ALGAS DA LAGOA FACULTATIVA

Na primeira coleta, realizada em abril de 2013, os seguintes gêneros foram identificados no Laboratório de Estudos Aplicados em Fotossíntese (IQ/UFRJ): *Scenedesmus* sp1 (Figura 14 a) e sp2 (Figura 14 b), *Desmodesmus* sp (Figura 15 a) e *Chlorella* sp (Figura 15 b). Os três gêneros pertencem a Divisão Chlorophyta (<http://www.algaebase.org/>).

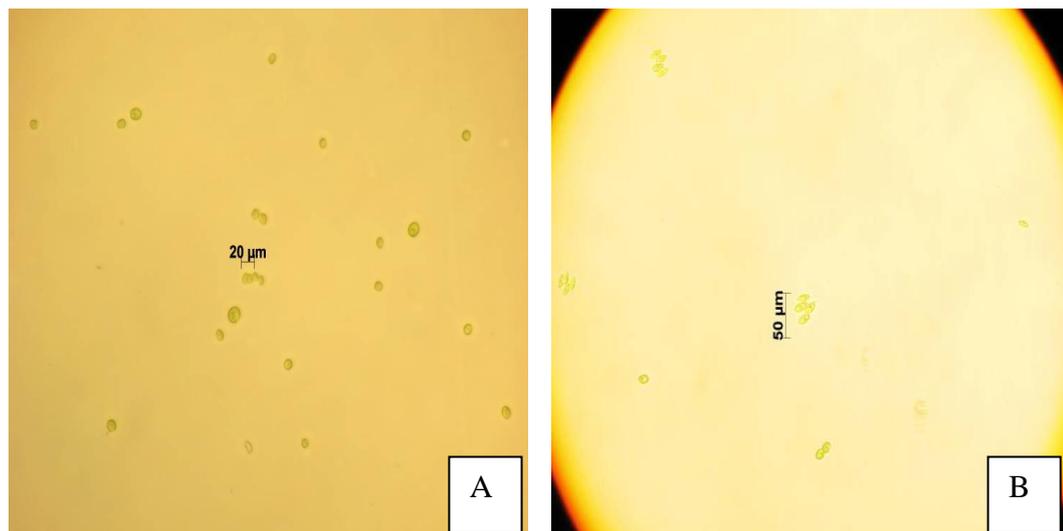


Figura 14: Fotomicrografia de microalgas *Scenedesmus* sp1 (A) e *Scenedesmus* sp2 (B) encontradas na biomassa coletada na lagoa facultativa.

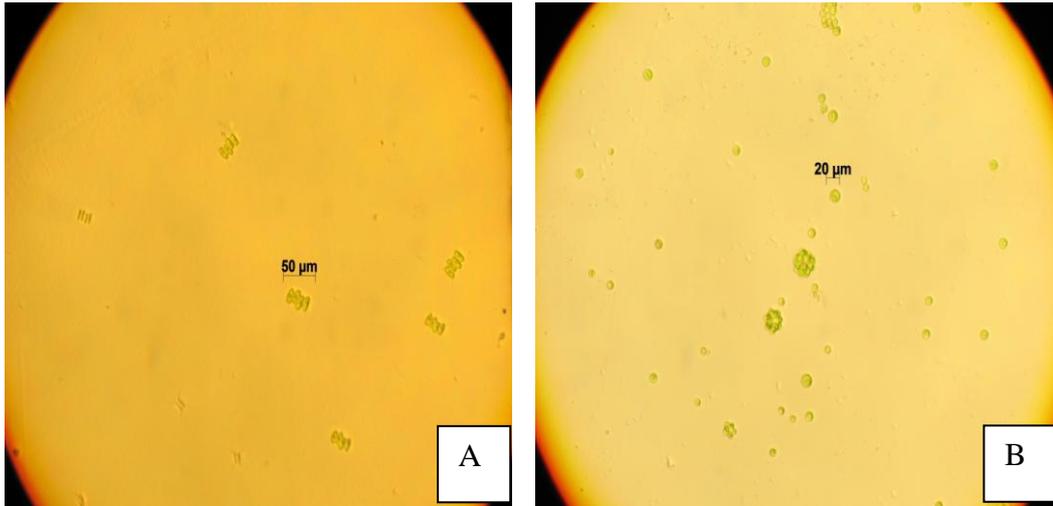


Figura 15: Fotomicrografia de microalgas *Desmodesmus* sp (A) e *Chlorella* sp (B) encontradas na biomassa coletada na lagoa facultativa.

Os seguintes grupos de protistas foram identificados na segunda coleta, realizada em outubro de 2013, em observação feita no Laboratório de Protistologia (Instituto de Biologia/UFRJ): *Euglena* sp (Figura 16); *Scenedesmus* sp (Figura 17 a) e *Pyrobotrys* sp (Figura 17 b). O primeiro gênero pertence a Divisão Euglenophyta e os outros dois pertencem a Divisão Chlorophyta (<http://www.algaebase.org/>).

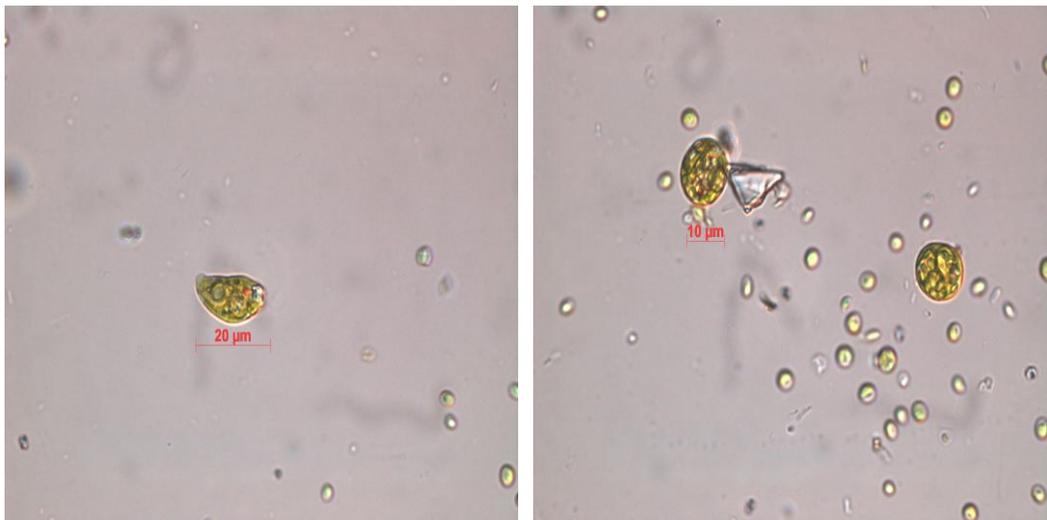


Figura 16: Fotomicrografia de microalgas do gênero *Euglena* sp encontradas na biomassa coletada na lagoa facultativa.

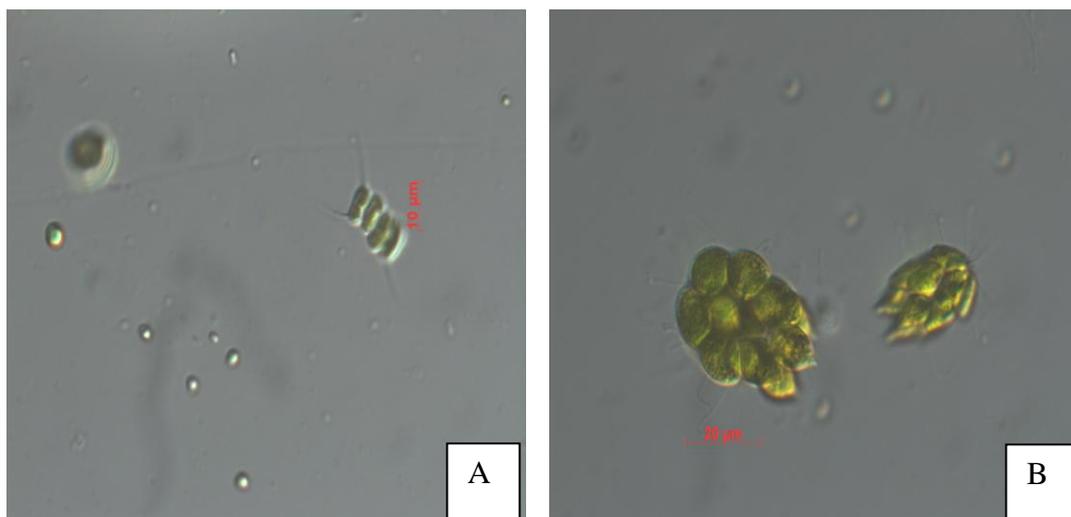


Figura 17: Fotomicrografia de microalgas do gênero *Scenedesmus* sp (A) e *Pyrobotrys* sp (B) encontradas na biomassa coletada na lagoa facultativa

Os gêneros encontrados são comuns em lagoas de estabilização. Observando empiricamente, o gênero *Pyrobotrys* foi dominante na suspensão de algas.

Na pesquisa idealizada por FONSECA (2005), na lagoa facultativa do CESA foram identificados dois grupos de algas: Chlorophyta, com 2 gêneros, *Chorella* sp e *Pandorina morum* e as Euglenophyta, com um gênero, a *Euglena* sp. A autora relata que essas taxas são bastante comuns em lagoas de estabilização.

Segundo MAGALHÃES (2011), os gêneros identificados em lagoas de polimento, que apresentaram maior número de espécies, foram *Euglena* e *Scenedesmus*.

