



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL**

**LUDIMILA ZOTELE AZEREDO**

**POTENCIAL ENERGÉTICO DA CO-DIGESTÃO DA BIOMASSA DE  
MICROALGAS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM REATORES  
UASB**

VITÓRIA/ES  
2016

**LUDIMILA ZOTELE AZEREDO**

**POTENCIAL ENERGÉTICO DA CO-DIGESTÃO DA BIOMASSA DE  
MICROALGAS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM REATORES  
UASB**

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

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves.

VITÓRIA/ES

2015

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus toda honra e toda glória, sem Ele em minha vida nada disso seria possível

Aos meus pais Maria Helena e Pedro Luiz, por acreditarem em mim e, principalmente pelo amor oferecido durante todos os momentos da realização desse projeto.

Aos meus irmãos, Pedro Jr, pelos momentos de distração e confiança e ao Davi, que mesmo de forma inesperada, só trouxe alegria ao meu coração.

Ao Ricardo Franci, não só pela orientação, mas pela confiança depositada e por todos os momentos de convivência.

Aos meus amigos pessoais pelo carinho, pelos momentos de alegria e por tudo que representam em minha vida.

Aos meus amigos do Núcleo Água, e companheiros de mestrado, pelos momentos compartilhados, pelo apoio e incentivo;

À FAPES pela bolsa de Mestrado.

À Cesan e à Fluir por apostarem nesse projeto

À Finep, pelo financiamento do projeto

E a todos aqueles que, direta e indiretamente, contribuíram para a execução desse projeto.

## RESUMO

O presente trabalho tem o objetivo de estimar o potencial energético de uma nova modalidade de estação de tratamento de esgoto sanitário, cujo sistema foi concebido pela equipe do Núcleo Água da UFES e visa maximizar o aproveitamento de energia, de nutrientes e de água para reuso. O sistema de tratamento é composto pela associação em série de uma etapa de tratamento preliminar, reator UASB, lagoa de alta taxa e por uma etapa de separação sólido – líquido para coleta e reciclagem das microalgas. Essa biomassa de microalgas é enviada ao reator UASB para maximizar a produção de biogás durante a digestão anaeróbia e aumentar a disponibilidade energética do sistema. Para quantificar a Disponibilidade Energética (DIE), através da realização do balanço de massa e de energia individualizado para cada processo e também para o sistema integrado, foram utilizados modelos matemáticos de dimensionamento e experimentos relatados na literatura. Estimou-se a DIE, sob a forma de biogás, em 5,78 W/hab (0,99 KWh/m<sup>3</sup>) no reator UASB, sem a digestão da biomassa do pós-tratamento, e para o sistema integrado, após a co-digestão das microalgas uma DIE de 10,21 W/hab (1,75 KWh/m<sup>3</sup>). Os resultados indicaram um balanço positivo de energia sendo a energia disponível do sistema (1,75 KWh/m<sup>3</sup>), 13 (treze) vezes maior que a demanda requerida para o seu funcionamento (0,13 KWh/m<sup>3</sup>.d), e 03 (três) vezes maior que o valor produzido quando convertido em energia elétrica. (0,50KWh/m<sup>3</sup>). Esse novo modelo de estação de tratamento de esgoto sanitário pode ser considerado superavitário em energia, apresenta simplicidade operacional, atua no nível terciário do tratamento do esgoto sanitário, propicia a recuperação de nutrientes nitrogênio e fósforo, opera no sequestro de CO<sub>2</sub> e contribui para a redução da concentração deste gás na atmosfera.

Palavras-chave: Potencial energético, tratamento de esgoto, lagoa de alta taxa, microalgas, biogás.

## ABSTRACT

This study aims to estimate the energy potential of a new type of wastewater treatment plant, whose system was designed by the Núcleo Água team from UFES and aims maximizing the use of energy, nutrients and water for reuse. The association in series of preliminary treatment step, UASB reactor, high rate pond and a solid separation phase - liquid collection and recycling of microalgae, composes the treatment system. This microalgae biomass is sent to the UASB to maximize biogas production during anaerobic digestion and increase energy system availability. To quantify the Energy Availability (EID) by performing mass balance and energy individualized for each process and for the integrated system, mathematical models of design and experiments reported in the literature were used. The DIE estimated, in the form of biogas, was 6,78 W per person (0,99KWh / m<sup>3</sup>) in UASB reactor without digestion of biomass from post-treatment, and the integrated system, after the co-digestion of microalgae showed an EID of 10,21 W per person (1.75 KWh / m<sup>3</sup>). The results indicated a positive energy balance, being the system available energy (1.75 KWh / m<sup>3</sup>) is 13 (thirteen) times greater than the demand required for its operation (0.13 KWh / m<sup>3</sup>.d) and 03 (three) times the amount produced when converted into electrical energy. (0.50 KWh / m<sup>3</sup>). This new wastewater treatment plant model can be considered to have a positive balance of energy, featuring operational simplicity, operating in the tertiary treatment of sewage, allowing the recovery of nitrogen and phosphorus nutrients, operating in sequestering CO<sub>2</sub> and hence contributing to reducing the concentration of green house gases in the atmosphere.

Keywords: Potential energy, sewage treatment, high rate pond microalgae biogas.

## LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica -
C	Carbono
CESAN	Companhia Espírito Santense de Saneamento
CH <sub>4</sub>	Metano
CO <sub>2</sub>	Gás carbônico
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Íon carbonato
C/N	Relação entre carbono e nitrogênio
C:N:P	Relação carbono, Nitrogênio e Fósforo
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEE	Demanda Energética
DIE	Disponibilidade energética
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Eel	Energia Elétrica
EROI	Energia de Retorno sobre o Investimento
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
H <sub>2</sub>	Gás Hidrogênio
H <sub>2</sub> O	Molécula de Água
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de hidrogênio
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Íon bicarbonato
Incaper	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
KWh	Kilowatt Hora
LAT	Lagoa de Alta Taxa
MO	Matéria orgânica
N	Nitrogênio
N <sub>2</sub>	Nitrogênio gasoso
NH <sub>3</sub>	Amônia
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon Amônio
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso

NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Íon Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Íon Nitrato
N <sub>org</sub>	Nitrogênio orgânico
N <sub>T</sub>	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O <sub>2</sub>	Oxigênio molecular
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
S	Enxofre
ST	Sólidos Totais
SS	Sólidos Suspensos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólidos
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UFQ	Unidade Físico-Química
Y	Coeficiente de Produção de Sólidos Suspensos Totais

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. ....	16
Figura 2: Desenho esquemático do reator UASB.....	18
Figura 3:a) Lagoa de alta taxa; b) Fotobiorreator tubular. ....	28
Figura 4:Esquema do sistema de tratamento de esgoto a base de microalgas. .	39
Figura 5: Desenho esquemático do sistema de modelagem descrevendo as etapas e a sequência das variáveis envolvidas nos processos. ....	40
Figura 6: Descrição das fases admitidas para o estudo.....	40
Figura 7: Diagrama do balanço de massa para o reator UASB.....	54
Figura 8: Balanço de massa para a lagoa de alta taxa. ....	57
Figura 9: Balanço de massa para o sistema. ....	58
Figura 10: Potencial energético do sistema proposto.....	62
Figura 11: Índice de Retorno Energético sobre o Investimento – EROI.....	64
Figura 12: Potencial energético do sistema proposto pelo Núcleo Água UFES...	70
Figura 13: Influência da radiação solar na produção de biomassa e na disponibilidade energética do sistema.....	71
Figura 14: Comportamento da disponibilidade energética do sistema e da produção de biomassa em relação a radiação solar durante as estações do ano.....	72
Figura 15: Comportamento global do sistema decorrente da influência das principais variáveis. ....	72



## LISTA DE TABELAS

Tabela1: Composição dos esgotos em etapas do tratamento por reatores anaeróbios e lagoas de polimento.....	26
Tabela 2: Eficiência de remoção de DQO no esgoto sanitário em reatores UASB. ....	42
Tabela3:Equações utilizadas para o cálculo da remoção/transformação/conservação para o balanço de massa. ....	43
Tabela 4: Valores do coeficiente de produção de sólidos (y) para processos anaeróbios.....	44
Tabela 5: Composição de metano presente no biogás proveniente do tratamento de esgoto sanitário em reator UASB. ....	45
Tabela 6: Perda de metano em relação a produção teoria de biogás proveniente do tratamento de esgoto sanitário em reator UASB. ....	46
Tabela 7: Média da variação do índice de radiação solar de acordo com as estações do ano na região de Vila Velha. ....	47
Tabela 8: Aumento na produção de biomassa de microalgas a partir da adição de $CO_2$ em lagoas de alta taxa. ....	48
Tabela 9: Eficiência de separação sólido-líquido da biomassa de microalgas.....	48
Tabela 10 Dados de dimensionamento de lagoas de alta taxa para o pós-tratamento de efluente de esgoto sanitário. ....	49
Tabela 11: Produção adicional de metano a partir da co-digestão da biomassa de microalgas. ....	50
Tabela 12: Digestão anaeróbia da biomassa de microalgas em termos de degradação de SSV. ....	50
Tabela 13: Características médias de esgotos sanitários bruto. ....	53
Tabela 14: Desempenho de UASBs tratando esgotos sanitários.....	53
Tabela 15: Produção de biogás e metano em reator UASB.....	55
Tabela 16: Desempenho de lagoa de alta taxa no pós-tratamento de efluente de UASB. ....	56
Tabela 17: Caracterização do sistema UASB+LAT no tratamento de esgoto sanitário.....	57
Tabela 18: Eficiência de separação sólido-líquido da biomassa de microalgas...	59

Tabela 19: Produção de biomassa de microalgas em sistemas que utilizam efluente de esgoto sanitário.....	59
Tabela 20: Valores de EROI publicados para diversas fontes de combustíveis...	63
Tabela 21: Comparação da qualidade do efluente final do sistema brasileiro (UASB) com o sistema alemão (lodos ativados).....	69
Tabela 22: Resumos dos principais resultados obtidos e comparação com o sistema proposto por Manrger-Krug (2012).....	74

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>13</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	13
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	13
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>14</b>
3.1	TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	14
3.2	REATOR UASB .....	17
3.3	PRODUÇÃO DE BIOGÁS .....	19
3.4	BALANÇO DE MASSA ENERGIA.....	22
3.5	GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DO BIOGÁS EM ETE .....	23
3.6	PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO .....	25
3.7	ADIÇÃO DE CO <sub>2</sub> EM LAGOAS DE ALTA TAXA.....	30
3.8	GERAÇÃO DE ENERGIA À PARTIR DA BIOMASSA DE MICROALGAS ....	33
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>38</b>
4.1	DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE DESEMPENHO DO REATOR UASB .....	42
4.2	PRODUÇÃO DE LODO NO REATOR UASB .....	43
4.3	DISPONIBILIDADE ENERGÉTICA NO REATOR UASB.....	44
4.4	PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE MICROALGAS NA LAGOA DE ALTA TAXA .....	46
4.5	PRODUÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DA BIOMASSA DE MICROALGAS COLETADA .....	50
4.6	POTENCIAL ENERGÉTICO DO SISTEMA.....	51
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>53</b>
5.1	DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE DESEMPENHO DO REATOR UASB .....	53
5.3	PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE MICROALGAS NA LAGOA DE ALTA TAXA.....	58
5.4	PRODUÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DA BIOMASSA DE MICROALGAS COLETADA .....	60
5.5	POTENCIAL ENERGÉTICO DO SISTEMA.....	61
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>75</b>

<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS .....</b>	<b>77</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>78</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As exigências das inúmeras normatizações a respeito da proteção ambiental, que buscam implementar o desenvolvimento sustentável, demonstram a necessidade de inovação para aumentar a competitividade, lucratividade e produtividade na utilização dos recursos ambientais. Firma-se, assim, o entendimento que o desenvolvimento de tecnologias em harmonia com o meio ambiente não está baseado apenas na mitigação dos impactos das atividades humanas, mas também no resgate de passivos ambientais, como a recuperação da qualidade do meio ambiente.

O tratamento de esgotos sanitários desempenha um papel importante para a obtenção de um ambiente saudável, visto que a poluição da água se tornou um problema para humanidade, principalmente em tempos de escassez. A disposição de resíduos de atividades antrópicas nos cursos d'água, muitas vezes sem tratamento, começa a prejudicar os processos de reciclagem natural como a fotossíntese, respiração, fixação de nitrogênio, evaporação e precipitação (LEW et al., 2011), além de ameaçar a segurança hídrica da sociedade (YAAKOB et al., 2011).

Como soluções para a obtenção de um ambiente saudável, o tratamento de esgoto consiste na remoção de poluentes, ou seja, na redução dos teores de substâncias indesejáveis na composição das águas residuárias para evitar prejuízos sobre os mananciais hídricos. O método a ser utilizado depende das características físicas, químicas e biológicas da água residuária. A implantação do sistema de tratamento, no que se refere aos padrões de lançamento, pode ser caracterizada pelo baixo custo de implantação e operação, eficiência e menor impacto ambiental possível (YAAKOB et al., 2011).

Os processos biológicos de tratamento de esgoto quando comparados a outros tipos de tratamento, a exemplo dos processos químicos, apresentam-se como soluções econômicas e satisfatórias, do ponto de vista da eficiência, para o tratamento de esgotos sanitários. Em regiões de climas tropical e subtropical, como é o caso do Brasil, a digestão anaeróbia apresenta-se como uma excelente

alternativa econômica e ambiental no tratamento de esgotos sanitários, demonstrando uma eficiência satisfatória na remoção do material orgânico, com um custo de operação e implementação inferiores aos processos aerados.

A utilização dos reatores anaeróbios para tratamento das águas residuárias e, em específico, do esgoto doméstico, têm pertinência relevante diante do conceito de desenvolvimento sustentável quando comparados aos processos aeróbios. A utilização de processos anaeróbios no tratamento do esgoto sanitário traz grandes vantagens para a operação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), pois estes produzem menor quantidade de lodo, além de, geralmente, dispensarem sua digestão. Os processos anaeróbios têm, entre outras, a vantagem de geração de biogás que pode ter aproveitamento energético, permitindo, assim, a concepção de sistemas de tratamento com elevada sustentabilidade energética e baixos impactos ambientais (TORRES, 2014).

Os efluentes provenientes da digestão anaeróbia de esgotos sanitários são caracterizados por um elevado teor de nitrogênio e fósforo que deve ser removido antes de serem lançados nos corpos hídricos, a fim de prevenir prejuízos ao meio como a eutrofização (KHAN et al., 2011). Dessa maneira, faz-se necessário uma etapa de pós-tratamento desse efluente (ELLER, 2013).

A utilização do efluente anaeróbio como insumo na produção de microalgas em lagoas de alta taxa atua como uma fonte de nutrientes de baixo custo e elevado potencial nutritivo para o crescimento das microalgas, Isso ocorre pois as microalgas assimilam esses nutrientes em seu metabolismo, produzindo uma biomassa valiosa e melhorando a qualidade do efluente final no processo de tratamento terciário de esgoto (RAZZAK et al., 2013).

As microalgas desempenham um papel importante na captura da energia solar transformando-a em energia química pela fotossíntese. Esses organismos fotossintéticos também têm a capacidade de fixar o gás carbônico do meio para convertê-lo em biomassa composta por substâncias orgânicas diversificadas, tais como proteínas, carboidratos e lipídios, contribuindo para retirada de CO<sub>2</sub> do ambiente atmosférico e a conseqüente redução dos níveis dos gases causadores do efeito estufa (CAI et al., 2013). Além disso, há possibilidade de utilização da biomassa de microalgas como fonte de matéria-prima para diversos bioprodutos e

bioenergia, como a produção de biocombustíveis (biodiesel, bioetanol, biogás, metano, biohidrogênio), fertilizantes, ração animal, produtos fármacos, dentre outros, caracterizando esse processo como vantajoso do ponto de vista econômico (RASHIDA et al., 2013).

Diante desse contexto, a integração de estações de tratamento de esgotos convencionais a sistemas de produção de microalgas simplifica consideravelmente o fluxograma do processo, aumentando a sua eficiência de tratamento e potencializando a produção de biomassa algácea (RAZZAK et al.,2013). Essa proposta de inovação tecnológica tem como eixo principal o aproveitamento dos nutrientes presentes no efluente do tratamento anaeróbio, até então vistos como um problema, como fonte de recursos nutritivos para a produção de microalgas, visto que, as microalgas assumem o papel de agentes de biorremediação para remover nutrientes inorgânicos de águas residuárias e aprimoramento da qualidade do efluente (TORRES, 2014).

Dessa forma, esse trabalho apresenta uma configuração de estação de tratamento de esgoto que se baseia na reciclagem de nutrientes derivados de esgotos sanitários para a geração de biocombustível, convertendo, assim, um fator de desperdício de recursos e energia em subprodutos aproveitáveis com amplos benefícios ambientais. Adicionalmente, os resíduos e efluentes de sistemas de tratamento de esgotos poderiam ser reduzidos e sua qualidade final incrementada, visando atender todos os aspectos da legislação referente ao reuso de águas residuárias para fins produtivos e para lançamento em corpos d'água receptores.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Estimar o potencial energético de uma estação de tratamento de esgoto dotada de um reator UASB, uma lagoa de alta taxa e um sistema de separação e reciclagem de biomassa algácea para a etapa anaeróbia do tratamento.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para tal, serão implementados os seguintes objetivos específicos:

- ✓ Realizar isoladamente os balanços de massa e de energia para cada um dos processos que integram o sistema de tratamento proposto, para definir a produção de lodo, a qualidade do efluente tratado e o consumo ou produção de energia.
- ✓ Realizar os balanços de massa e de energia integrados para o sistema de tratamento, para definir a produção de lodo, a qualidade do efluente tratado e o consumo ou produção de energia no sistema como um todo.
- ✓ Realizar um teste de sensibilidade para o modelo utilizado para estudar o efeito global e individual das diversas variáveis do sistema para produção de energia.
- ✓ Calcular a Energia de Retorno sobre o Investimento (EROI) para estações com diferentes portes (20, 50, 100 e 200 L/s)



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Como soluções para o desenvolvimento sustentável, a gestão de águas residuárias, em específico o esgoto doméstico, representa uma preocupação crescente em todo o mundo, principalmente com o aumento rápido e grandioso do seu volume observado após a metade do século 20 (POSADAS et al., 2015).

O esgoto sanitário doméstico é um tipo de água residuária com constituintes tais como gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e organismos patogênicos (KHAN et al., 2011). A eliminação inadequada de águas residuárias domésticas no meio ambiente provoca graves problemas tais como a eutrofização ou depleção de oxigênio em lagos e rios, tornando-se obrigatório o tratamento antes de seu lançamento.

O tratamento de esgoto consiste na remoção de poluentes e o método a ser utilizado depende das características físicas, químicas e biológicas do efluente. A implantação do sistema de tratamento, no que se refere aos padrões de lançamento, pode ser caracterizada pelo baixo custo, eficiência e menor impacto ambiental possível (YAAKOB et al., 2011).

O tratamento do esgoto sanitário inicia-se na rede coletora, a qual tem a função de transportar o efluente do ponto de geração até a estação de tratamento. Em seguida, recebe o tratamento preliminar promovendo a remoção de sólidos grosseiros, e, posteriormente os compostos carbonáceos são transformados em compostos mais simples por meio da atividade microbiana no tratamento secundário, visando a remoção de matéria orgânica, e, eventualmente, alcançar bons níveis de remoção de nutrientes. Por fim, no tratamento terciário, ocorre a adequação do efluente para seu lançamento no corpo receptor para a remoção complementar de poluentes que não foram suficientemente removidos no tratamento secundário (VON SPERLING, 2005).

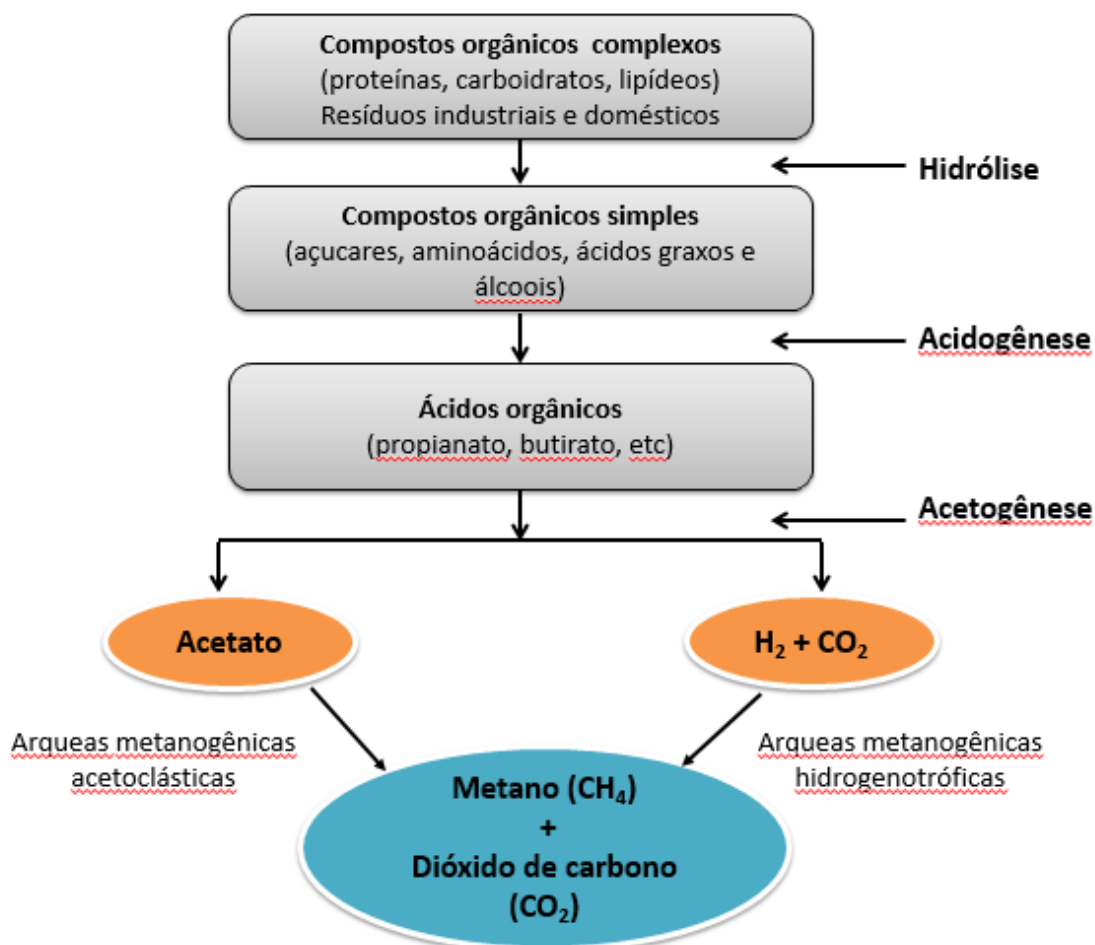
As tecnologias de tratamento biológico aeróbias são universalmente utilizadas para o tratamento desses efluentes (ELLER, 2013). Existem inúmeros sistemas de

tratamento aeróbios como os processos de lodo ativados, os reatores de leito fluidizado, as lagoas aeradas, dentre outros (KHAN et al., 2011). Dentre os processos mais conhecidos, os lodos ativados são alvo de maior preferência, por serem capazes de atingir elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica (> 90% DBO<sub>5</sub>) e serem adaptáveis à remoção de nitrogênio e fósforo. Porém, há grande produção de lodo (30 a 40%), inviabilizando os custos com processos de desaguamento e disposição final desse resíduo, além de gerarem como subproduto uma mistura de gases formada principalmente por gás carbônico, o que desfavorece seu aproveitamento energético e contribui para o efeito estufa, quando comparados aos processos anaeróbios. Ademais, o processo de aeração contido nesses sistemas de lodos ativados representa 45 a 75% do total dos custos de operação em uma estação de tratamento de esgoto convencional (POSADAS et al., 2015).

Por outro lado, o tratamento anaeróbio é uma opção atraente para o tratamento de esgoto sanitário nos países de clima quente, pois temperaturas superiores a 20°C favorecem o metabolismo dos microrganismos envolvidos na depuração da matéria orgânica (LEW et al., 2011).

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promovem a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Vários são os fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia de águas residuárias e, dentre eles, destacam-se: a temperatura, o pH, a alcalinidade e a presença de nutrientes, capacidade de assimilação de cargas tóxicas, transferência de massa, sobrecargas hidráulicas e a atividade metanogênica (VERONEZ, 2001). O processo fermentativo de digestão é desenvolvido por uma sequência de reações realizadas por uma gama de bactérias, e as principais conversões que ocorrem no processo de tratamento anaeróbio estão demonstradas na Figura 1..

Figura 1: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



A digestão anaeróbia pode ser dividida em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na primeira etapa, hidrólise, ocorre a degradação das moléculas complexas em moléculas simples, que logo são convertidas na etapa acidogênica, em substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta – ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido lático e compostos minerais como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  etc. 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 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. E por fim esses compostos são convertidos em metano e dióxido de carbono na etapa metanogênica (CHERNICHARO, 2007).

Na fase metanogênica são destacadas as arqueas metanogênicas acetoclásticas que são responsáveis por metabolizar o acetato formado na fase anterior, gerando cerca de 60% a 70% da produção de metano, além de formar CO<sub>2</sub> e as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas que utilizam o dióxido de carbono e o hidrogênio para formar mais metano (CHERNICHARO, 2007).

ETEs dotadas de processos anaeróbios encontram ampla aceitação no mercado de países como o Brasil, e são hoje a opção preferencial para o tratamento de esgoto, quando considerados critérios de sustentabilidade e comparadas as outras opções (SOUZA, 2010). Dos sistemas anaeróbios, como as lagoas anaeróbias, os tanques sépticos, os filtros anaeróbios, os reatores anaeróbios do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) encontraram ampla aceitação de mercado tornando-se a opção mais evidente atualmente para o tratamento de esgoto doméstico, principalmente quando se fala em sustentabilidade (SOUZA, 2010).

Embora menos eficientes na remoção de matéria orgânica do esgoto (< 70% DBO<sub>5</sub>), os reatores anaeróbios de alta taxa como o UASB apresentam inúmeras vantagens: um balanço energético favorável por meio da recuperação do biogás, composto por aproximadamente 70% de metano (TORRES, 2014), menor produção de lodo, menor custo de implantação, operação e manutenção do sistema, maior carga volumétrica, dentre outras (KHAN et al., 2013). Em decorrência disso, os reatores anaeróbios do tipo UASB permitem a concepção de sistemas de tratamento de esgoto com maior sustentabilidade, alta produtividade energética, baixos custos de implantação e operação e, conseqüentemente, menores impactos ambientais (TORRES, 2014).

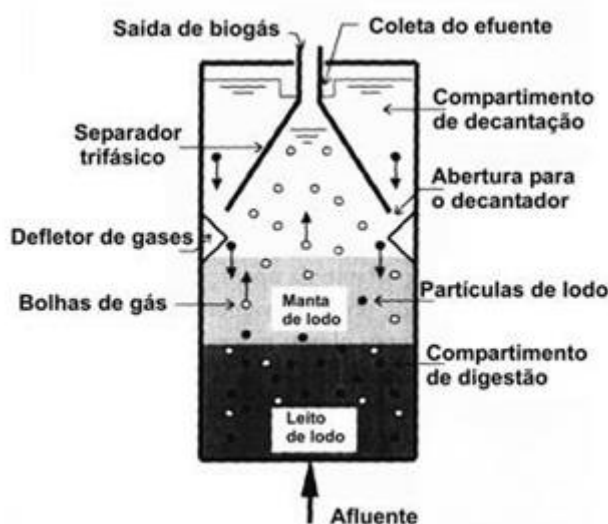
### 3.2 REATOR UASB

Os reatores UASB são os principais representantes da tecnologia de tratamento anaeróbio. O princípio de funcionamento do reator UASB consiste em um fluxo ascendente de esgoto que atravessa uma região de lodo com elevada atividade microbiana, na qual o perfil de sólidos varia do mais denso no fundo do reator (leito de lodo), até um lodo mais disperso no topo do reator (manta de lodo). A

estabilização da matéria orgânica ocorre em toda a região de lodo e a mistura do sistema é realizada pelo fluxo ascendente do efluente e das bolhas de gás. A existência de um separador trifásico propicia que as partículas de lodo retornem à zona de digestão. Esse processo garante um tempo de retenção de sólidos adequado e a obtenção de altas concentrações de lodo anaeróbio no reator, além de permitir que o biogás se desprenda da fase líquida, possibilitando sua captura (CHERNICHARO, 2007).