Os grupos que dominam em lagoas de estabilização são usualmente Chlorophyta e Euglenophyta. Geralmente, a diversidade de espécies diminui com o aumento da matéria orgânica. Gêneros que possuem flagelos como *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Pyrobotrys* tendem a dominar sob condições de maior turbidez, pois provavelmente sua capacidade de se mover em direção à superfície luminosa é vantajosa em relação a outros gêneros não móveis, como *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Micractinium*, que são abundantes em águas com menor turbidez (SARAIVA, 2007).

Em relação ao tamanho desses micro-organismos, diversas formas de separação do efluente final continuam sendo pesquisadas. Se a remoção de algas for eficiente, é possível alcançar baixa concentração de matéria orgânica e mudar a capacidade depuratória do sistema (BARTHEL, 2007; NASCIMENTO, 2001).

Depois de separada, a biomassa algal pode ser aproveitada de várias formas, como na produção de biogás, através da digestão anaeróbia. Vários estudos têm sido realizados sobre tal aspecto. Segundo SIALVE (2009), existe uma relação entre a composição bioquímica das microalgas e a produção de biogás. Ou seja, dependendo da espécie e de sua composição em relação a lipídios, carboidratos e proteínas, a produção de biogás será maior ou menor. A autora ainda relata que, quanto maior o percentual de lipídios, maior será a produção de metano.

Além das proteínas e carboidratos, *Chlorella vulgaris* possui outras moléculas que estão presentes, tais como, lipídios e vitaminas, que podem contribuir para a produção de energia (VELASQUEZ-ORTA et al., 2009).

Algas como os gêneros *Chlorella* e *Scenedesmus* geralmente dominam as lagoas de estabilização, sendo que ambos são adequados para a produção de biodiesel e biogás. No entanto, ambientes de águas residuais são compostos de altas concentrações de nutrientes, impedindo, assim, que esses micro-organismos acumulem altas proporções de lipídios (WILEY et al., 2011).

4.2 CARACTERIZAÇÃO QUANTITATIVA DA BIOMASSA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO FACULTATIVA

A biomassa algal coletada na lagoa facultativa, para ser utilizada na digestão anaeróbia, foi levada ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LTA) e caracterizada quantitativamente, em relação à DQO, sólidos voláteis e pH. Em relação à DQO, as amostras caracterizadas sempre apresentavam altas concentrações, assim como os sólidos (Tabela 5). Isso corrobora a literatura levantada, que sempre associa a biomassa de algas presentes nas lagoas à elevada concentração de DBO₅ e de sólidos voláteis.

Tabela 5: Caracterização da biomassa de algas coletada na lagoa facultativa do CESA.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média
pH	6,67	6,99	6,83
DQO total (mg/L)	41681	53553	49338
DQO solúvel (mg/L)	1584	6769	1682
SVT (mg/L)	26130	27606	26868

4.3 SEPARAÇÃO DA BIOMASSA ALGAL – ENSAIOS COM GEOTUBE®

4.3.1 Separação da biomassa de algas sem coagulantes – Ensaios em campo

Os parâmetros analisados foram baseados na literatura pesquisada, que associa a biomassa de algas a um aumento da DBO₅, sólidos suspensos e turbidez. Existe a preocupação com o destino do efluente contendo elevadas quantidades de microalgas, pois elas aumentam a concentração de sólidos e a DBO₅ (JORDÃO e PESSÔA, 2011; König, 1984, apud BARTHEL, 2007).

As Figuras 18 e 19 mostram que o efluente do Geotube®, até o mês de setembro de 2012, possui concentração de DBO₅ mais baixa que o afluente, porém a eficiência de remoção da DBO₅ é muito baixa. No mês de outubro de 2012, as concentrações de DBO₅ no efluente do Geotube® são maiores que as concentrações no afluente do Geotube®. Nesse mês foi observado crescimento de microalgas na superfície externa do geobag, o que pode ter ocasionado o aumento da DBO₅ no efluente.

O Geotube® foi desligado do efluente da lagoa facultativa e lavado em água da rede, para então ser reconectado ao efluente da lagoa. Tal fato é demonstrado a partir do mês de abril, no qual as concentrações de DBO₅ no efluente do Geotube® diminuem novamente. No entanto, as eficiências de remoção continuam baixas (21 – 22%).

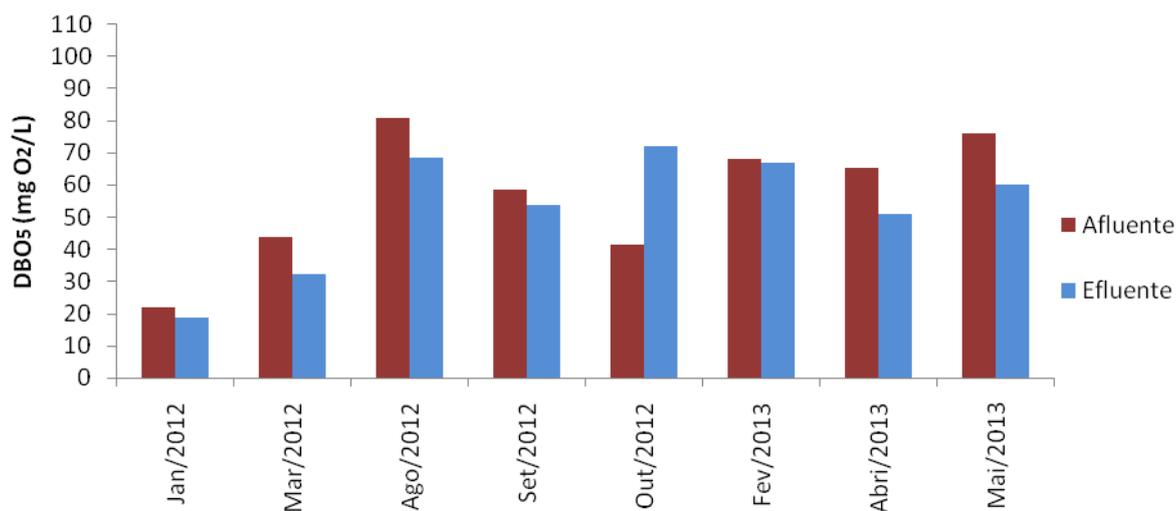


Figura 18: Demanda de DBO₅ no afluente e efluente do Geotube®

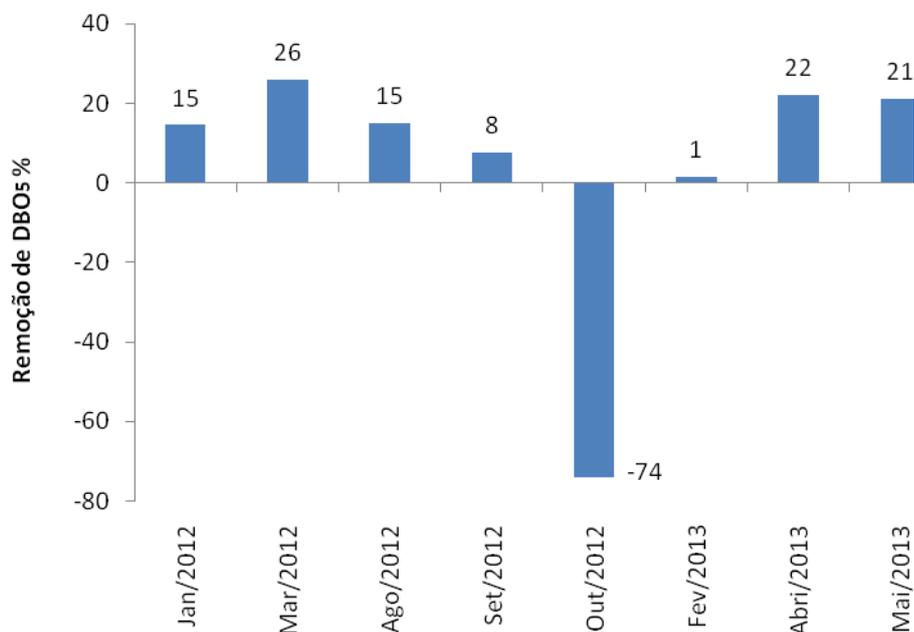


Figura 19: Eficiência de remoção de DBO5 na filtração com Geotube®.

No mês de fevereiro de 2013, após a filtração no Geotube®, a remoção de DBO₅ foi mínima, 1%. Na penúltima e última amostragem, a remoção de DBO₅ aumenta consideravelmente, provavelmente em função da deposição de biomassa e redução do tamanho dos poros da malha do Geotube®.

As concentrações referentes aos sólidos suspensos totais (SST) sofreram aumentos, após a filtração no Geotube®. Apenas em uma das amostras, no mês de abril, houve uma remoção de 34%, não sendo justificada por qualquer hipótese (Figuras 20 e 21).

Segundo Jordão e Pessôa (2001), as algas das lagoas facultativas constituem a maior parcela de sólidos em suspensão no efluente, cerca de 60 a 90%. Nesse sentido, a tecnologia do Geotube®, sem o emprego de coagulantes não retém tais micro-organismos. O aumento na concentração de SST, no efluente do Geotube® pode ser explicado pela hipótese de pressão interna na tecnologia em questão. Inicialmente os poros da malha estão livres, não conseguindo reter a biomassa, que se apresenta como células isoladas com poucos micrômetros de diâmetro (< 50 µm) ou em agregados com tamanho menor que os poros da malha. À medida que ocorre uma deposição da biomassa na superfície interna e dentro dos poros da malha, estes têm seu tamanho reduzido e conseguem reter uma maior quantidade de biomassa. Porém, como a vazão afluyente ao Geotube® era constante, a pressão se tornava maior dentro da malha, expulsando a biomassa de algas que já estava colmatada. Outra

hipótese é a de que bactérias facultativas e anaeróbias contidas na biomassa começam a degradar anaerobiamente as microalgas, produzindo gases que aumentam a pressão interna dentro do Geotube® e forçam a passagem de fragmentos celulares pelos poros, aumentando a concentração de SST no efluente ao Geotube®.