O desenho esquemático do reator UASB está demonstrado na Figura 2.

Figura 2: Desenho esquemático do reator UASB.



Fonte: Chernicharo (2007).

O grande mérito do reator UASB é tratar águas residuárias por via anaeróbia em alta taxa, ou seja, com baixos Tempos de Detenção Hidráulica (TDH), porém, com elevados Tempos de Retenção de Sólidos (TRS) e com baixo crescimento celular. Além disso, possibilita a geração do subproduto biogás, com elevado teor de metano (SOUZA, 2010), que pode ser devidamente canalizado e utilizado para geração de energia, através da combustão.

Durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica os subprodutos do tratamento de esgotos em reatores UASB são: o lodo biológico, contendo agregados de microrganismos, nutrientes e patógenos; a camada de materiais flutuantes na

superfície líquida, denominada espuma; o biogás; o efluente contendo compostos dissolvidos (por exemplo, metano e sulfeto) e particulados (SOUZA, 2010).

Na maioria das vezes, o lodo produzido em reatores anaeróbios não requer tratamento para a estabilização antes do processo de secagem/desidratação. Este fato, aliado ao reduzido volume de lodo produzido, aproximadamente 1/6 da produção de lodo em sistemas aeróbios, torna o tratamento e destino final de lodo em sistemas de tratamento anaeróbio muito mais simples do que em sistemas de tratamento aeróbio (VERONEZ, 2001).

A produção de lodo num reator UASB tipicamente está na faixa de 0,07 a 0,39 KgST/KgDQO<sub>removida</sub>, de 0,05 a 0,28KgST/KgDQO<sub>aplicada</sub> e de 0,03 a 0,21KgSV/KgDQO<sub>aplicada</sub>, dependendo da composição do esgoto bem como das condições operacionais do reator. No entanto, os reatores UASB têm as eficiências comprovadamente limitadas, podendo ser insuficientes para atender a legislação de lançamento de efluentes em corpos d'água, quando não combinados. Devido a este fato, inúmeras pesquisas têm estudado e confirmado a aplicabilidade de processos aeróbios como pós-tratamento ao processo anaeróbio do reator UASB. (JORDÃO E PESSOA, 2011;e ELLER, 2013).

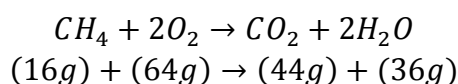
### 3.3PRODUÇÃO DE BIOGÁS

O biogás é produzido na fase metanogênica do metabolismo anaeróbio, que converte acetato e hidrogênio, produzidos em etapas anteriores da digestão anaeróbia, em metano e gás carbônico (CHERNICHARO, 2007). Em unidades anaeróbias de tratamento de esgoto, a composição química do biogás vai depender do tipo e da concentração da matéria orgânica a ser digerida, das condições físico-químicas dentro do digestor (temperatura, pH, alcalinidade, etc) e da presença de ânions como sulfatos e nitratos. A composição química do biogás também pode estar relacionada às condições ambientais presentes no reator e às características do material orgânico degradado variando entre as diferentes fontes, e ainda no decorrer do tempo para uma mesma fonte (MORAIS, 2015).

O biogás produzido em reatores anaeróbios de tratamento de esgotos domésticos apresenta composição geral de 70 a 80% de metano, 5 a 10% de dióxido de carbono e de 10 a 25% de nitrogênio - dissolvidos no esgoto doméstico (ELLER, 2013). Para o tratamento de esgotos domésticos, os teores de metano no biogás são da ordem de 60 a 80% (CHERNICHARO et al., 1999). O gás metano é o combustível do biogás, logo o poder calorífico do biogás está diretamente relacionado com a quantidade desse composto na mistura gasosa. Segundo Eller (2013), a presença de substâncias não combustíveis no biogás, como H<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, prejudica o processo de queima tornando-o menos eficiente, uma vez que, presentes na combustão, esses compostos absorvem parte da energia gerada. O seu poder calorífico está diretamente relacionado com a quantidade de metano existente na mistura gasosa.

O poder calorífico do biogás bruto é cerca de 6kWh/m<sup>3</sup> – equivalente ao poder calorífico de meio litro de óleo diesel – e o do gás purificado 9,5kWh/m<sup>3</sup> (COELHO et al., 2006). Entretanto, o poder calorífico líquido depende da eficiência dos equipamentos empregados no uso energético do gás. O poder calorífico do biogás se torna menor à medida que se eleva a concentração das impurezas. Visto que, no biogás, as concentrações de outros gases são muito pequenas quando comparadas às de metano e gás carbônico, podendo restringir as propriedades físico-químicas do biogás a apenas esses dois componentes (ELLER, 2013). Em decorrência disso, o biogás tem sido utilizado em muitos países como fonte de energia alternativa, e muitos estudos têm sido realizados a fim de verificar a viabilidade ambiental e econômica dessa utilização (HOLM-NIELSEN, SEADI e POPIEL, 2009)

A produção teórica de biogás em reatores anaeróbios pode ser representada pela reação de oxidação completa do metano, na qual cada 16g de CH<sub>4</sub> produzido correspondem à remoção de 64g de O<sub>2</sub>, ou seja, é equivalente a uma remoção de 64g de DQO. Na CNTP isso corresponde a 350 ml de CH<sub>4</sub> para cada grama de DQO degradada como descrita na Equação 1 (CHERNICHARO, 1997).



(1)

A determinação da produção teórica de metano por grama de DQO removida no reator UASB pode ser calculada de acordo com a Equação 2.

Vazão de metano capturado no UASB:

$$Q_{CH_4cap} = \frac{DQO_{rem}^{UASB} \times \eta_{cap. CH_4} / 100}{K(t)} \quad (2)$$

Onde:

$Q_{CH_4cap}$  = Vazão de metano capturado no reator do UASB em forma de biogás (mL/L de esgoto);

$DQO_{rem}^{UASB}$  = DQO removida no reator UASB (mg/L);

$\eta_{cap. CH_4}$  = Parcela de todo o metano produzido no UASB capturada como biogás (%);

$K(t)$  = Fator de correção para temperatura operacional do reator;

O fator de correção para a temperatura operacional do reator é calculado de acordo com a Equação 3.

$$K(t) = \frac{P \times K}{R \times (273 + T)} \quad (3)$$

Onde:

P = Pressão atmosférica (atm);

K = DQO correspondente a um mol de CH<sub>4</sub> (64g DQO/mol);

R = Constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K);

T = Temperatura operacional do reator (°C).



A recuperação de metano como biogás na prática é bem menor que a produção teórica prevista a base de considerações estequiométricas (350ml CH<sub>4</sub>/gDQO<sub>removida</sub>). A perda de metano é causada basicamente por vários fatores, como a fração de metano que é solúvel no efluente, contribuindo na DQO do efluente, a fração que escapa para zona de sedimentação e a fração perdida na tubulação de coleta de biogás (MORAIS, 2015).

### 3.4 BALANÇO DE MASSA E ENERGIA

Modelos matemáticos podem ser utilizados para estimar a produção de metano em reatores anaeróbios de tratamento de esgoto. Uma das abordagens utilizadas para estimativa é a realização de um balanço de massa, baseando-se no princípio da conservação de massa da matéria orgânica. Esse balanço de massa pode ser realizado de modo indireto, utilizando-se como indicativo a DQO. Em sua essência, a DQO traduz a quantidade total de ligações químicas nos compostos presentes na amostra que potencialmente estão disponíveis para reação com o oxigênio (ou para oxidação, de um modo geral) (ELLER, 2013).

O balanço de massa é uma descrição quantitativa de todos os materiais que entram, saem e se acumulam em sistemas com limites físicos definidos, baseado na lei da conservação de massa. A expressão básica do balanço de massa (Equação 4) deve ser desenvolvida num determinado volume (sistema), sendo considerados os materiais que entram, os que saem, os que são gerados, os que são consumidos e os que são acumulados no volume analisado (JORDÃO E PESSOA, 2011).

$$\text{Acumulação} = \text{entrada} - \text{saída} + \text{produção} - \text{consumo}$$

(4)

Segundo Van Haandel e Letinga (1994), um modelo para o balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia em reatores UASB, utilizados para

o tratamento de esgoto doméstico a partir do processo de degradação de matéria orgânica, baseia-se na conversão em lodo (anabolismo ou absorção), conversão em metano (catabolismo fermentativo), mineralização através de oxidação (catabolismo oxidativo) e permanência na fase líquida (descarga no efluente).

O princípio do balanço de massa também pode englobar a parcela de energia de forma simultânea, gerando um balanço de massa e energia que é a base para quantificar, por exemplo, o processo de digestão anaeróbia para a produção de biogás. Dessa forma, ao final, o balanço de massa é utilizado para estimar o potencial energético do sistema, por meio da energia produzida na forma de biogás na digestão anaeróbia (ALCÂNTARA et al., 2013).

### 3.5 GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DO BIOGÁS EM ETE

O biogás produzido em digestão anaeróbia pode ser utilizado para diversos propósitos: uso direto do gás em caldeiras ou dispositivos de aquecimento; combustível para motores acoplados a geradores de energia; cogeração de calor e eletricidade; modificação e purificação do biogás para obtenção das especificações do gás natural, para ser utilizado em veículos ou abastecer uma rede de gás local (NOYOLA, 2006). Em geral, são duas as possibilidades para o aproveitamento do biogás produzido em ETE. A primeira consiste na queima direta do gás, visando a geração de calor, e a segunda na conversão em eletricidade.

O biogás gerado durante a digestão anaeróbia que não for aproveitado é queimado para evitar impactos ambientais, tal como o aumento do efeito estufa. As inovações tecnológicas evitam que esse gás seja apenas queimado, sendo reaproveitado sempre que for viável, tanto técnica como economicamente, na própria estação de tratamento. Aliás, 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”.

A conversão energética do biogás (processo que transforma o biogás em energia) pode ser realizada a partir de diversas tecnologias. Na conversão do biogás em energia elétrica, a energia química contida em suas moléculas é transformada em energia mecânica por um processo de combustão controlada. Essa energia mecânica ativa um gerador, responsável por sua conversão em energia elétrica (COELHO et al., 2006).

A presença de água e dióxido de carbono no biogás prejudica o processo de queima, tornando-o menos eficiente. Outros contaminantes, como o gás sulfídrico ( $H_2S$ ) podem estar presentes, possibilitando a corrosão precoce dos equipamentos, diminuindo tanto a vida útil, quanto o rendimento do motor térmico utilizado (COELHO et al., 2006).

O biogás também pode ser utilizado na secagem e higienização térmica do lodo excedente do reator UASB e outros benefícios podem ser obtidos, como a redução do volume de lodo e dos custos de transporte e disposição final; a higienização do lodo, possibilitando maior controle sanitário no transporte e na disposição final, além do próprio uso na agricultura; a redução das emissões de  $CO_2$ , decorrente da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo; e a possibilidade de fomento da agricultura familiar (ELLER, 2013).

Cada fonte de biogás precisa ser analisada para verificar a melhor utilização do biogás produzido. A utilização como combustível, por exemplo, é viável em digestores de esgoto de grande escala, que geram grandes quantidades de biogás. Muitas vezes, estações de tratamento de esgotos municipais de pequena escala não geram biogás suficiente para que seja viável financeiramente o seu aproveitamento energético. Porém, muitos estudos mostraram que o biogás produzido em reatores anaeróbios pode ser queimado e aproveitado em sistemas integrados (BEAL et al., 2012) e/ou convertido em energia de modo a suprir a demanda energética do sistema, e evitar sua emissão para a atmosfera, já que o metano é um Gás do Efeito Estufa (GEE) de grande potencial de aquecimento.

Ademais, sistemas de tratamento de água e esgoto representam o segundo item de maior custo para os serviços públicos, e estima-se que, ao longo dos próximos anos, deve ocorrer um adicional nos custos para manter e melhorar a infraestrutura dos sistemas de tratamento (GUDE, 2015), sobretudo em tempos de crise hídrica

como é o caso do Brasil. Dessa forma, reduzir o consumo de energia para o tratamento de águas residuárias, por meio de tecnologias mais eficientes e produtoras de energia, tende a evitar a degradação ambiental e diminuir gastos com energia.

### 3.6 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO

As unidades anaeróbias de tratamento reduzem significativamente a produção de lodo, o consumo energético e a exigência de área de instalação do sistema como um todo. Entretanto, apesar das vantagens da digestão anaeróbia, o efluente final de um reator UASB, por exemplo, não está em conformidade com as normas de lançamento de efluentes estabelecidos por várias agências ambientais (KHAN et al., 2011). Em decorrência disso, para evitar a poluição dos corpos de água receptores e atender aos padrões rigorosos das legislações faz-se necessário uma etapa de polimento para a remoção dos componentes orgânicos remanescentes e dos nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo do efluente (RAZZAK et al., 2013).

A seleção de tecnologia sustentável adequada para o pós-tratamento do efluente UASB deve ser baseada na valorização dos conceitos ambientais, ou seja, na recuperação da água residuária, lançamento e reutilização como subproduto, através do uso de tecnologias simples e conceitos aprofundados a respeito da qualidade do efluente (KHAN et al., 2011).

Dentre as opções para o pós-tratamento do efluente UASB, como filtros percolados, filtros biológicos aerados submersos, leito fluidizado, lodos ativados e sistemas de flotação, as lagoas de polimento constituem uma boa alternativa para a desinfecção de efluentes (KHAN et al., 2011; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005; SILVA, 2009), uma vez que mantêm a simplicidade conceitual e o baixo custo típico dos reatores anaeróbios.

As Lagoas de Alta Taxa (LAT) apresentam uma elevada concentração de sólidos em suspensão, ocasionada pela expressiva presença de microalgas junto ao efluente final (TORRES, 2014). A Tabela 1 mostra a composição do efluente de esgoto bruto após a etapa do tratamento no UASB e o pós-tratamento em lagoas

de alta taxa. Esse pós-tratamento pode ser alcançado de forma simples e conveniente em lagoas de alta taxa por constituírem uma das alternativas mais atraentes de desinfecção de efluentes de reatores UASB.

Tabela1: Composição dos esgotos em etapas do tratamento por reatores anaeróbios e lagoas de polimento.

Parâmetro	Unidade	Esgoto Doméstico		
		Bruto	Efluente UASB	Efluente Lagoa de Alta Taxa
DQO	mg/L	500 - 800	150 – 200	60 – 120
DBO <sub>5</sub>	mg/L	200 - 350	50 – 100	30 – 50
SST	mg/L	300 - 400	60 – 120	40 – 80
NTK	mgN/L	35 - 50	30 – 45	10 – 40

Fonte: Torres (2014).

Nota: Dados adaptados pelo autor.

Em estações de tratamento de esgoto, as microalgas desempenham um papel importante em lagoas de alta taxa. Isso porque, fornecem oxigênio para as bactérias decompositoras de matéria orgânica, têm a capacidade de fixar o dióxido de carbono do ambiente reduzindo as emissões de gases causadores do efeito estufa, utilizam os nutrientes da maioria das águas residuárias, sendo um método alternativo para o tratamento de esgoto sanitário (CAI, PARK E LI, 2013).

As microalgas oferecem processos de baixo custo para tratamento de efluentes, pois podem ser utilizadas como agentes de biorremediação a fim de remover nutrientes e melhorar a qualidade da água residuária. Quantidades substanciais de biomassa microalgas significam uma boa remoção de nutrientes (RAZZAK, 2013).

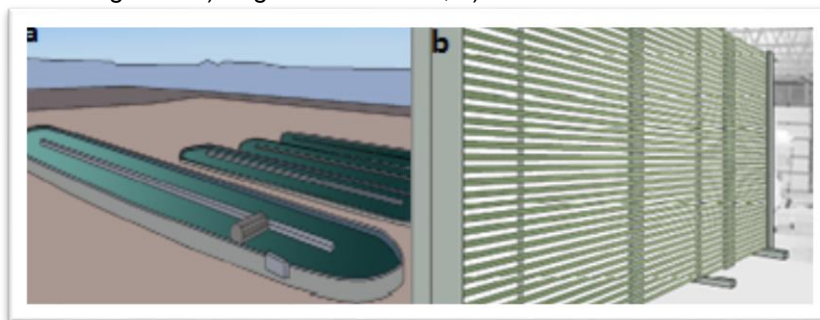
### 3.7 PRODUÇÃO DE MICROALGAS

Na abordagem biológica, as microalgas são organismos microscópicos (5 -50µm) cujas células possuem composição bioquímica diversificada (carboidratos, lipídeos, proteínas, ácidos graxos, etc.) e essa composição está relacionada à natureza de cada espécie, bem como aos fatores ambientais e ao meio de cultura utilizado (CARDOSO et. al., 2011).

As espécies de microalgas possuem exigências simples para crescimento e podem apresentar perfil de crescimento distinto, de acordo com as condições de cultivo empregadas. O cultivo de microalgas pode ser realizado por processo autotrófico, heterotrófico, mixotrófico e fotoheterotrófico (FERREIRA et al., 2013). Em cultura autotrófica, as microalgas utilizam luz como fonte de energia e carbono inorgânico –  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono para transformar energia solar, através da fotossíntese, em energia química. O cultivo heterotrófico é realizado quando as microalgas assimilam carbono orgânico como fonte de energia e de carbono. Diferente destes, o cultivo mixotrófico ocorre quando as microalgas, por meio da fotossíntese, utilizam como fonte de carbono para seu crescimento compostos orgânicos e  $\text{CO}_2$ . E por fim, o cultivo fotoheterotrófico ocorre quando a espécie requer luz, utiliza compostos orgânicos como fonte de carbono, e se difere do mixotrófico pelo fato de utilizar compostos orgânicos como fonte de energia e não a luz (CARDOSO et al., 2011). Neste sentido, microalgas são capazes de converter energia solar e dióxido de carbono em biomassa por meio de sua atividade fotossintética (CAPORGNO et al., 2015; AZEREDO, 2012; YAAKOB et al., 2011; TORRES, 2014).

No que diz respeito às tecnologias para o cultivo de microalgas, podem ser utilizados sistemas abertos ou fechados (RAZZAK et al., 2013) (Figura 3). Os fotobiorreatores são tipos diferentes de tanques, ou sistemas fechados, nos quais as microalgas são cultivadas em uma série de recipientes transparentes, responsável por coletar a luz solar para a realização da fotossíntese (VIEIRA, 2013). Os sistemas fechados apresentam-se como os mais adequados para microalgas que podem ser rapidamente contaminadas, pois é possível se ter um controle maior dos parâmetros interferentes, obtendo assim o cultivo de apenas uma espécie, por períodos prolongados de culturas contínuas aumentando a produtividade das células (AZEREDO, 2012).

Figura 3:a) Lagoa de alta taxa; b) Fotobiorreator tubular.



Fonte: Razzak et al., (2013).

Os sistemas abertos são os mais adequados para o cultivo de microalgas mixotrófico, principalmente para a produção de biocombustíveis, devido seu baixo custo e complexidade de operação, quando comparados aos fotobiorreatores fechados (VIEIRA, 2013). Os sistemas abertos mais utilizados são as lagoas de alta taxa (POUSADAS et al., 2015; AZEREDO, 2012; YAAKOB et al., 2011; RAZZAK et al., 2013; BAHADAR e KHAN, 2013).

As lagoas de alta taxa são atualmente os mais econômicos e ambientalmente viáveis fotobiorreatores abertos para o cultivo de microalgas (POUSADAS et al., 2015; MENDOZA et al., 2013).

Esses tipos de lagoas são basicamente rasas (0,1 a 0,8 m de profundidade), a fim de obter o aproveitamento da incidência luminosa e uma maior atividade fotossintética (CAI, PARK E LI, 2013). São divididas em dois ou quatro canais de água para permitir a circulação e mistura do líquido, geralmente fornecida por agitação mecânica, promovendo maior disponibilidade de nutrientes e fonte de CO<sub>2</sub>, objetivando evitar a sedimentação das algas e promover maior eficiência de operação e, conseqüentemente, maior produtividade de biomassa de algas (RAZZAK et al., 2013; POUSADAS et al., 2015; YAAKOB et al., 2011). São frequentemente construídos em concreto, mas tanques com revestimento de plástico também tem sido utilizados.

Em um sistema de cultivo contínuo, como as lagoas de alta taxa, as microalgas e os nutrientes são introduzidos na frente da pá de agitação e movidos por todo o tanque até o ponto de coleta. A fonte de carbono pode ser obtida diretamente da

atmosfera, mas aeradores submersos podem ser instalados para aumentar a absorção de CO<sub>2</sub> (CARDOSO et. al., 2011).

As condições ideais de crescimento para as culturas de microalgas variam de acordo com as cepas, sendo a sua produção de biomassa dependente de muitos fatores. Estes incluem fatores abióticos como temperatura, pH, nutrientes, minerais, dióxido de carbono, intensidade e disponibilidade luminosa; e fatores bióticos como fragilidade da célula e densidade celular. (NARASIMHAN, 2010).

No cultivo em condições não controladas, a produção de microalgas em lagoa de alta taxa, é um fator dependente da temperatura, luminosidade, pH, fonte de carbono, disponibilidade de nutrientes (TORRES, 2014; ROSA et al., 2011; SUTHERLAND et al., 2015). Essa tecnologia sofre grande influência da carga orgânica e varia a sua produtividade em função da estação do ano, do clima, da latitude e da qualidade da fonte de nutrientes (ABDEL-RAOUF et al., 2012; PIRES et al., 2012).

A produtividade de biomassa de algas em lagoas de alta taxa é, muitas vezes, inferior quando comparada aos fotobiorreatores fechados, no qual é possível o controle e monitoramento de todos os parâmetros que influenciam o cultivo. Entretanto, estimativas mostram que, em termos de massa seca, é possível atingir valores em torno, ou até mesmo superiores, de 18 g/m<sup>2</sup>.d em lagoas abertas (RAZZAK et al., 2013). Posadas (2015), em seu estudo sobre influência do pH e da fonte de CO<sub>2</sub> em lagoas de alta taxa encontrou valores nas três lagoas testadas, de 13, 17 e 14 g/m<sup>2</sup>.d, respectivamente. Enquanto, Putt et al., (2011) no estudo de um sistema eficiente para a suplementação carbonácea de algas em lagoa de alta taxa para aumentar a transferência de massa de CO<sub>2</sub>, estimou a produção de biomassa de microalgas de 20 g/m<sup>2</sup>.d.

A diversidade da biomassa de microalgas é composta por substâncias orgânicas diversificadas, tais como proteínas, carboidratos e lipídios (TORRES 2014; YAAKOB et al., 2011; ZENG at al., 2015). Dessa maneira, a biomassa de microalgas pode ser empregada nos mais diferentes processos da engenharia química, ambiental e agrônômica (WANG e LAN, 2011) como fonte de matéria-prima para a produção de bioprodutos e biocombustíveis: biohidrogênio, biogás,



metano, bio-óleo, plásticos, fertilizantes, ração animal, fertilizantes, produtos fármacos e outros (RASHIDA et al., 2013).

### 3.7 ADIÇÃO DE CO<sub>2</sub> EM LAGOAS DE ALTA TAXA

O CO<sub>2</sub> tem uma influência fundamental sobre a produção de biomassa de microalgas, uma vez que cerca de metade da biomassa é carbono. A demanda de CO<sub>2</sub> em sistemas abertos pode ser obtida a partir de atmosfera, fornecido como um gás puro, ou fornecida por meio de gases de combustão (PAWLOWSKI et al., 2014).

Posadas et al., (2015) avaliaram a influência da fonte de CO<sub>2</sub> (puro ou gás de combustão) no controle do pH de 3 (três) pilotos no desempenho do tratamento secundário de esgoto sanitário doméstico por meio de lagoas de alta taxa, e verificaram que a adição de gás de combustão contribui para o controle do pH dos sistemas. E mais, constataram que o controle do pH influenciou a produção de biomassa e, conseqüentemente, a composição dessa biomassa é fortemente influenciada por meio da adição de gás de combustão mostrando-se eficaz ambientalmente devido à mitigação de gases de efeito estufa, além de melhorar a qualidade final do efluente e a produção de uma biomassa de microalgas valiosa.

A adição de CO<sub>2</sub> em sistemas de cultivo de microalgas aumenta a disponibilidade de carbono para o crescimento algáceo, além de controlar a inibição de produção proveniente dos altos valores de pH e altas concentrações de amônia (ARBIB et al., 2013), visto que altos índices de pH (>9,0) ocasionam a redução da disponibilidade de CO<sub>2</sub>, a diminuição da taxa de fotossíntese e a disponibilidade da fonte carbonácea nas formas de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>, acarretando um maior custo energético para a assimilação das microalgas e menor produtividade de biomassa. Dessa forma, faz-se necessário o controle da faixa de pH em torno de 7,0 a 8,5. Mesmo que a remoção físico-química de nutrientes (volatilização da amônia e precipitação de fosfato) seja reduzida com a adição de CO<sub>2</sub>, esta redução pode ser compensada pela produção adicional de biomassa algácea e a decorrente assimilação de nutrientes (PARK et al., 2010).

Park et al.(2010), estudaram a adição de gás enriquecido com CO<sub>2</sub> em lagoas de alta taxa e verificaram um aumento superior a 30% na produção de biomassa, e também constataram que a manutenção do pH abaixo de 8 (a partir da adição de CO<sub>2</sub>) reduziu a perda de nitrogênio por volatilização da amônia (5 a 9% de perda, contra 24% de perda na lagoa sem adição de CO<sub>2</sub>), o que resultou em maior assimilação de nitrogênio pela biota (bactérias e algas). Em outro estudo, Chisti (2008) propôs que o biogás produzido pela digestão anaeróbia em uma ETE fosse queimado para a geração de energia e que o gás de combustão resultante fosse utilizado como fonte de CO<sub>2</sub> para as lagoas de alta taxa. Neste contexto a adição de CO<sub>2</sub>, pode ser utilizada como uma alternativa eficaz para reduzir a emissão desse gás, diminuindo o impacto do CO<sub>2</sub> sobre o ambiente, contribuindo para a sustentabilidade do sistema e, ainda, reduzindo o custo da produção de biomassa (ROSA et al., 2011).

### 3. 9 PROCESSO DE SEPARAÇÃO DA BIOMASSA ALGÁCEA

O tratamento terciário de águas residuárias por meio de lagoa de alta taxa gera uma quantidade expressiva de biomassa de microalgas, resíduo que, se não separado e tratado adequadamente, pode causar impactos ambientais no corpo hídrico receptor. A coleta eficiente da biomassa algácea é essencial não só para um melhor funcionamento das lagoas como também pela qualidade do efluente final, pois ela confere ao efluente tratado elevada DBO<sub>5</sub> e sólidos em suspensão (JENSEN, 2014). Ademais, a biomassa pode viabilizar a produção de energia por servir como matéria-prima para diferentes subprodutos aproveitáveis.