Em relação à turbidez, os dados apresentados mostram em todos os meses uma diminuição na turbidez no efluente do Geotube®, com exceção dos meses de setembro e outubro de 2012 (Figuras 22 e 23). O mês de fevereiro também apresentou eficiência de remoção de turbidez, porém muito baixa (1%). Conclui-se que a turbidez está diretamente associada a DBO_5 .

Diante disso, para remoção de DBO_5 e turbidez, a tecnologia é mais eficiente, melhorando a qualidade do efluente final da lagoa de estabilização facultativa. Porém, em relação aos SST, o mesmo não foi verificado.

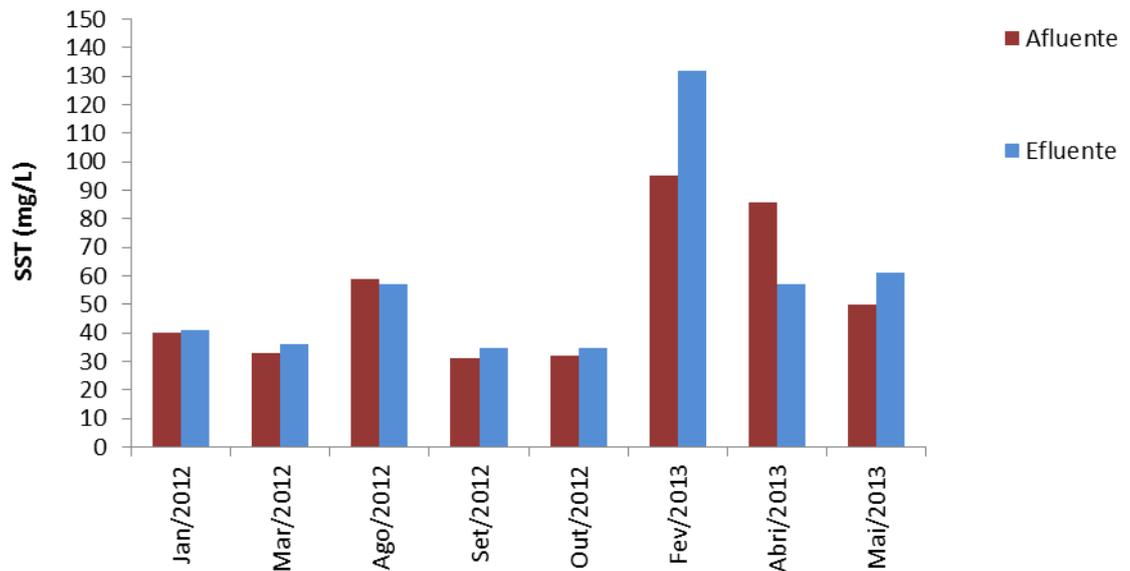


Figura 20: Concentração de SST no afluente e efluente do Geotube®.

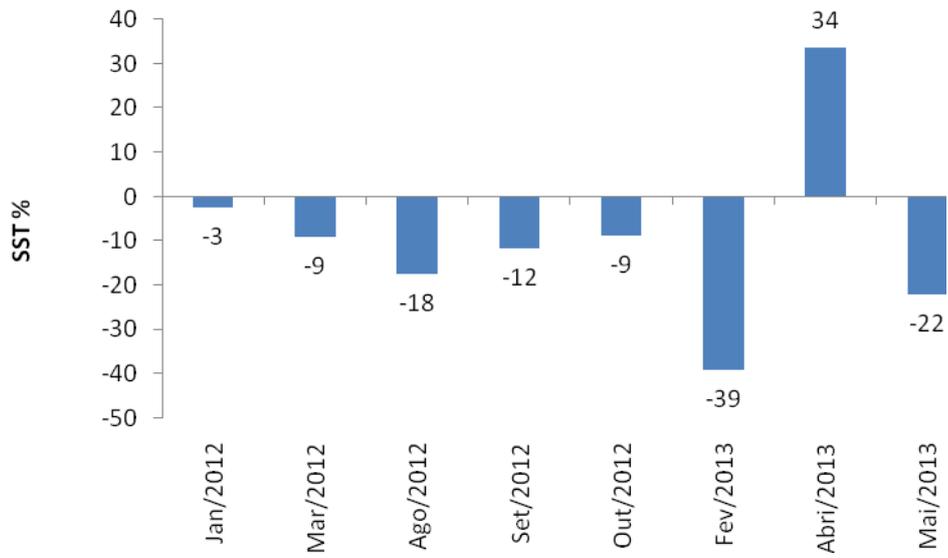


Figura 21: Eficiência de remoção de SST na filtração com Geotube®.

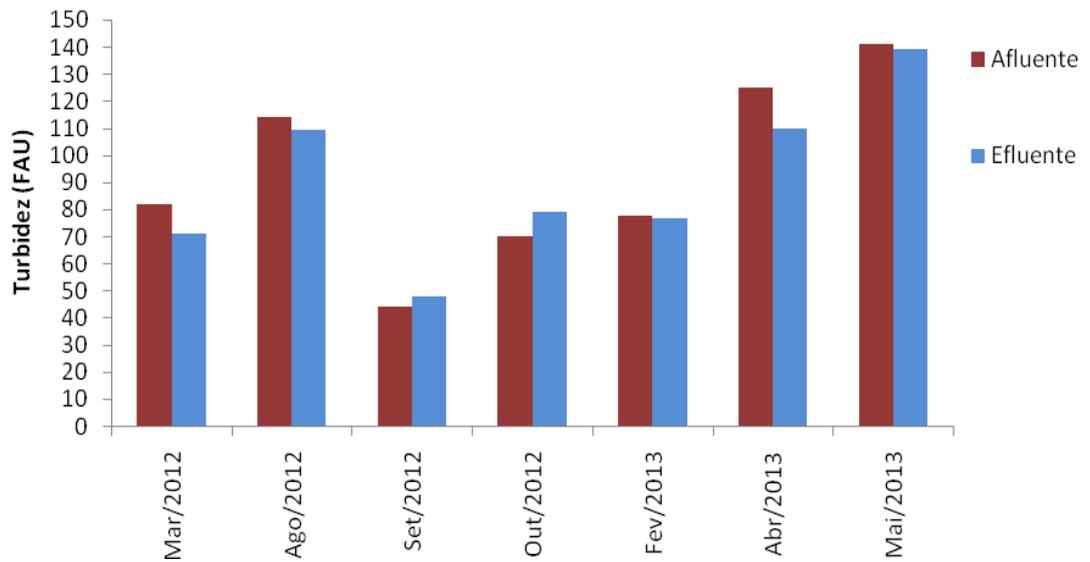


Figura 22: Turbidez no afluente e efluente do Geotube®.

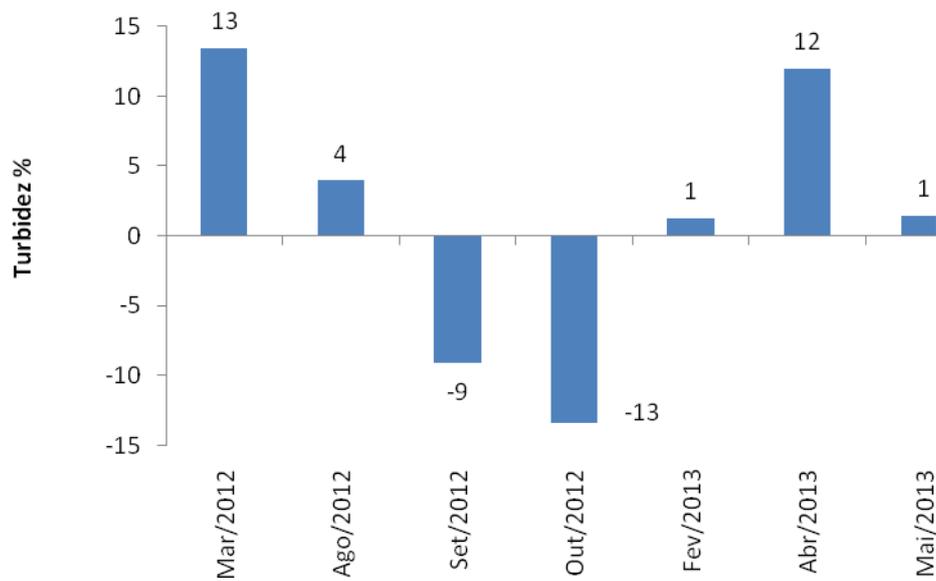


Figura 23: Eficiência de remoção de Turbidez na filtração com Geotube®.

Os resultados obtidos no ensaio em escala piloto, para avaliação da separação da biomassa de algas do efluente final da lagoa facultativa através da filtração em bolsas geotêxteis (Geotube®), indicam que a malha com 0,4 mm (400 µm) requer um tratamento prévio de coagulação/floculação, para aumento do tamanho e uma efetiva separação da biomassa algal.

4.3.2 Separação da biomassa de algas com emprego de coagulantes – Ensaio em bancada

4.3.2.1 Tratamento físico-químico – Coagulação/Floculação

Inicialmente, foi realizado um teste para a escolha do melhor polímero (aniônico ou catiônico) a ser utilizado após a coagulação com Tanfloc SL. Este teste inicial em bancada foi realizado, tendo em vista que no primeiro teste em campo foram utilizados apenas polímeros catiônicos e aniônicos, sem adição de coagulantes. Neste primeiro ensaio em campo, o melhor

polímero foi o catiônico, pois a carga superficial líquida das microalgas era negativa. A carga positiva do polímero permitiu a aproximação das células e a formação dos flocos.

Já no ensaio em bancada, com adição do coagulante Tanfloc SL, o melhor polímero foi o aniônico, como esperado, pois a carga superficial dos flocos formados com coagulante e células era positiva. A melhor clarificação foi obtida visualmente com a aplicação do polímero aniônico (Figura 24), sendo este utilizado em conjunto com o coagulante no ensaio de *Jar Test*.

Esperava-se que a biomassa flotasse e não sedimentasse, pois de acordo com dados da literatura esta teria densidade próxima a da água (GRANADOS et al., 2012). No entanto, cabe destacar que a suspensão amostrada na lagoa não contém somente microalgas, mas bactérias e sólidos suspensos que devem apresentar maior densidade e que provavelmente carrearam a biomassa para o fundo do becher.

MONTEGGIA e TESSELE (2001) constataram que nos ensaios de sedimentação os flocos formados permaneceram em suspensão e flutuando na interface líquido/ar, pois as bolhas de gás, proveniente do metabolismo das algas (O_2 , CO_2) aderiam aos flocos, tornando sua densidade aparente baixa.

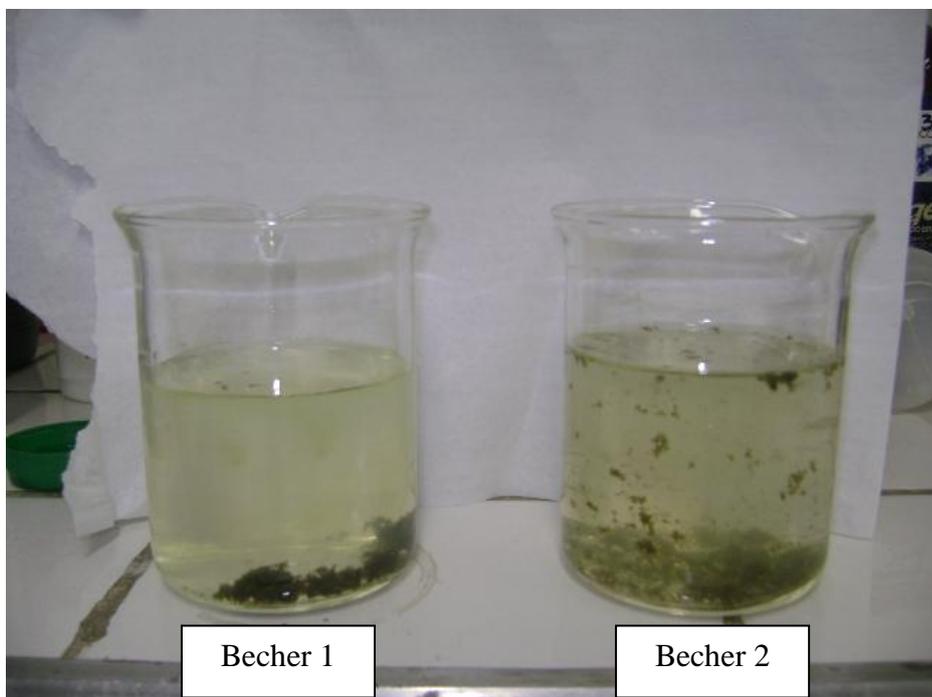


Figura 24: Aspecto das amostras após adição dos polímeros aniônico (polieletrólito aniônico – becher 1) e catiônico (polieletrólito catiônico– becher 2).

Na tabela 6 são apresentados os resultados do ensaio preliminar em *Jar Test*. O ensaio utilizou o pH natural da lagoa (7,5), diversas concentrações do coagulante Tanfloc SL e o polieletrólito aniônico (1,5mg/L).

A floculação é um dos métodos promissores, porém alguns floclantes deixam resíduos na água e acabam inibindo a renovação celular das microalgas (GARG et al., 2012). Nesse sentido, é importante a escolha correta dos agentes coagulantes e floclantes, pois após o tratamento convencional de coagulação/floculação, o efluente final precisa estar com quantidades mínimas de produtos químicos.

Segundo FIGUEIREDO (2009), o polímero Tanfloc, por ser orgânico, estimulou a produção de gás independente da dosagem aplicada. Ou seja, o uso do Tanfloc favorece o processo de digestão biológica do lodo.

No presente estudo, a biomassa algal separada na malha de geotêxtil, através do processo de coagulação/floculação, não foi digerida anaerobiamente. E, portanto, não foi verificado se há um aumento na produção de biogás da mesma.

Tabela 6: Efeito da concentração de Tanfloc na coagulação e floculação (1,5 mg/L de polieletrólito aniônico) da biomassa de algas da lagoa facultativa, com pH 7,5.

Conc. Tanfloc (mg/L)	pH	Turbidez (FAU)	Remoção Turbidez (%)
Efluente inicial	7,5	137	--
40	7,5	35	74,4
50	7,5	23	83,2
60	7,5	38	72,3
70	7,5	40	70,8
80	7,5	43	68,6

Nas Figuras 25 a 28 é mostrado o aspecto das amostras durante os ensaios de *Jar Test*.



Figura 25: Início do Jar Test com o efluente da lagoa facultativa

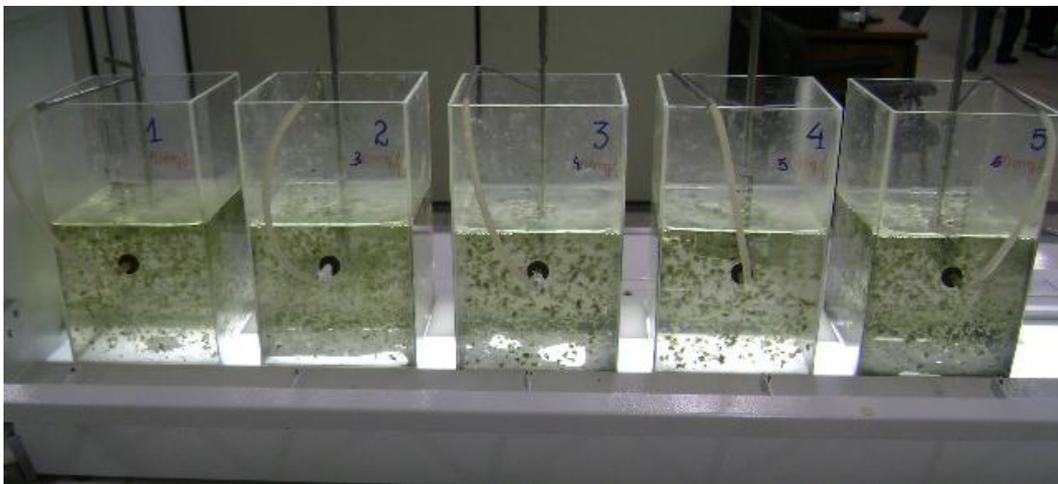


Figura 26: Coagulação após adição do Tanfloc

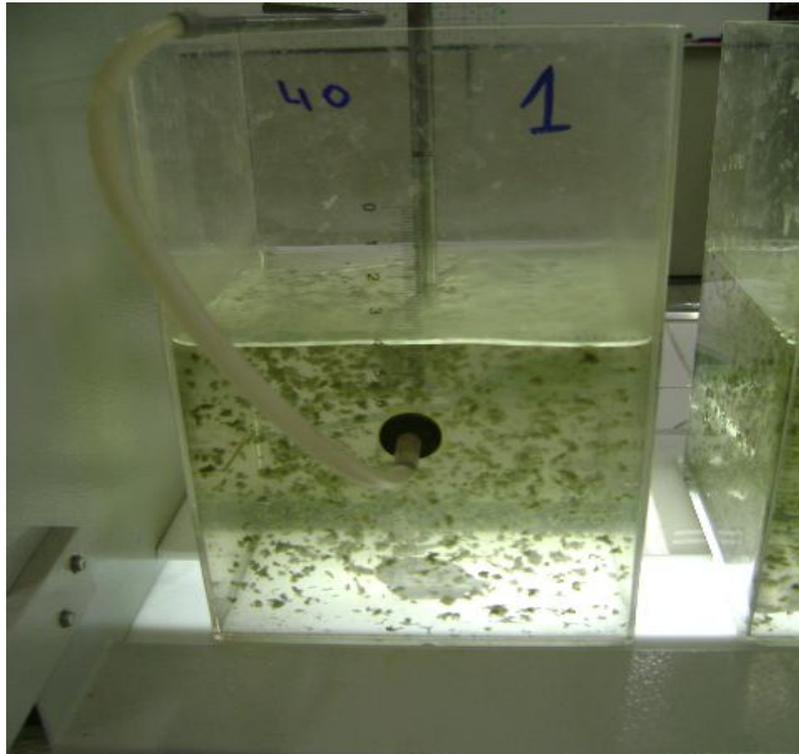


Figura 27: Detalhe dos flocos formados

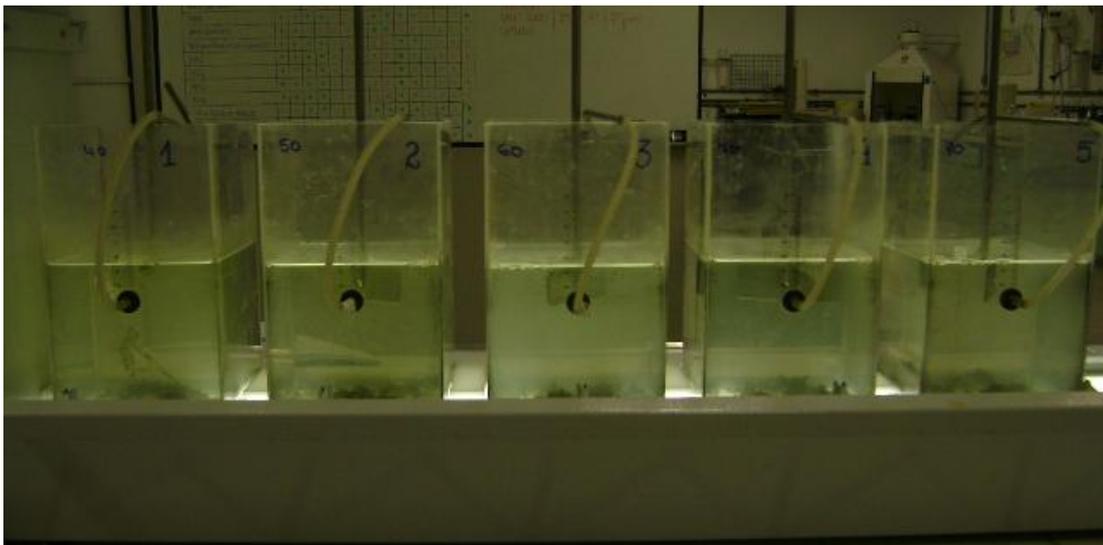


Figura 28: Detalhe da sedimentação da biomassa coagulada

Na Tabela 7 é apresentado o resultado da filtração na malha Geotube® empregando-se a biomassa resultante da melhor condição obtida na coagulação/floculação (pH 7,5, 50 mg/L Tanfloc, 1,5mg/L de polieletrólito aniônico). Na Figura 29 é mostrado o aspecto do efluente após a filtração e na Figura 30, a biomassa algal que ficou retida na malha de geotêxtil.