Existe uma variedade de tecnologias para a remoção da biomassa de microalgas dos efluentes tratados, a exemplo do pré-tratamento com filtros lentos de areia, como etapa inicial para remoção de algas. Outra forma pode ser por meio da remoção física através de tratamento convencional como floculação avançada com microareia, flotação por ar dissolvido ou aplicação de membranas, oxidação, tratamento biológico e adsorção. Esses tratamentos apresentam diferentes graus de efetividade de remoção da biomassa e, a maior parte deles, incluindo os métodos químicos e mecânicos, elevam consideravelmente os custos

operacionais, podendo comprometer o processo a nível econômico (PARK et al.,2010).

A seleção do processo de separação depende das propriedades da biomassa, nas quais incluem densidade, tamanho e valor do produto desejado (BRENNAN E OWENDE, 2010), além do estudo da viabilidade técnica e econômica.

A coleta eficiente da biomassa de microalgas é essencial, tanto para a viabilização da produção de energia, quanto para a obtenção de efluente final de boa qualidade. A maior parte das tecnologias, incluindo métodos químicos e mecânicos, eleva consideravelmente os custos operacionais, possivelmente ao ponto de comprometer economicamente o processo (PARK et al.,2010).

Um exemplo bastante utilizado na remoção de microalgas é a coagulação/floculação que é baseada no processo de agregar as células das microalgas e aumentar o tamanho das “partículas”. O objetivo da coagulação é elevar a velocidade de sedimentação dos aglomerados de partículas que se formam após a adição do coagulante. As células das microalgas possuem densidade similar à da água e velocidade de sedimentação baixa, de  $10^{-6}$  m/s (GRANADOS et al., 2012). Os coagulantes mais comuns para o tratamento de água e esgoto são o sulfato de alumínio, cloreto férrico, hidroxicloreto de alumínio e sulfato férrico.

Oliveira e Gonçalves (1999), estudaram um sistema composto por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa, utilizando processo físico-químico para a separação da biomassa e obtiveram um efluente com 30,5 mg/L de Sólidos Suspensos Totais (SST). Gonçalves et al., (2000), usando o mesmo processo de separação, obtiveram concentrações médias de 21 mg/L de SST (73% de eficiência na remoção de SST do efluente da lagoa facultativa) usando cloreto férrico, e calcularam o custo médio da unidade em R\$ 0,05/m<sup>3</sup> de esgoto tratado. Souza (2005) obteve efluente de um sistema anaeróbio seguido de lagoa de polimento e Unidade Físico-Química (UFQ) com as seguintes características médias: 23 mg/L de SST, 28 mg/L de DBO<sub>5</sub> e 67 mg/L de DQO. As desvantagens da UFQ são o aumento na produção de lodo e o fato das reações químicas serem sensíveis ao pH. Porém, a unidade físico-química, por sua vez, é uma excelente alternativa para o processo de separação sólido-líquido da biomassa de microalgas.

Durante a etapa de floculação, de acordo com as características do efluente, ocorre a aplicação de polímeros catiônicos, aniônicos ou não iônicos que 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. Um polímero orgânico catiônico de origem vegetal utilizado como coagulante e floculante no tratamento de águas residuárias é o Tanfloc SG que é a base de tanino, e tem como características baixo peso molecular e carga elétrica positiva, agindo sobre os coloides através da neutralização de cargas e formação de pontes entre as partículas. Pode ser utilizado no tratamento físico-químico como coagulante primário e, se empregados polímeros como coagulantes primários, a coagulação se dá com base na adsorção do polímero às partículas coloidais e no caso de polímeros catiônicos, a adsorção neutraliza a carga negativa da partícula, ocorrendo assim a agregação das partículas (FIGUEIREDO, 2009).

Também segundo FIGUEIREDO (2009), o polímero Tanfloc, por ser orgânico, estimula a produção de gás independente da dosagem aplicada. Ou seja, o uso do Tanfloc favorece o processo de digestão biológica do lodo, o que o torna viável quando que se quer separar biomassa e utiliza-la na produção de energia por meio da produção de biogás, por exemplo.

### 3.8 GERAÇÃO DE ENERGIA À PARTIR DA BIOMASSA DE MICROALGAS

Diante do seu perfil bioquímico, a biomassa de microalgas pode ser matéria-prima para a produção de subprodutos aproveitáveis com amplos benefícios e em curto período de tempo, por ser rica em compostos orgânicos diversificados: proteínas, carboidratos, lipídios e pigmentos (WANG e LAN, 2011).

Dessa forma, a biomassa algácea produzida e coletada a partir do tratamento dos esgotos pode ser matéria-prima para vários biocombustíveis por diferentes métodos. Por exemplo, a energia solar convertida e armazenada pelas células das microalgas pode ser recuperada através da digestão anaeróbia dessas algas, para a produção de metano (JENSEN, 2014).

Segundo Park et al., (2010) a partir da digestão anaeróbia da biomassa pode-se obter o biogás, bem como do processo de transesterificação de lipídeos a produção de biodiesel, e da fermentação de carboidratos a conversão de bioetanol, dentre outros. E ainda, a biomassa de microalgas pode ser matéria-prima para a produção de fertilizantes e produtos fármacos.

Atualmente, a digestão anaeróbica fornece o mais versátil e viável processo para a conversão da biomassa algácea em energia. A digestão anaeróbia não requer altas quantidades de biomassa seca. É verdade que, a resistência da parede celular é geralmente o fator limitante para a digestibilidade celular de microalgas (CHEN et al., 2013).

Igualmente, 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. Todavia, 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)

Se a biomassa algácea a ser co-digerida não resultar de qualquer processo de pré-tratamento, por exemplo, a hidrólise celular, as paredes celulares são capazes de proteger a célula contra as enzimas produzidas no processo anaeróbio e reduzir sua biodegradabilidade. Dessa forma, determinar a composição de microalgas é um modo de descobrir seu potencial de digestão e os processos de hidrólise podem ser aplicados a fim de reduzir a fração orgânica recalcitrante e, assim, aumentar a solubilidade da biomassa algácea e conseqüente digestão anaeróbia (TSAO, 1987).

A co-digestão antecedida de um pré-tratamento físico-químico são estratégias que podem aumentar significativa e eficientemente a conversão da biomassa algácea em metano. Frigon et al. (2013) detectaram a produção de 410 mL/g SSV para biomassa por digestão anaeróbia e confirmaram que estudos voltados para pré-tratamentos de biomassa microalgácea podem aumentar a degradabilidade anaeróbia.

Manger-Krug et al., (2012) em estudo a respeito da integração de estações de tratamento de esgoto convencionais a sistemas de microalgas realizam uma prospectiva do balanço de massa e energia com base nas substâncias carbono nitrogênio e fósforo advindos das águas residuárias, sem adição de componentes externos para o crescimento das microalgas e os resultados demonstraram que o sistema de microalgas aumenta o balanço energético da estação de tratamento e a qualidade do efluente final.

O sistema proposto na Alemanha, foi desenvolvido para uma população de 20.000 habitantes com uma vazão per capita de 250 L/dia. O tratamento de esgoto é composto por tratamento primário (sedimentação), tratamento secundário (sistema biológico de lodos ativados), digestão anaeróbia e processo de microalgas (lagoa de estabilização). O lodo proveniente do tratamento primário e biológico seguem para digestão anaeróbia, e após a secagem do efluente a água de lodo é recirculada para o tratamento biológico, e também, recirculado como corrente de alimentação do sistema de microalgas (tratamento terciário)

O sistema de microalgas é composto por lagoa de alta taxa com adição de CO<sub>2</sub> O CO<sub>2</sub> é proveniente da queima do biogás na digestão anaeróbia dos lodos, e do gás emitido durante o processo de lodos ativados. A adição de CO<sub>2</sub> na lagoa de alta taxa foi dividida em três diferentes cenários com relação a quantidade disponível: “cenário light”; “cenário médium” e “cenário full” os quais equivalem, respectivamente, a 60%, 80% e 100% do CO<sub>2</sub> produzido na estação. A biomassa produzida na lagoa é direcionada para um processo separação sólido-líquido e o lodo algáceo encaminhado para o processo de co-digestão com o intuito de aumentar a produção de metano (energia). Ao co-digerirem biomassa de microalgas juntamente com o lodo anaeróbio, assumindo uma biodegradabilidade a 70%, e verificaram uma produção teórica de biogás em torno de 1536 L<sub>biogás</sub>/ kg C, ou 569 L<sub>biogás</sub>/ Kg SSV ou ainda, 370 LCH<sub>4</sub>/ g SSV, quando considerado 65% de CH<sub>4</sub> no biogás.

Diante das análises de diversos estudos pode-se verificar que o estudo da co-digestão de microalgas e lodo é interessante, pois as microalgas servem como substrato, 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 viabilizando a produção de energia nas ETE (JENSEN, 2014).

Medeiros et al., (2015) estudaram a produção de energia a partir da biomassa de microalgas analisando a pegada de carbono e o balanço energético. Verificaram que a utilização de gás de combustão e nutrientes decorrentes de águas residuárias permite reduções significativas nas emissões de gases de combustão e melhorias no balanço energético do sistema. Confirmaram ainda, por meio da avaliação do ciclo de vida, que essas ações podem aumentar a competitividade na comercialização de produtos e energia a partir de microalgas, colocando o Brasil em posição de destaque devido ao balanço energético favorável de alguns sistemas que utilizam insumos do tratamento de esgoto para a produção de biomassa de microalgas.

Para quantificar numericamente a energia produzida em relação à quantidade utilizada e determinar se o sistema é produtor de energia utiliza-se o cálculo da Energia de Retorno sobre o Investimento (EROI). O EROI é um método utilizado para calcular o retorno de energia à economia e sociedade, comparado à energia utilizada para obter esta energia (HU et al, 2013, HEUN e WIT, 2012).

No caso de alternativas energéticas a base de recursos renováveis o EROI é calculado pela relação entre a saída e a entrada de energia de um mesmo processo. Quando o EROI aumenta a rentabilidade energética do sistema também aumenta. Para qualquer matéria-prima (por exemplo: microalgas e esgoto sanitário) ser fonte de energia o EROI precisa ser maior que 1. (RAUGEI et al, 2012).

Beal et al. (2012) estudaram o desempenho teórico de configurações alternativas de estações de tratamento baseados em balanços de massa e de energia, complementados por estimativas do Índice de Retorno Energético sobre o Investimento (EROI), e concluíram um EROI igual a 1,44 estimado para o funcionamento integrado de um sistema de lodos ativados para tratamento de esgoto e lagoas de alta taxa para a produção de microalgas sobre a viabilidade econômica desta associação. Manger-Krug et al., (2012) estudam a integração de um sistema de microalgas a uma estação de tratamento de esgoto, analisando as implicações para o potencial energético e os fluxos para cada parcela do processo e estimaram o EROI para diversos cenários energético e constataram um único

cenário com EROI >1 no valor de 1,01. Porém, historicamente, o EROI de sistemas produtores de energia necessitam ser muito maior do que 1 para que na prática serem considerado superavitárias em energia. Por exemplo, para o álcool de segunda ordem possui um EROI estimado em 80, entretanto no poço cai para 15 e na biorrefinaria para aproximadamente 1 devido aos gastos de produzir energia ser praticamente igual a energia produzida pelo sistema. (BEAL et al., 2012).

Dessa forma, a integração de estações de tratamento de esgoto a base de sistemas anaeróbios, a sistemas de microalgas está cada vez mais sendo pesquisada no âmbito do desenvolvimento energético, econômico e ambiental pois esse tipo de tecnologia possui gastos energéticos menores que os sistemas convencionais de tratamento (lodos ativados) e produzem como resíduos fontes de aproveitamento energético (biogás e biomassa de microalgas). Neste, sentido, esse tipo de sistema tem foco no aproveitamento de nutrientes derivado de esgoto sanitário doméstico e, principalmente, na geração de energia e bioprodutos provenientes da biomassa algácea, ou seja, converte-se um fator de desperdício em recursos rentáveis para a produção de energia.



## 4 METODOLOGIA

### VISÃO GERAL DO ESTUDO

O presente estudo faz parte de um projeto de desenvolvimento e inovação financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP, no qual envolve uma parceria entre a Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), a empresa Fluir Engenharia Ambiental e a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

Para o projeto, intitulado “Soluções tecnológicas integradas para potencializar a geração de biocombustíveis em estações de tratamento de esgotos que utilizam processos a base de microalgas”, foi montada uma base experimental em escala piloto na estação de tratamento de esgotos sanitários da CESAN, localizada no bairro Araçás no município de Vila Velha, Espírito Santo.

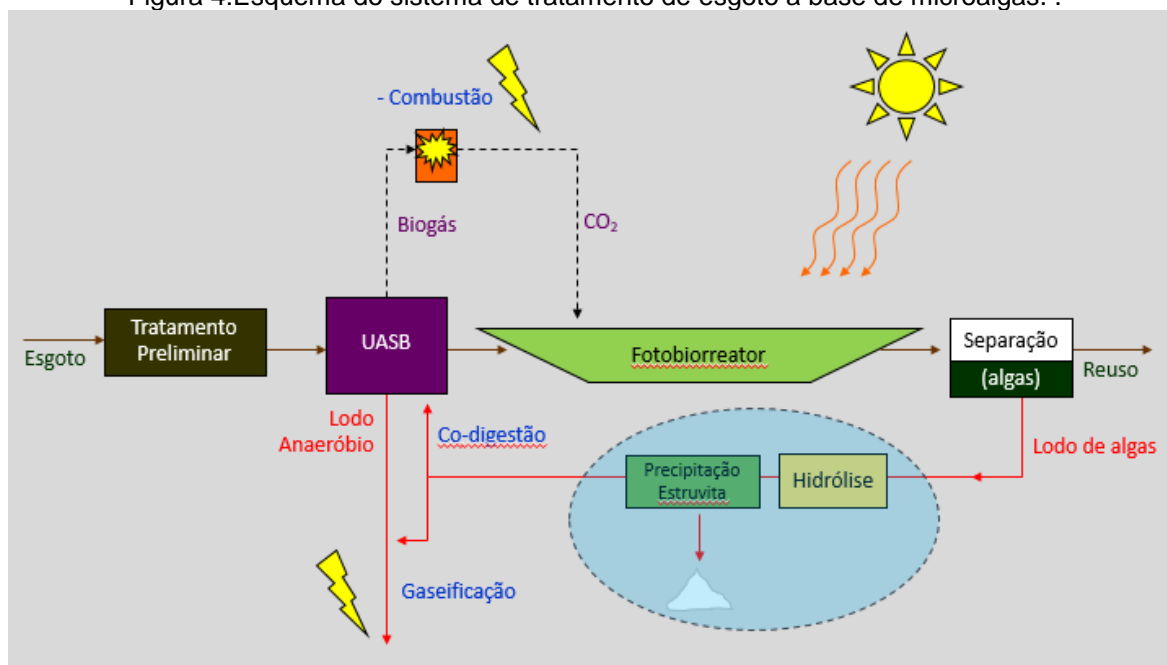
Foram desenvolvidos seis pacotes tecnológicos: (1) processos anaeróbios, (2) transferência de CO<sub>2</sub>, (3) lagoas de alta taxa, (4) separação sólido/líquido da biomassa de microalgas, (5) lise celular e (6) desaguamento de lodos.

Dentre as inúmeras possibilidades de pesquisa referentes aos pacotes tecnológicos citados, o estudo em questão estimou o potencial energético da integração de um processo anaeróbio de tratamento de esgoto doméstico (Reator UASB) a um sistema de microalgas (LAT), agregado a um processo de separação líquido-sólido para a biomassa gerada.

A princípio, o esgoto bruto é captado e submetido a um tratamento preliminar com o objetivo de remover sólidos grosseiros e em suspensão. Em seguida, é direcionado ao reator UASB para a digestão anaeróbia de grande parte da matéria orgânica dissolvida. O efluente proveniente do UASB é encaminhado para uma etapa de pós-tratamento na lagoa de alta taxa, que tem como objetivo a degradação da matéria orgânica remanescente e, principalmente, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Nesta etapa, o efluente anaeróbio, rico em nutrientes, atua como substrato para o crescimento das microalgas, juntamente com a incidência da radiação solar, bem como o gás carbônico proveniente da combustão do biogás produzido na digestão anaeróbia que age como fonte de carbono.

Prosseguindo, na etapa seguinte tem-se o processo de separação sólido-líquido, o qual visa a obtenção de uma biomassa de microalgas e um efluente final que atenda aos padrões de reuso. A biomassa algácea obtida é encaminhada para a etapa de lise celular, por meio do processo de hidrólise, para que assim ocorra o rompimento da parede celular e, conseqüentemente, o aumento da biodegradabilidade anaeróbia no processo de co-digestão no reator UASB. Essa etapa final visa maximizar a produção de biogás no reator UASB aumentando assim a disponibilidade energética do sistema. Figura 4 está demonstrado o esquema das etapas descritas.

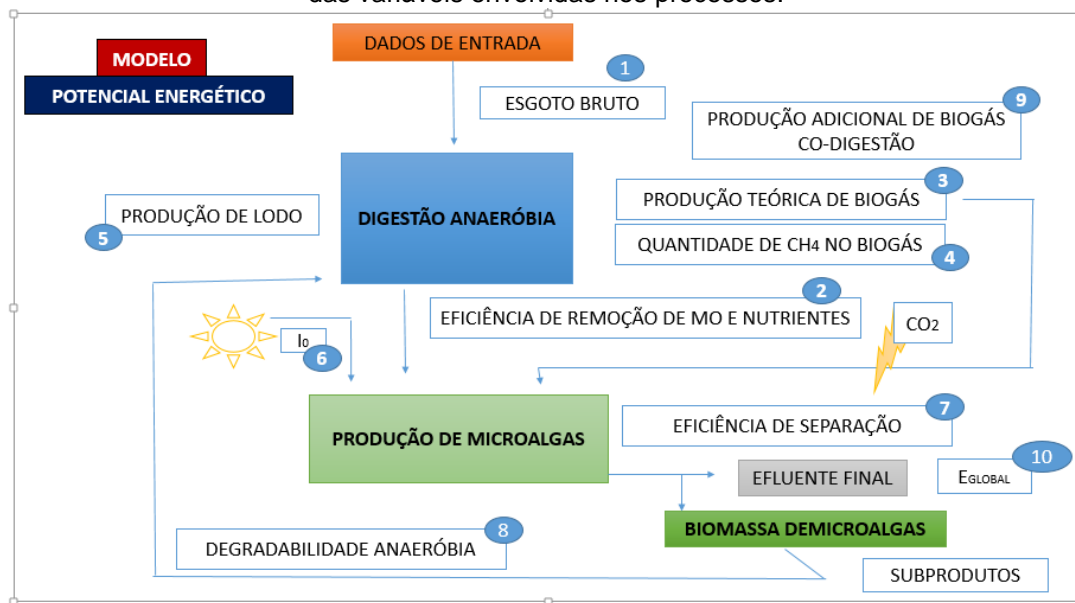
Figura 4:Esquema do sistema de tratamento de esgoto a base de microalgas. .



Fonte: Produzido pelo autor.

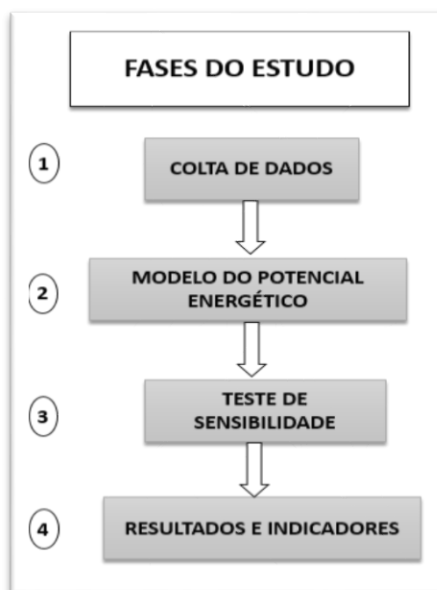
Um esquema detalhado das etapas do sistema e a sequência das variáveis envolvidas no processo de modelagem do potencial energético abrangendo da digestão anaeróbia e produção de microalgas até geração de energia e subprodutos, está descrito na Figura 5.

Figura 5: Desenho esquemático do sistema de modelagem descrevendo as etapas e a sequência das variáveis envolvidas nos processos.



A metodologia adotada para o estudo em questão foi estruturada em 4 (quatro) fases, baseadas, principalmente, em pesquisa bibliográfica aprofundada sobre as características do esgoto bruto e as variáveis referentes de cada processo, demonstrado na Figura 6.

Figura 6: Descrição das fases admitidas para o estudo.



A primeira fase consistiu na coleta de dados que foram obtidos basicamente por informações de literatura técnico-científica, pesquisas climatológicas e dados admitidos para o dimensionamento do sistema de tratamento. E ainda, foram realizadas as tabulações dos dados coletados e os cálculos das cargas para a alimentação do modelo.

A segunda fase foi a simulação do modelo por meio de um balanço de massa e energia, para quantificar a disponibilidade energética do sistema na forma de biogás. A fase seguinte, foi o teste de sensibilidade para o modelo utilizado, para qual foram verificadas as etapas do sistema e suas variáveis envolvidas em cada processo. Para cada variável, foram obtidos pelo menos 5 (cinco) valores de referência na literatura. Cada valor obtido foi simulado separadamente conforme sua variável no modelo. Em seguida, foram verificadas as 3 (três) variáveis mais interferentes com o intuito de constatar o impacto de cada variável, e assim identificar o efeito individual e global das variáveis no modelo.

Ao final para a obtenção dos resultados e indicadores, foram plotados os gráficos das variáveis envolvidas no processo e verificado o efeito individual e global no modelo.

As equações detalhadas para o modelo serão descritas nos próximos tópicos desse capítulo para permitir a compreensão da modelagem matemática adotada para o estudo.

## MODELAGEM MATEMÁTICA

A modelagem matemática para a estimativa do potencial energético do sistema, composto por um reator UASB, uma lagoa de alta taxa e uma etapa de separação sólido-líquido, como mencionado anteriormente, foi descrita por meio de um balanço de massa e de energia, no qual verificou-se o fluxo de matéria e energia do sistema para as vazões de 20, 50 100 e 200 L/s e simulada no software Excel 2010. Essas vazões foram escolhidas com o intuito de abranger a simulação para estações de pequeno, médio e grande porte.

#### 4.1 DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE DESEMPENHO DO REATOR UASB

Para a digestão anaeróbia, considerou-se que a DQO afluyente é igual à DQO que é convertida em metano e gás carbônico, que se divide em metano no biogás e dissolvido no meio líquido, somada às parcelas de DQO que são convertidas em lodo e que saem com o efluente. Dessa forma, os fluxos de saídas para cada parcela foram estimados, a partir dos fluxos de entrada e as eficiências de conversão e/ou remoção.

Para a avaliação do potencial de remoção de cada parâmetro nas etapas do sistema, foram adotados percentuais de remoção, também de acordo com a literatura. As eficiências de remoção de DQO no tratamento de esgoto sanitário em reator UASB em condições ambientais e condições operacionais semelhantes, encontrada por alguns estudos estão demonstradas na Tabela 2. Para o sistema, de acordo com Von Sperling (2005), foi adotado o valor de 70 % para a remoção de DQO.

Tabela 2: Eficiência de remoção de DQO no esgoto sanitário em reatores UASB.

<b>Eficiência de remoção de DQO no UASB</b>	<b>Referência</b>
38,6%	Sá (2011)
55,0%	Khan, Mehrotra E Kazmi (2015)
60,0%	Veronez (2001)
63,0%	Mascarenhas et al., (2004)
68,3%	Eller (2013)
70,0%	Von Sperling (2005)
71,4%	Calijuri et al (2005)
79,0%	Bof et al., (2001)

Fonte: Produzido pelo autor.

As seguintes equações foram consideradas no cálculo das eficiências de tratamento e das características do efluente tratado anaerobicamente (Tabela 3).

Tabela 3: Equações utilizadas para o cálculo da remoção/transformação/conservação para o balanço de massa.

Parâmetro	Equações	Descrição
DQO removida	$DQO_{rem}^* = DQO_{af}^* \times \eta_{DQO}^* / 100$	$DQO_{rem}^*$ = DQO afluente ao reator e removida no mesmo (mg/L); $DQO_{af}^*$ = DQO afluente ao reator (mg/L); $\eta_{DQO}^*$ = Eficiência de remoção de DQO no reator (%);
DQO efluente	$DQO_{ef}^* = DQO_{af}^* - DQO_{rem}^*$	$DQO_{ef}^*$ = DQO que sai dissolvida no efluente do reator (mg/L); $DQO_{af}^*$ = DQO afluente ao reator (mg/L); $DQO_{rem}^*$ = DQO removida no reator (mg/L);
N removida	$N_{rem}^* = N_{af}^* \times \eta_N^* / 100$	$N_{rem}^*$ = Nitrogênio afluente ao reator e removida no mesmo (mg/L); $N_{af}^*$ = Nitrogênio afluente ao reator (mg/L); $\eta_N^*$ = Eficiência de remoção de Nitrogênio no reator (%);
N efluente	$N_{ef}^* = N_{af}^* - N_{rem}^*$	$N_{ef}^*$ = Nitrogênio que sai dissolvido no efluente do reator (mg/L); $N_{af}^*$ = Nitrogênio afluente ao reator (mg/L); $N_{rem}^*$ = Nitrogênio removido no reator (mg/L);
P removida	$P_{rem}^* = P_{af}^* \times \eta_P^* / 100$	$P_{rem}^*$ = Fósforo afluente ao reator e removida no mesmo (mg/L); $P_{af}^*$ = Fósforo afluente ao reator (mg/L); $\eta_P^*$ = Fósforo de remoção de Nitrogênio no reator (%);
N efluente	$P_{ef}^* = P_{af}^* - P_{rem}^*$	$P_{ef}^*$ = Fósforo que sai dissolvido no efluente do reator (mg/L); $P_{af}^*$ = Fósforo afluente ao reator (mg/L); $P_{rem}^*$ = Fósforo removido no reator (mg/L);

Fonte: Produzido pelo autor.

## 4.2 PRODUÇÃO DE LODO NO REATOR UASB

A produção de sólidos foi calculada com base no Coeficiente de Produção de Sólidos Suspensos Totais (Y). Há de se observar que, quanto maior for a quantidade de lodo gerada, menor será a quantidade de matéria orgânica convertida em metano. Dessa forma, para evitar superestimar a produção de metano, objetivando-se realizar um cálculo a favor da segurança na produção de biogás, foi adotado  $Y=0,20 \text{ kgDQO}_{\text{lodo}}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$ . A Tabela 4 apresenta os resultados de estudos acerca do valor de Y para processos anaeróbios.

Tabela 4: Valores do coeficiente de produção de sólidos (y) para processos anaeróbios

Estudo	Y (kgDQO <sub>lodo</sub> /kgDQO <sub>aplicada</sub> )
Henze e Harremoës (1983)*	0,05 – 0,18
Van Haandel e Lettinga (1994) *	0,10 – 0,20
Chernicharo et al., (1999) *	0,11 – 0,23
Andreoli et al., (2002) **	0,12 – 0,18
Campello (2009) **	0,11

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: \*Região de clima tropical; \*\* Região de clima temperado.

### 4.3 DISPONIBILIDADE ENERGÉTICA NO REATOR UASB

O balanço de massa e energia do sistema foi estimado a partir dos princípios da conservação da matéria, por meio do percentual de remoção de matéria orgânica, do aporte de nutrientes, da conversão de biomassa algácea e sua co-digestão com o esgoto sanitário, para maximizar a produção de biogás e, conseqüentemente, aumentar o potencial energético do sistema.