Verifica-se que mesmo após a coagulação/floculação a malha não retém completamente a biomassa. Ao contrário, a turbidez aumenta, provavelmente em função da pressão, quando ocorre a transferência da suspensão para a malha do cone teste, desagregando assim os flocos formados. Em razão de seu pequeno tamanho, elas obstruem rapidamente as malhas de eventuais peneiras ou filtros (CANOVAS, 1991 apud BARTHEL, 2007).

Tabela 7: Resultados da filtração em malha Geotube® da biomassa após coagulação/floculação

Conc. Tanfloc (mg/L)	pH	Turbidez (FAU)	Filtração após o Geotube® (FAU)
50	7,5	23	40



Figura 29: Efluente tratado em cone teste (malha Geotube®)



Figura 30: Biomassa algal retida na malha

Considerando os resultados insatisfatórios obtidos na concentração da biomassa em filtros Geotube®, mesmo após coagulação/floculação, passou-se para as análises de biodegradabilidade anaeróbia da biomassa de algas da lagoa facultativa, independente de sua separação/concentração. Portanto, a remoção final da biomassa algal do efluente de lagoas de estabilização facultativa, requer mais estudos sobre métodos de separação.

4.4 POTENCIAL ZETA

Os resultados obtidos na única análise do potencial zeta revelam que no pH do efluente bruto da lagoa facultativa (7,48), as partículas estão com carga superficial negativa e, portanto, distantes do ponto de coagulação ideal (Figura 31). Porém, a partir do pH 8, as partículas modificam sua carga abruptamente, tendendo a se direcionar para o ponto de desestabilização. Nesse sentido, uma lagoa de estabilização que gere elevadas concentrações de microalgas, como no caso das lagoas de alta taxa, e nas quais o pH é ≥ 10 (BARTHEL, 2003; NASCIMENTO, 2001), a coagulação diretamente no campo, seria mais adequada, pois não seria necessário o ajuste de pH.

Os polímeros catiônicos têm propriedade para diminuir o potencial zeta, facilitando a coagulação e a floculação. Essa característica permite sua utilização como coagulantes primários, a exemplo do Tanfloc (FIGUEIREDO, 2009).

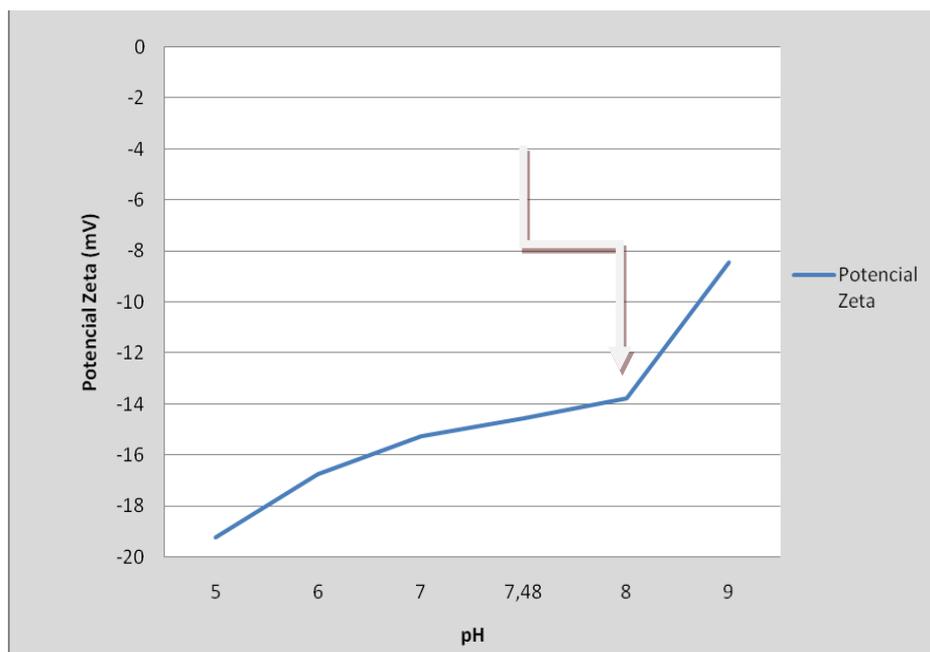


Figura 31: Gráfico do potencial zeta da biomassa algal da lagoa facultativa

Existe uma relação direta entre a área superficial das partículas coloidais e a melhor dosagem de polímeros, porém, a melhor agregação não ocorre necessariamente para o potencial zeta nulo (LIBÂNIO, 2010). Nesse sentido, mais estudos sobre a desestabilização das cargas da biomassa algal encontrada na lagoa facultativa são necessários.

4.5 ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

4.5.1 Efeito da suplementação de nutrientes

O primeiro teste de biodegradabilidade anaeróbia foi realizado com uma suspensão de biomassa de algas concentrada com e sem adição de nutrientes. Na Figura 32 e Tabela 8 são apresentados a evolução da produção de biogás e os resultados obtidos na digestão anaeróbia. Verifica-se que, apesar do elevado desvio-padrão entre as réplicas, a adição de nutrientes não favoreceu a digestão anaeróbia, indicando que a biomassa contém quantidades suficientes de nutrientes para sua metabolização. Assim, os próximos experimentos foram conduzidos sem suplementação de nutrientes.

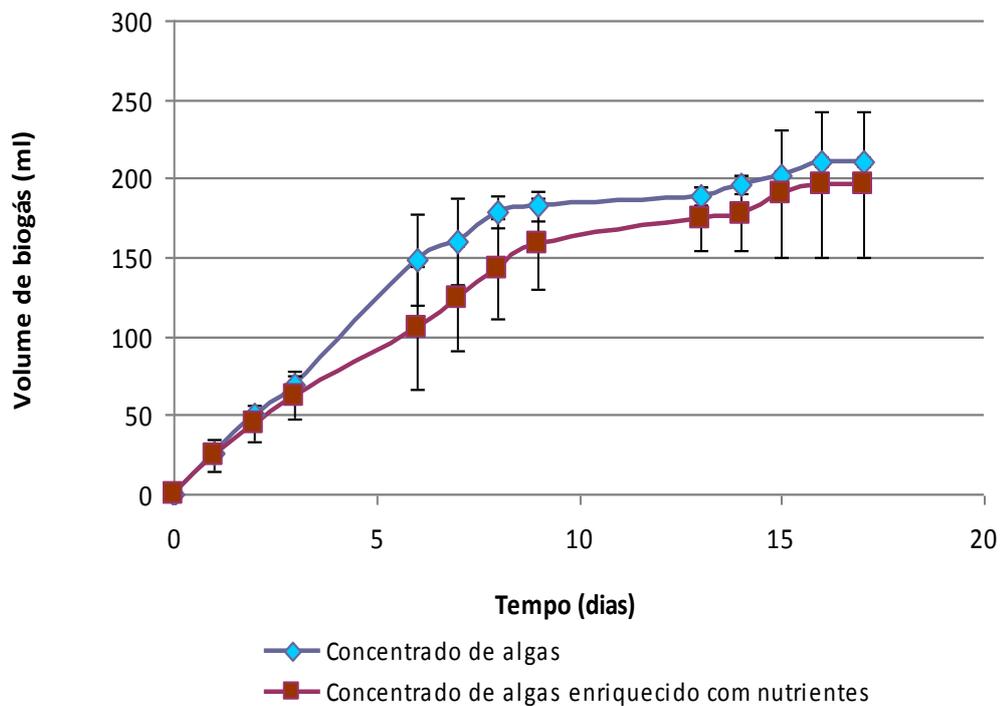


Figura 32: Produção de biogás da biomassa de algas concentrada enriquecida ou não com nutrientes (a 30°C)

Tabela 8: Efeito dos nutrientes sobre a digestão anaeróbia da biomassa de algas

Condição	pH	DQO (mg/L)	Remoção DQO (%)	Volume Biogás (mL)	Taxa inicial (mL biogás/d)	Produção específica de biogás (mL/g DQO removida)
Inicial	6,67	53553				
Algas	Final 7,09	30846	42,4	210	22,68	102,8
Algas+N+P	Final 7,37	33298	37,8	197	16,89	108,1

* Volumes de biogás foram medidos à temperatura de incubação – 30°C.

Nas amostras de biomassa algal, além dos protistas identificados, considerou-se que outros micro-organismos estariam presentes, tais como bactérias facultativas e anaeróbias, não havendo necessidade de inóculo nos ensaios. No entanto, apesar de não ser observada nenhuma fase *lag*, a remoção de DQO foi baixa após 15 dias de digestão. Assim, em uma segunda série de experimentos foi avaliado o efeito da adição de inóculo, a fim de melhorar o processo de degradação da biomassa de algas.