A produção de metano teórica foi avaliada pela metodologia proposta por Lobato, Chernicharo e Souza (2012), desenvolveram um modelo para o balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia em reatores UASB utilizados para o tratamento de esgoto doméstico. A geração de metano e biogás foram estimadas através das Equações 5 e 6 expressas, respectivamente:

Vazão de metano capturado no UASB:

$$Q_{CH_4cap} = \frac{DQO_{rem}^{UASB} \times \eta_{cap. CH_4} / 100}{K(t)} \quad (5)$$

Onde:

$Q_{CH_4cap}$  = Vazão de metano capturado no reator do UASB em forma de biogás (mL/L de esgoto);

$DQO_{rem}^{UASB}$  = DQO removida no reator UASB (mg/L);

$\eta_{cap. CH_4}$  = Parcela de todo o metano produzido no UASB capturada como biogás (%);

$K(t)$  = Fator de correção para temperatura operacional do reator;

$K(t)$  foi calculado de acordo com a Equação 3. A temperatura adotada foi de 25 °C pouco superior à média das temperaturas mínimas na cidade de Vitória e de Vila velha que é aproximadamente 24,4 °C (INCAPER, 2015).

Assim, a vazão de biogás capturado no UASB será dada pela Equação 6.:

$$Q_{\text{biogás cap}} = \frac{Q_{\text{CH}_4 \text{ cap}}}{C_{\text{CH}_4 \text{ biogás}}/100} \quad (6)$$

Onde:

$Q_{\text{biogás cap}}$  = Vazão de biogás capturado no UASB (mL/L de esgoto);

$Q_{\text{CH}_4 \text{ cap}}$  = Vazão de metano capturado no reator do UASB em forma de biogás (mL/L de esgoto);

$C_{\text{CH}_4 \text{ biogás}}$  = Concentração de metano no biogás (%volume/volume);

Ainda para efeito de cálculo, admitiu-se que a porcentagem de metano presente no volume de biogás capturado é de 70%. Na Tabela 5 foram descritos os percentuais de metano no biogás encontrados em alguns estudos.

Tabela 5: Composição de metano presente no biogás proveniente do tratamento de esgoto sanitário em reator UASB.

REFERÊNCIA	Composição de Metano
Eller (2013)	58%
Morais (2015)	70%
Noyola et al., (2006)	75%
Percora (2006)	80%
Nkemka e Murto (2010)	90%

Fonte: Produzido pelo autor.

Outro aspecto importante a ser ressaltado é que a produção teórica de metano não é alcançada na prática. Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), as perdas de



metano em reatores UASB podem variar de 20 a 50 % devido à saída de metano dissolvido no efluente e à transferência do gás da superfície de água no reator para a atmosfera. Esta perda pode ser em relação ao tamanho da superfície e se existe a presença ou não de uma cobertura hermética na superfície do reator. As perdas de metano em relação à produção teórica devem ser consideradas quando se busca a disponibilidade real do gás. Neste sentido, tomando-se por base estudos disponíveis na literatura apresentados na Tabela 6. Foi considerada como referência a ocorrência de 25% de perda na produção de metano calculada segundo estudo desenvolvido por Pierrotti, (2007).

Tabela 6: Perda de metano em relação a produção teórica de biogás proveniente do tratamento de esgoto sanitário em reator UASB.

REFERÊNCIA	Perda
Foresti et al., (1999)	30% a 35%
Van Haandel e Letinga (1994)	20 a 50%
Souza (2010)	30%
Singh e Veraraghvan (1998)	40 % a 50%
Keller e Hartley (2003)	14%
Pierrotti (2007)	20% a 25%
Sogherzzo (2004)	18%
Veronez e Gonçalves (2002)	36% a 41%

Fonte: Produzido pelo autor.

#### 4.4 PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE MICROALGAS NA LAGOA DE ALTA TAXA

A produção da biomassa na lagoa de alta taxa foi estimada a partir da taxa máxima de conversão fotossintética da luz solar, de acordo Park et al., (2010). Esses autores sugeriram que fossem adotados os valores de 2,4% para a eficiência ( $\eta_{\text{máx}}$ ) e 21 kJ/g para o valor de H. A radiação solar média apresentada na média anual de insolação diária no Brasil, segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL (2002), foi de 16 MJ/m<sup>2</sup>\*dia.

De acordo com Incaper (2015), o índice de radiação na região de Vila Velha - ES varia consideravelmente de acordo com a estação do ano (Tabela 7).

Tabela 7: Média da variação do índice de radiação solar de acordo com as estações do ano na região de Vila Velha.

Estações do ano	Radiação Solar (MJ/m <sup>2</sup> .d)
Primavera	17,20
Verão	28,36
Outono	20,06
Inverno	16,02

Fonte: Incaper (2015).

A estimativa da produção de biomassa foi realizada a partir da equação proposta por Park (2010) (Equação 7).

$$P_{ba} = \frac{I_0 \cdot \eta_{m\acute{a}x}}{H} \cdot 1000 \quad (7)$$

Onde:

$P_{ba}$  = Produção de biomassa de microalgas (g/m<sup>2</sup>.d);

$I_0$  = Radiação solar média (MJ/m<sup>2</sup>.d);

$\eta_{m\acute{a}x}$  = Eficiência máxima de conversão fotossintética da luz solar (%);

$H$  = Valor energético da biomassa algácea como calor (kJ/g).

Segundo Park et al. (2010), uma perda de biomassa devido à respiração endógena e à sedimentação reduz a produtividade calculada pela equação acima em aproximadamente 10%. Para a adição de CO<sub>2</sub>, proveniente da queima do biogás produzido no UASB, foi considerado que 100% do CO<sub>2</sub> produzido é adicionado na lagoa. Dessa forma, foi admitido de acordo com Godos et al., (2010), que a adição de CO<sub>2</sub> resulta em um incremento de 30%, na produção de biomassa algácea. Na Tabela 8 estão demonstrados os valores encontrados por alguns autores para o incremento da produção de biomassa de microalgas a partir na adição de CO<sub>2</sub> em lagoas de alta taxa.

Tabela 8: Aumento na produção de biomassa de microalgas a partir da adição de CO<sub>2</sub> em lagoas de alta taxa.

Referência	Aumento na produção de biomassa
Godos et al., (2010)	30%
Park et al., (2010)	30%
Sutherland et al., (2015)	33%
Yang (2011)	67%

Fonte: Produzido pelo autor.

A remoção da biomassa de microalgas produzida na lagoa de alta taxa por meio de uma etapa de separação sólido-líquido é de fundamental importância. Para essa coleta da biomassa foi admitida uma eficiência de remoção de 90%, tomando-se como base vários estudos que mostraram que essa eficiência de separação pode variar de 70 a 95% calculadas com base nos sólidos suspensos. Na tabela 9 foram demonstradas as eficiências de separação sólido-líquido para a remoção de microalgas de alguns estudos.

Tabela 9: Eficiência de separação sólido-líquido da biomassa de microalgas

REFERÊNCIA	Separação sólido/líquido (%)
Park e Craggs et al., (2011)	74
Lundquist et al., (2010)	80
Manger-Krug et al., (2012)	88
Lei et al., (2015)	90
Beal et al., (2012)	95

Fonte: Produzido pelo autor.

Como a produção de biomassa de microalgas se dá em função da área superficial da lagoa de alta taxa, fez-se necessário o cálculo da demanda da área *per capita* para a obtenção da produção *per capita* de biomassa.

A demanda de área *per capita* da lagoa de alta taxa foi calculada a partir da Equação 8.

$$A_{pc} = \frac{Q \cdot TDH}{h} \quad (8)$$

Onde:

$A_{pc}$  = Demanda de área *per capita* (m<sup>2</sup>/hab);

h = Profundidade da lagoa de alta taxa (m).

Q = Vazão (m<sup>3</sup>/dia)

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica (dias)

Foi admitido um tempo de detenção hidráulica de 7 dias e profundidade de 40 cm de lâmina d'água para a lagoa de alta taxa de acordo com Mascarenhas et al., (2004) por realizarem seu estudo em condições climáticas semelhantes a proposta por esse estudo. A Tabela 10 cita alguns estudos para o dimensionamento de lagoas de alta taxa.

Tabela 10 Dados de dimensionamento de lagoas de alta taxa para o pós-tratamento de efluente de esgoto sanitário.

REFERÊNCIA	País	Altura da lâmina d'água	TDH (dias)
Sutherland et al., (2015)	Nova Zelândia	0,4	8
Posadas et al., (2015)	Canadá	0,1	2 a 6
Arbib et al., (2013)	Espanha	0,45	4 a 8
Yang 2011)	Reino Unido	0,4	7
Mascarenhas et al., (2004)	Brasil	0,40 a 0,6	2 a 7

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota\* O TDH está diretamente ligado a variação de temperatura ao longo das estações do ano e consequentemente ao índice de radiação solar.

Calculada a demanda de área *per capita*, foi possível obter a produção de biomassa de microalgas *per capita* de acordo com a Equação 9:

$$P_{pc} = P_c \cdot A_{pc} \quad (9)$$

Onde:

$P_{pc}$  = Produção de biomassa de microalgas *per capita* (g/hab.d);

$P_c$  = Biomassa de microalgas coletada (g/m<sup>2</sup>.d).

#### 4.5 PRODUÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DA BIOMASSA DE MICROALGAS COLETADA

A produção de energia adicional no reator UASB por meio da digestão anaeróbia da biomassa de microalgas, foi calculada a partir da produção de biomassa de microalgas *per capita* calculada. Após o processo separação sólido-líquido, a biomassa de microalgas é submetida a um tratamento, por exemplo, o processo de hidrólise, para então ser digerida e potencializar a produção de biogás no UASB. Dessa forma, foi adotada como valor de referência a geração de 0,21 L/gSSV de metano após a co-digestão das microalgas, de acordo com o reportado por Andrada (2005), e uma eficiência de 70% no processo de biodegradabilidade anaeróbia da biomassa.

Nas Tabelas 11 e 12, respectivamente, foram demonstrados alguns estudos referentes a produção adicional de metano após a co-digestão das microalgas no reator UASB e a eficiência de digestão anaeróbia da biomassa de microalgas, respectivamente.

Tabela 11: Produção adicional de metano a partir da co-digestão da biomassa de microalgas.

<b>REFERÊNCIA</b>	<b>Produção adicional de Metano Co-digestão (LCH<sub>4</sub>/gSSV)</b>
Passoset al., (2013)	0,15
Tartakovisky (2015)	0,18
Andrada (2005)	0,21
Sialve et al., (2009)	0,28

Fonte: Produzido pelo autor.

Tabela 12: Digestão anaeróbia da biomassa de microalgas em termos de degradação de SSV.

<b>REFERÊNCIA</b>	<b>Degradabilidade anaeróbia (%)</b>
Tartakoisky (2015)	50
Caporgno et al., (2015)	55
Yan e Brune (2007)	60
Manger-Krug (2012)	70
Sialve et al., (2009)	85

Fonte: Produzido pelo autor.

#### 4.6 POTENCIAL ENERGÉTICO DO SISTEMA

Tendo contabilizado a produção de biogás estimou-se a Disponibilidade Energética (DIE) na forma de biogás para o reator UASB após a digestão anaeróbia da biomassa de microalgas a partir da Equação 10.

$$DIE = Q'_{\text{biogás}} \cdot 8200 \quad (10)$$

Onde:

DIE = Disponibilidade Energética *per capita* (kcal/hab.d);

$Q'_{\text{biogás}}$  = Produção Volumétrica *per capita* de biogás purificado (m<sup>3</sup>/hab.d).

8200: Poder calorífico inferior do biogás (Kcal/m<sup>3</sup><sub>biogás</sub>)

De acordo com Craggs (2005), o gasto de energia com o rotor de eixo horizontal da lagoa de alta taxa não ultrapassa 0,57 kWh/kgDQO<sub>tratada</sub>. Portanto, tal valor foi utilizado para a estimativa da Demanda Energética do rotor (DEE). Dessa forma, dada a carga em gDQO/hab.d no esgoto bruto, e a eficiência de 70 % na remoção de DQO no reator UASB, foi calculada a carga afluente da lagoa de alta taxa e, a partir desta, a DEE do sistema.

Para comparação com outros sistemas utilizou-se o cálculo do Índice de Retorno Energético sobre o Investimento (EROI), ou seja, a razão entre a quantidade de energia que entra no sistema pela quantidade de energia demandada pelo sistema.

O EROI foi calculado pela relação entre a energia que entra e a entrada de energia que sai de um mesmo processo (Equação 11).

$$EROI = E_{\text{entra}} / E_{\text{sai}} \quad (11)$$

Onde:

EROI: Índice de Retorno Energético sobre o Investimento;

$E_{entra}$ : Energia que entra no sistema;

$E_{sai}$ : Energia que sai do sistema.

#### 4.6 TESTE DE SENSIBILIDADE

O teste de sensibilidade foi realizado para saber o comportamento de cada variável em relação ao modelo proposto.

Para cada um dos dados de entrada, ou seja, para cada variável que foi admitida no modelo foram pesquisados na literatura pelo menos 5 (cinco) dados de referência. Em seguida, simulou-se, cada um desses valores separadamente, cada variável no modelo e constatou-se o comportamento individual de cada variável no modelo do potencial energético do sistema. Verificou-se as 3 (três) variáveis mais interferentes e simulou-se os três melhores valores junto no modelo para determinar o comportamento global dessas variáveis no modelo.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE DESEMPENHO DO REATOR UASB

As características médias do esgoto sanitário considerados nesse estudo foram definidas através da revisão bibliográfica, cujos resultados encontram-se na Tabela 13. Esses estudos foram escolhidos como referência por serem esgotos sanitários de regiões de climas subtropical e tropical como é o caso do esgoto estudado por essa pesquisa. Foi considerado que a parte de nitrogênio que foi oxidada no esgoto, ou seja, nitritos e nitratos, é igual a zero.

Tabela 13: Características médias de esgotos sanitários bruto.