4.5.2 Efeito da concentração de inóculo

Os resultados obtidos no processo de degradação da biomassa de algas sob diferentes concentrações de inóculo (0, 5, 10 e 20 % v/v) são apresentados na Figura 33 e Tabela 9. A adição de inóculo não aumentou as eficiências de remoção de DQO, mas acelerou o processo de degradação, pois as velocidades iniciais de produção de biogás aumentaram com a concentração de inóculo. Os valores obtidos para a produção específica de biogás, ou seja, o volume de biogás produzido em relação à massa de DQO removida da suspensão de biomassa de algas apontam para a concentração de 10% v/v como a melhor condição de inóculo. Esta condição deve ser empregada em experimentos com maiores tempos de digestão.

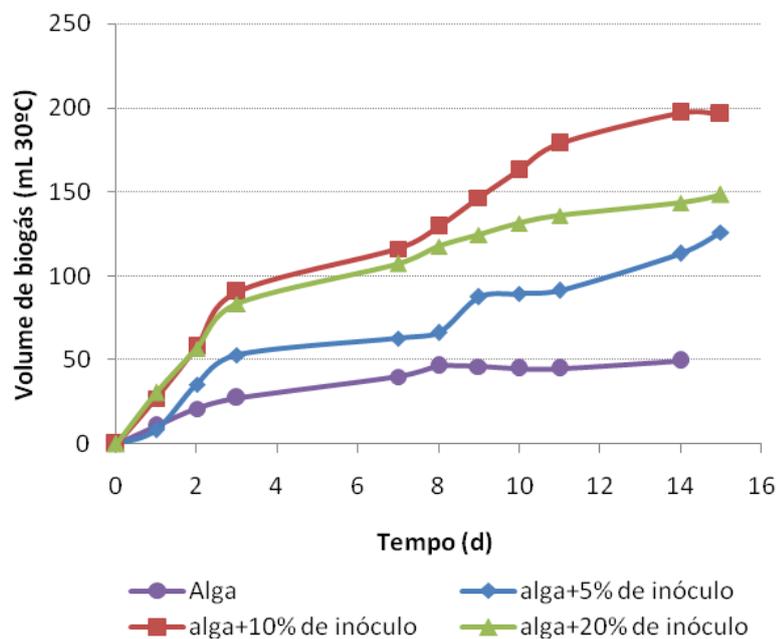


Figura 33: Produção de biogás da biomassa de algas a 30°C, com aplicação de diferentes concentrações de lodo (inóculo)

Tabela 9: Efeito da adição de inóculo na digestão anaeróbia da biomassa de algas

Condição	pH	DQO (mg/L)	Remoção DQO (%)	Volume Biogás (mL)	Taxa inicial (mL biogás/d)	Produção específica de biogás (mL/g DQO removida)	
Algas	Inicial	6,69	52929	38,1	141	9,68	139,8
	Final	6,92	32757				
Algas + 5% lodo	Inicial	6,69	52929	46,8	177	17,04	142,9
	Final	7,11	28152				
Algas + 10% lodo	Inicial	6,69	52929	39,9	197	25,64	186,4
	Final	6,95	31795				
Algas+ 20% lodo	Inicial	6,69	52929	40,2	148	28,21	139,0
	Final	7,05	31642				

* Volumes de biogás foram medidos à temperatura de incubação – 30°C.

4.5.3 Co-digestão de biomassa de algas e lodo

A Figura 34 apresenta a produção de biogás em experimentos conduzidos em triplicata com diferentes proporções de lodo e suspensão de biomassa de algas concentrada (sem adição de nutrientes). Verifica-se que a adição da biomassa de algas ao lodo acelera a produção de biogás: a velocidade inicial de produção aumenta e o tempo de estabilização da produção de biogás diminui com o aumento do percentual de biomassa de algas na mistura.

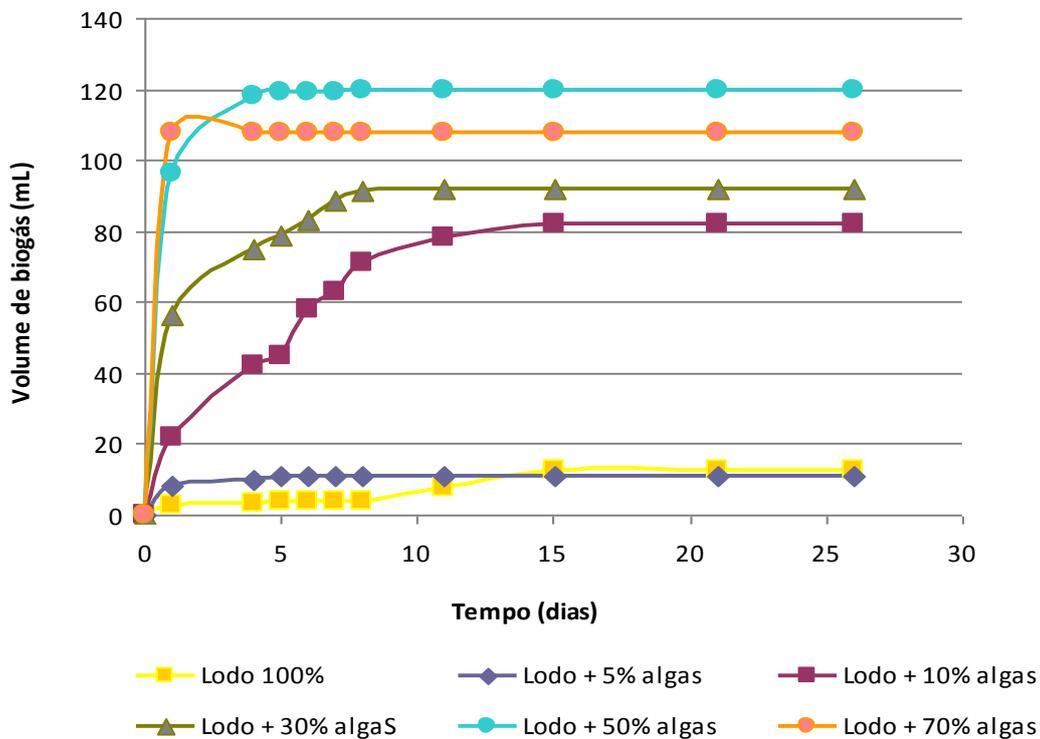


Figura 34: Volume acumulado de biogás a 30°C para diferentes proporções lodo: biomassa de algas

Na Figura 35 é apresentado o volume acumulado de biogás da mistura de lodo e suspensão de biomassa de algas concentrada (sem adição de nutrientes) em diferentes proporções e a carga de sólidos voláteis aplicada em cada condição. Verifica-se que a adição de apenas 5% (v/v) de biomassa de algas ao digestor (proporção 95:5) não afeta a produção de biogás, pois após 26 dias de digestão os valores finais de biogás são similares: 13 e 11 mL para lodo puro e com 5% de biomassa de algas, respectivamente. Na faixa de 10 a 50% (v/v) de biomassa de algas na mistura com lodo, a produção de biogás aumenta proporcionalmente à quantidade de biomassa de algas.

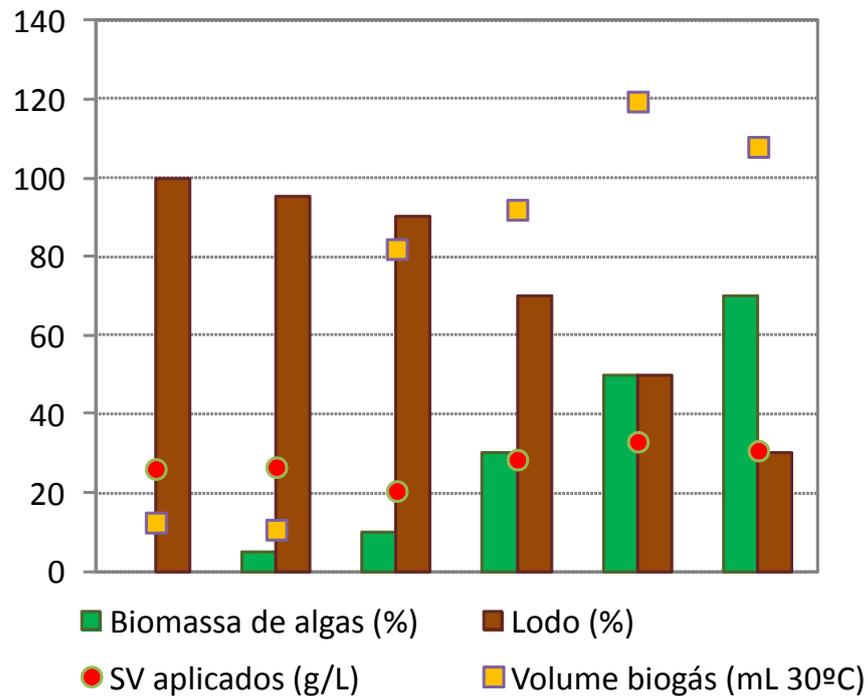


Figura 35: Produção de biogás a 30°C após 26 dias de digestão e sólidos voláteis aplicados em diferentes proporções de lodo e biomassa de algas

O aumento do volume de biogás com a proporção de biomassa de algas na mistura poderia ser atribuído a um aumento da carga de sólidos na mistura. No entanto, como a suspensão de biomassa de algas apresentava concentração de sólidos voláteis próxima à apresentada pelo lodo, a carga inicial de sólidos voláteis foi praticamente a mesma nas diferentes misturas.

Os valores apresentados na Figura 36 mostram que, descontando os dados referentes ao lodo puro e com 10% de biomassa de algas, ocorre um aumento linear da concentração inicial de sólidos voláteis com a adição de biomassa de algas à mistura. No entanto, este aumento (1,98, $r^2=0,834$) é muito menor que o observado para o volume de biogás mostrado na Figura 36 (33,64, $r^2=0,8775$) considerando as mesmas proporções. Portanto, a adição da biomassa de algas ao digestor favorece consideravelmente o processo de digestão, provavelmente contribuindo com o acréscimo de nutrientes necessários ao processo.

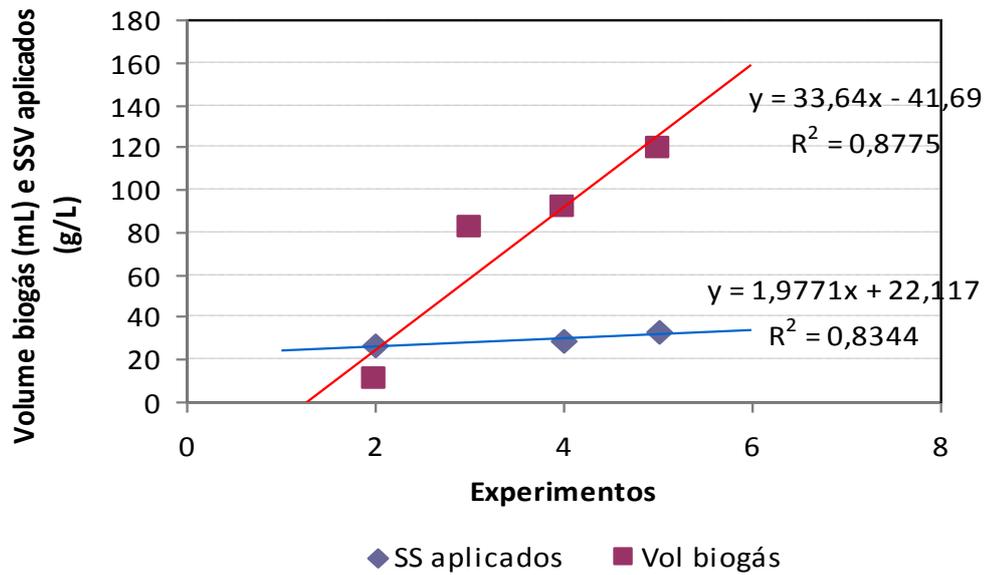


Figura 36: Relação entre o aumento de SV aplicados e volume de biogás (a 30°C) nos ensaios

A eficiência do processo de digestão sob diferentes proporções de lodo e biomassa de algas é apresentada na Figura 37. A produção específica de metano foi 10 vezes maior nas misturas de biomassa de algas e lodo (65 mL CH₄/g SV aplicados em média para as misturas com 10 a 70% de biomassa de algas) quando comparadas com lodo puro ou com 5 % apenas de biomassa de algas (em torno de 6 mL CH₄/g SV aplicados).

A redução da concentração de SV, calculada para estimar o percentual de estabilização da mistura (sem considerar a mistura 90:10, que apresentou erro analítico na determinação dos SV finais), apresentou valores crescentes com o percentual de biomassa de algas.

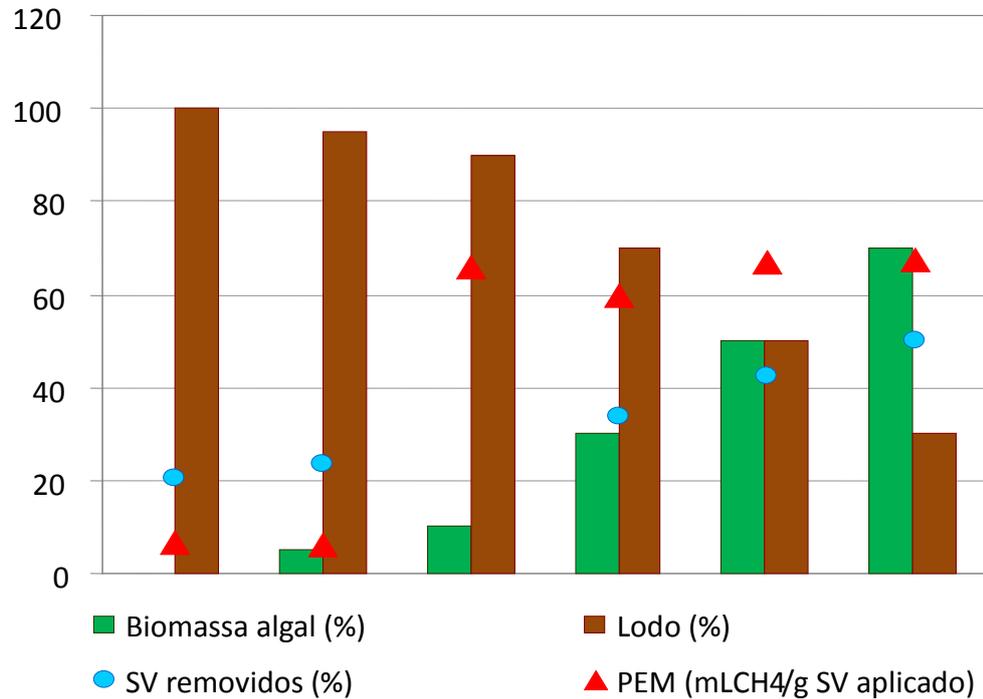


Figura 37: Eficiência da co-digestão de diferentes proporções de lodo e biomassa algal (volume de metano a 30°C)

Os valores de produção específica de metano obtidos (0,06 L CH₄ (CNTP)/g SV aplicados) se apresentaram inferiores aos encontrados na literatura (0,09 a 0,45 LCH₄ (CNTP)/g SV aplicados, Tabela 4). Cabe ressaltar que tais valores dependem de vários fatores como os tipos de culturas da biomassa algal utilizada (puras cultivadas em laboratório ou em lagoas de tratamento de esgoto), o regime de operação dos reatores (batelada ou contínuo), assim como as cargas aplicadas (g SV/m³.d).

Ainda assim, os resultados obtidos em termos de estabilização da mistura de biomassa de algas e lodo e produção específica de metano obtidos no presente trabalho confirmam que a adição de microalgas ao digestor de lodo favorece o processo de digestão anaeróbia e pode resultar em maiores produções de metano, sem prejudicar a estabilização do lodo. E, portanto, mais estudos se fazem necessários para estabelecimento das melhores condições de mistura de lodo e biomassa algal para a produção de metano.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Os resultados obtidos neste trabalho permitem as seguintes conclusões:

- A biomassa de microalgas (contendo espécies dos gêneros *Scenedesmus*, *Desmodesmus*, *Chlorella*, *Euglena* e *Pyrobotrys*) não foi separada de forma eficiente do efluente final da lagoa de estabilização facultativa através da filtração em malha geotêxtil. O tamanho da malha (400 μm) é superior ao tamanho das células das microalgas, mesmo após o emprego de um tratamento prévio de coagulação/floculação para formação de aglomerados de células;
- Verificou-se que a adição de nutrientes (N e P) não favoreceu a digestão anaeróbia da biomassa algal, indicando que a biomassa contém quantidades suficientes de nutrientes para sua metabolização;
- A adição de inóculo na digestão anaeróbia da biomassa algal aumentou as velocidades iniciais de produção de biogás de 9,7 mL/d (sem lodo) para 28,2 mL/d (com 20% v/v lodo). A produção específica de biogás da suspensão de biomassa de algas indicou a concentração de 10% v/v como a melhor condição de inóculo, com 186,4 mL biogás (30°C)/g DQO removida;
- Já a adição da biomassa de algas ao lodo aumentou a velocidade inicial de produção, reduzindo o tempo de estabilização da produção de biogás. Na faixa de 10 a 50% (v/v) de biomassa de algas na mistura com lodo, a produção de biogás aumentou proporcionalmente à quantidade de biomassa de algas. A produção específica de metano foi 10 vezes maior nas misturas de biomassa de algas e lodo (0,06 L CH₄ (CNTTP)/ g SV aplicados), quando comparadas com lodo puro ou com 5 % apenas de biomassa de algas;
- Os resultados obtidos indicam que a adição de microalgas ao digestor de lodo favorece o processo de digestão anaeróbia e pode resultar em maiores produções de metano, sem prejudicar a estabilização do lodo.

Algumas sugestões para trabalhos futuros seriam:

- Investigar o processo de coagulação/floculação da suspensão de microalgas com outros coagulantes e floculantes e sob diferentes condições (pH, concentração), a fim de melhorar a separação da biomassa;

- Investigar o emprego do floculante Tanfloc TE, em função da sua constituição tipicamente orgânica, e seu efeito sobre a produção de biogás mediante diferentes dosagens aplicadas;
- Testar outros geotêxteis, com menor tamanho de malha, para a concentração da suspensão de microalgas;
- Avaliar a digestão anaeróbia de mistura de microalgas e lodo de Estação de Tratamento de Esgoto em escala de bancada e piloto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-RAOUF N.; AL-HOMAIDAN A.A.; IBRAHEEM, I.B.M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, p. 257–275, 2012.

AMARO, H. M.; CATARINA, A. G.; XAVIER, F. M. Advances and perspectives in using microalgae to produce biodiesel. **Applied Energy**, v. 88, p. 3402–3410, 2011.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^a ed. Washington DC: 2005.

AQUINO, E.P.; OLIVEIRA, E.C.C.; FERNANDES, U. L.; LACERDA, S.R. Fitoplâncton de uma lagoa de estabilização no nordeste do Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 15, p.71-77, 2011.

AYDILEK, A. H.; EDIL, T. B. Long-term filtration performance of nonwoven geotextile-sludge systems. **Geosynthetics International** 10, p.110–123, 2003.

BARTHEL, L. **Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica**. Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 175 f., 2007.

BASE NAVAL ODEBRECHT. **Descritivo do processo de tratamento dos sedimentos contaminados com a tecnologia Geotube**. ALLONDA Geossintéticos Ambientais, ODEBRECHT Engenharia e Construção e Tencate Geotube, 34p, 2010.

BORGES, L.; FARIA, B.M.; ODEBRECHT, C.; ABREU, P.C. Potencial de absorção de carbono por espécies de microalgas usadas na aquicultura: primeiros passos para o desenvolvimento de um “mecanismo de desenvolvimento limpo”. **Atlântica**, Rio Grande, 29, p. 35-46, 2007.

CARDOSO, A.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. 542-549, 2011.

CHEARNICHARO, C.A.L. Reatores anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 5, 2^a ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.

CHISTI, Y. **Biodiesel from microalgae**. *Biotechnology Advances* v. 25, pp. 294 -306, 2007.

DAMASCENO, F.R.C.; CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M.G. The combined use of a biosurfactant and an enzyme preparation to treat an effluent with a high fat content. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces** 95, pp. 241–246, 2012.

DANTAS, F.A.; LEONETI, A.B.; OLIVEIRA, S.V.W.B.; OLIVEIRA, M.M.B. Uma análise da situação do saneamento no Brasil. **FACEF Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão**, v.15, n.3 - pp.272-284 set/out/nov/dez, 2012

DI BERNARDO, L; MINILLO, A; DANTAS, A.D.B **Florações de Algas e de Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento**. 1ª ed.. São Carlos (SP): Editora LdiBe, 2010.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; Voltan, P. E. N. **Tratabilidade de Água e dos Resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água**. 1. ed. São Carlos: Editora LDiBe, 2011. v. 1. 454p.

ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 602p.

FIGUEIREDO, I.C. **Avaliação de desempenho do processo cept (*chemically enhanced primary treatment*) no tratamento primário de esgotos domésticos**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009. 135 f.

FONSECA, P.W. **Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativa e de maturação**. Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da COPPE da Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. 151 f., 2005.

FURTADO A.L.F.F.; CALIJURI M.C.; LORENZI A.S.; HONDA R.Y.; GENUÁRIO D.B.; FIORE M.F. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. **Hydrobiologia** 627, pp. 195–209, 2009.

GARG, S.; YAN, L.; WANG, L.; SCHENK, P. M. Flotation of marine microalgae: Effect of algal hydrophobicity. **Bioresource Technology**, 2012

GOLUEKE CG, OSWALD WJ, GOTAAS HB. Anaerobic digestion of algae. **Applied Microbioly**, v 5, p. 47–55, 1957.

GRANADOS M.R.; ACIÉN F.G.; GÓMEZ C.; FERNÁNDEZ-SEVILLA J.M.; MOLINA GRIMA E. Evaluation of flocculants for the recovery of freshwater microalgae. **Bioresource Technology**, v118, p. 102–110, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), **Atlas de Saneamento**. Rio de Janeiro, 2011.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6ª ed.; Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária Ambiental, 2011.1050 p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3ª Ed. Campinas: Átomo, 2010.

LINDER, K.D; MEYER, K.J. Chapter 17 Algae removal strategies In: American Water Work Association (AWWA) - Manual of water supply practices M57. **Algae: Source to treatment**. Denver: 2010. p. 395-412.

MAGALHÃES, A.B.S. **Taxonomia, dinâmica e estrutura do fitoplâncton e do zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento**. Tese apresentada ao programa de pós-graduação em Botânica, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2011. 204 f.

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

MIWA A. C. P.; FREIRE R. H. F.; CALIJURI M. C.; 2007. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Vol.12 - Nº 2, p. 169-180.

MIYAWAKI, B. **Purificação de biogás através de cultivo de microalgas em resíduos agroindustriais**. 2014 Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia e Ciência dos Materiais, Setor de Tecnologia, da Universidade Federal do Paraná, 2014. 137 f.

MONTEGGIA L. O. E TESSELE F., Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord). **Coletânea de trabalhos técnicos – Volume 2. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. p. 29-45.

MORAIS M. G.; COSTA J. A. V. Bioprocessos para remoção de dióxido de carbono e óxido de nitrogênio por microalgas visando a utilização de gases gerados durante a combustão do carvão. **Quim. Nova**, Vol. 31, No. 5, 1038-1042, 2008.

NASCIMENTO, J. R. S. **Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Dissertação de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul; Porto Alegre, 2001. 166 p.

NISCHIO, S. R. **Avaliação da comunidade microbiana procarionte através de técnicas moleculares – FISH, PCR/DGGE e seqüenciamento em sistemas artificiais de redução de cargas: ênfase ao estudo de lagoa de estabilização facultativa**. Disponível em: www.teses.usp.br/teses/.../42/.../SandraReginaNishio_Doutorado.pdf>. Data de acesso: 02/11/2013

OLSSON, J.; FENG, X.M.; ASCUE, J.; GENTILI, F.G.; SHABIIMAM, M.A.; NEHRENHEIM, E.; THORIN, E. Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment. **Bioresource Technology**, 171, p. 203–210, 2014.

OSWALD, W. J.; GOLUEKE, C. G. Biological transformation of solar energy. **Advances in Applied Microbiology**, 2, pp. 223–62, 1960.

PARK S.; LI Y. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. **Bioresource Technology**, 111, p. 42–48, 2012.

PASSOS, F., GARCIA, J., FERRER, I., Impact of low temperature pretreatment on the anaerobic digestion of microalgal biomass. **Bioresource Technology**, 138, p. 79-86, 2013.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação, sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil - Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. 233 p.

PEARSON, H. W. 1996. Expanding the horizons of ponds technology and application in an environmentally conscious world. **Water Science and Technology**, v 33, n. 7, p 23-31.

PEDROZA, M.M, VIEIRA, G.E.F, SOUSA, J.F., PICKLER, A.C., LEAL, E.R.M., MILHOMEN, C.C.. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, 11, 89-188, 2010.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB). Rede Cooperativa de Pesquisas. Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e aproveitamento de Biogás. Coordenador: Cassini, S.T.. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Coordenadores: BastosMota, F.S.; Von Sperling, M. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

REDDY G. B.; FORBES D. A.; PHILLIPS R.; CYRUS, J. S.; PORTER J. Demonstration of technology to treat swine waste using geotextile bag, zeolite bed and constructed wetland **Ecological Engineering**, 57, p. 353– 360, 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012. 1.125 f.

ROCHA M. L. DE A. F.; RIBEIRO E. N.; VERONEZ F. A.; RORIZ G. M.; GONÇALVES R. F. **Remoção de algas, DQO, fósforo e coliformes do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação**. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1999.

SALERNO, M.; NURDOGAN, Y.; LUNDQUIST, T.J. **Biogas production from algae biomass harvested at wastewater treatment ponds**. Proceedings of the ASABE Bioenergy Engineering Conference, Seattle, 2009.

SANTOS, N.O., Oliveira, S.M., Alves, L.C., Cammarota, M.C. Methane production from marine microalgae *Isochrysis galbana*, **Bioresource Technology**, 157, 60-67, 2014.

SANTOS, N.O. Produção de biogás a partir de biomassa da microalga *isochrysis galbana*
Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013. 130 p.

SARAIVA, L. B. 2007. Dinâmica de sedimentação de lodo em lagoas de estabilização. Tese de doutorado em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 146 p.

SIALVE, B.; BERNET, N.; BERNARD, O. 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. **Biotechnology Advances**, 27, p. 409–416.

SILVA, T. S. S. ‘**Estudo de Tratabilidade Físico - Química com Uso de Taninos Vegetais em Água de Abastecimento e de Esgoto**’. Dissertação de Mestrado. Fundação Osvaldo Cruz, 1999. 83 p.

SILVA FILHO, P. A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2007. 169 f.

TEIXEIRA, C. M.; MORALES, M. E. **Microalga como matéria-prima para a produção de biodiesel**. Anais do Congresso da Rede Brasileira de Tecnologia de Biodiesel, Vol. 1, Brasília. DF: MCT/ABIPTI, 2006, p.91-96.

VELASQUEZ-ORTA S. B.; CURTIS, T. P.; LOGAN, B. E. Energy From Algae Using Microbial Fuel Cells. **Biotechnology and Bioengineering**, Vol. 103, No. 6, August 15, 2009

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Volume 1, 3ª Ed Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Volume 3, 2ª ed. DESA-UFMG, 2002. 191 p.

WILEY P. E.; CAMPBELL, E. J.; MCKUINT, B. Production of Biodiesel and Biogas from Algae: A Review of Process Train Options. **Water Environment Research**, Volume 83, Number 4, 2011.

YEN, H. W.; BRUNE, D. E. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. **Bioresource Technology**, 98, p. 130-134, 2007.

ZANOTELLI C. T.; PERES A. C.; PERDOMO C. C.; RIBEIRO DA COSTA R. H. **Identificação de algas e clorofila *a* em lagoas facultativas no tratamento de dejetos suínos**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

ZARDO, I. **Análise viabilidade econômica da produção de biodiesel a partir de microalgas**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Trabalho de diplomação em Engenharia Química, 2011.

ZENG X.; DANQUAH M. K.; CHENA X. D.; LUA Y. Microalgae bioengineering: From CO₂ fixation to biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 15, p. 3252– 3260, 2011.

ZHANG, Y. *et al.* Biodiesel production from waste cooking oil: 1. Process design and technological assessment. **Bioresource Technology**, 89, p.1–16, 2003.

SITES

<http://www.algaebase.org/> Acesso em: 02 de novembro de 2014

<http://www.planalto.gov.br> Acesso em: 15 de julho de 2013