<b>Autor</b>	<b>SS (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>NTK (mgN/L)</b>	<b>N<sub>NH4</sub><sup>+</sup> (mgN/L)</b>	<b>P<sub>tot</sub> (mgN/L)</b>	<b>P<sub>orto</sub> (mgN/L)</b>	<b>E. Coli</b>
Von Sperling (2005)	400	600	45	25	7	5	-
Cavalcanti (2001)	300 - 400	500 - 800	35 - 50	-	6 - 10	-	10 <sup>7</sup> - 10 <sup>9</sup>
Posadas et al., (2015)	825	575	50	34	9	6	3x10 <sup>6</sup>
Gonçalves (1998)	174	473	38,8	-	-	-	-
Veronez (2001)	152	409	-	-	-	-	-
Vieira e Sousa (1986)	188	424	35	-	6	-	-
Esse estudo	400	600	45	-	7	-	-

Fonte: Produzido pelo autor.

Para o reator UASB a remoção de SS e de matéria orgânica foi estimada com base na revisão bibliográfica, e a média desses valores estão resumidos na Tabela 14.

Tabela 14: Desempenho de UASBs tratando esgotos sanitários.

<b>Autor</b>	<b>SSTe (mg/L)</b>	<b>SSTs (mg/L)</b>	<b>%S S</b>	<b>DQOe (mg/L)</b>	<b>DQOs (mg/L)</b>	<b>%DQO</b>	<b>DBOe (mg/L)</b>	<b>DBOs (mg/L)</b>	<b>%DBO</b>
Von Sperling (2005)	400	268	68	600	180	70	300	97	67
Gonçalves (1998)	174	92	73	463	112	73	214	36	82
Veronez (2001)	152	52	66	409	161	62	-	-	-
Esse estudo	400	268	68	600	180	70	300	90	70
Média	242	137	69	491	151	68	257	66	74

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: e: Dados de entrada; s: Dados de saída; %: Eficiência.

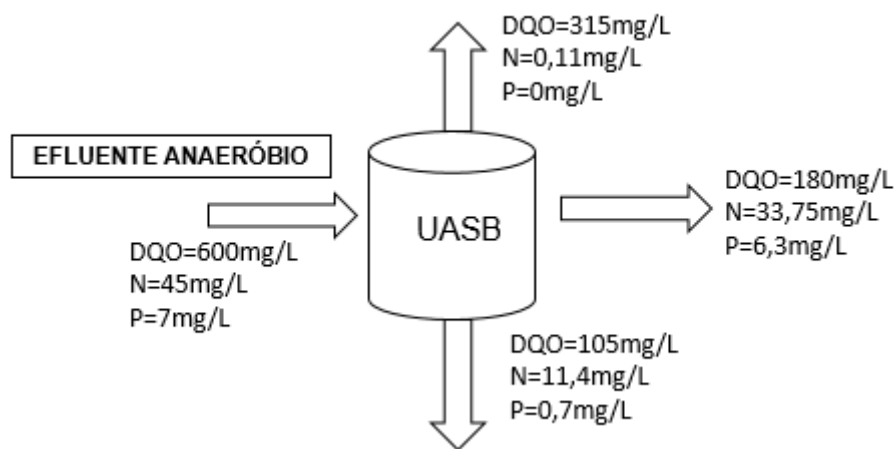
Em estudos a respeito do desempenho do sistema anaeróbio a eficiência do reator UASB variou de 40 a 79% para remoção de DQO e de 45 a 85% para remoção de



DBO<sub>5</sub> de acordo com a revisão bibliográfica, relada por Chernicharo, 2007; Veronez, 2001; Von Sperling, 2005; Mascarenhas et. al., 2004; Bolf et. al., 2001; Khan, Mehrotra e Kazmi, 2015.

Por outro lado, é do conhecimento geral que processos anaeróbios apresentam desempenho limitado na remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto. Nesse sentido, eficiências que variaram de 10 a 50% foram relatados nos estudos realizados por Gonçalves (1998), Chernicharo et al., (2007) e Van Haandel e Letinga (1994) Von Sperling (2005). Em função disso, definiu-se que as eficiências do reator UASB na remoção de DQO, N<sub>total</sub> e P<sub>total</sub> seriam de 70%, 25% e 10%, respectivamente. Em consequência, com base nas características previamente definidas para o esgoto sanitário, o efluente do UASB apresentaria as seguintes características: 180 mgO<sub>2</sub>/L de DQO, 33,75 mg N<sub>total</sub>/L e 6,3 mg P<sub>total</sub>/L. O diagrama do balanço de massa para cada processo anaeróbio (UASB) está demonstrado na Figura 7.

Figura 7: Diagrama do balanço de massa para o reator UASB.



Fonte: Produzido pelo autor.

## 5.2 PRODUÇÃO DE LODO NO REATOR UASB

A produção de lodo de esgoto do reator UASB foi estimada com base em revisão bibliográfica a respeito dos valores do Coeficiente de Produção de Sólidos (Y) para processos anaeróbios. Neste sentido, foi admitido um  $Y=0,2$

( $\text{kgDQO}_{\text{lodo}}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$ ) de acordo com Chernicharo et al., (1999) e estimou-se a partir do modelo uma produção de lodo para o reator UASB de 31,50 mL de lodo para cada litro de efluente, o que equivale a 5,44L<sub>lodo</sub>/hab.d.

### 5.3 DISPONIBILIDADE NERGÉTICA NO REATOR UASB

Conforme mencionado anteriormente, os fluxos de saídas para o reator UASB foram calculados a partir dos fluxos de entrada e das eficiências de conversão ou remoção de cada parcela do processo. Levando-se em consideração o resultado reportado por Pierrotti (2007), definiu-se a produção teórica de biogás de 75%, ou seja, admitiu-se uma perda de 25% de metano no reator. O percentual de metano no biogás estimado pela literatura foi de 70% de acordo com Moraes (2015). Dessa forma, estimaram-se-se para o sistema, a partir do modelo proposto, uma quantidade de biogás capturado no UASB de 120,36 ml de CH<sub>4</sub> por litro de efluente tratado, e de metano capturado no UASB a 84,25mL<sub>biogás</sub>/L de efluente tratado. Isso representa uma produção de biogás *per capita* no UASB de 20,80 L<sub>CH<sub>4</sub></sub>/hab.dia e uma produção de metano *per capita* de 14,56 L<sub>biogás</sub>/hab.dia.

Diversos estudos disponíveis na literatura comprovaram que os valores estimados para a produção de metano e biogás no reator UASB do sistema foram satisfatórios e coerentes com os valores da literatura comparados (Tabela 15).

Tabela 15: Produção de biogás e metano em reator UASB.

<b>Autor</b>	<b>Produção de biogás L/hab.dia</b>	<b>Volume de metano L/hab.dia</b>
Metcalf & Eddy (2003) <sup>(1)</sup>	17,9	12,5
França Junior, (2008) <sup>(2)</sup>	27,2	15,2
Veronez e Gonçalves (2002) <sup>(3)</sup>	35,9	25,13
Esse estudo	20,80	14,56

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: [1]: O valor é obtido quando consideradas perdas de 40% de metano; [2]: Vazão de metano estimada a partir da consideração de biogás com 70% de metano em sua composição; [3]: No estudo há produção adicional de biogás devido à digestão de lodo aeróbio no reator.

A disponibilidade energética no reator UASB em termos de produção de biogás purificado, dado o poder calorífico inferior do biogás de 8200 kcal/m<sup>3</sup><sub>biogás</sub>, foi 119,38

kcal/hab.dia, o que equivale a 5,78 Watts por habitante (W/hab) ou ainda, 0,99 kWh/m<sup>3</sup>. Formigoni e Perovano (2011) em estudo sobre a disponibilidade energética em UASBs, estimaram a DIE considerando 70% de metano na composição do biogás, e obtiveram 104,79 kcal/hab.dia, ou 5,07 W/hab o que equivale a 0,36 kWh/m<sup>3</sup>. Stillwell et al., (2010), em estudo de caso realizado nos Estados Unidos e no Texas sobre a recuperação de energia em uma estação de tratamento de águas residuárias através do biogás proveniente da digestão anaeróbia e da incineração de biossólidos para a geração de eletricidade estimaram que a digestão anaeróbia pode produzir de 0.177 a 0.779 kWh/m<sup>3</sup> Neste sentido, o resultado encontrado neste trabalho está coerente com os relatados por outros autores, constatando que a quantidade de biogás produzida pelo sistema durante o processo de digestão anaeróbia pode ser aproveitada como fonte de energia para a própria estação, visto que de acordo com Gude (2015) uma ETE pode requerer de 0,5 a 2kWh/m<sup>3</sup> de energia para o tratamento de águas residuárias.

## 5.2 - DEFINIÇÃO DAS CONDIÇÕES DE DESEMPENHO DA LAGOA DE ALTA TAXA

O desempenho de uma lagoa de alta taxa no pós-tratamento de efluente de esgoto sanitário, principalmente quanto a remoção de nutrientes, também foi definido por meio da revisão bibliográfica (Tabela 16).

Tabela 16: Desempenho de lagoa de alta taxa no pós-tratamento de efluente de UASB.

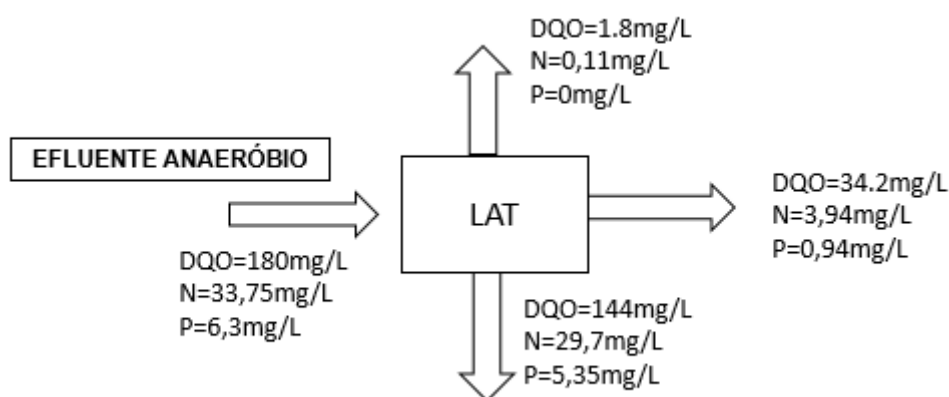
<b>Autor</b>	<b>N(%)</b>	<b>P(%)</b>
Pousadas et al., (2015)	82,2	78,9
Li et al., (2011)	89,1	80,9
Cho et al., (2013)	92	86
Feng et al., (2011)	97	96
Torres (2014)	95	93
Esse estudo	88	85

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: %: Percentual de remoção de Nitrogênio e Fósforo.

A partir dos resultados encontrados por esse estudo para a remoção de nitrogênio e fósforo do efluente de esgoto sanitário (Figura 8), constatou-se que a lagoa de alta taxa atua satisfatoriamente no tratamento terciário do efluente previamente tratado e estimaram-se eficiências satisfatórias e similares as relatadas por outros autores, a citar: Pousadas et al., (2015); Li et al., (2011); e Torres (2014).

Figura 8: Balanço de massa para a lagoa de alta taxa.



Fonte: Produzido pelo autor.

O desempenho do sistema UASB + LAT quanto a remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes foi estudado por alguns autores, cujos resultados estão descritos na Tabela 17. E, mais uma vez foi constatado a eficiência da lagoa de alta no pós-tratamento do efluente do UASB.

Tabela 17: Caracterização do sistema UASB+LAT no tratamento de esgoto sanitário.

Parâmetro	UASB + LAT	Autor
Sólidos Suspensos (mg/L) <sup>[1]</sup>	200 – 300 <sup>[3]</sup>	Park et al., (2010)
Remoção de DQO (%) <sup>[1]</sup>	53 <sup>[5]</sup> / 66 <sup>[6]</sup>	Godos et al., (2010)
Remoção de NTK (%)	62 <sup>[5]</sup> / 86 <sup>[9]</sup>	Hamouri (2008)
Remoção de Amônia (%)	63 <sup>[5]</sup> / 85 <sup>[9]</sup>	Hamouri (2008)
Remoção de Fósforo (%) <sup>[1]</sup>	66 <sup>[9]</sup> / 71 <sup>[10]</sup>	Narasimhan (2010)

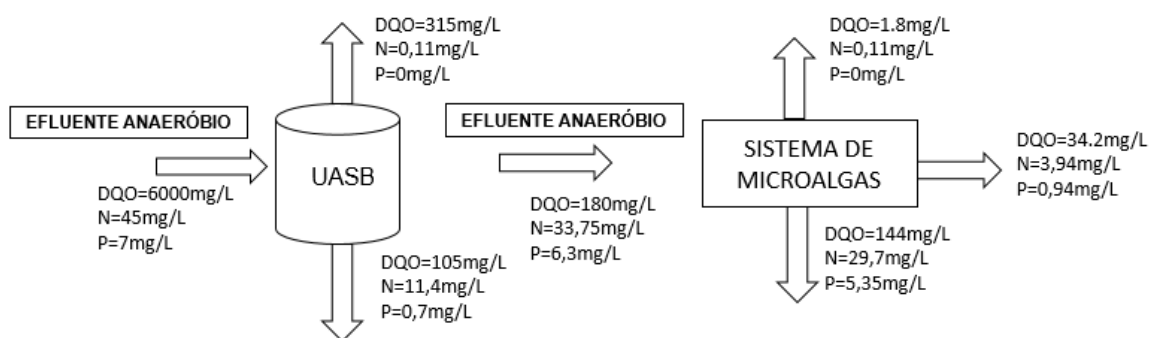
Fonte: Produzido pelo autor.

Nota:[1] O teor de sólidos suspensos e de DQO no sistema UASB + LAT e o de fósforo total no sistema UASB + LA podem ser reduzidos caso o efluente passe por uma etapa de tratamento adicional (em geral, visando a precipitação destes componentes).

Para o sistema estudado, das cargas de matéria orgânica e nutrientes que entraram, e após adição de CO<sub>2</sub> na lagoa de alta taxa a partir da queima do biogás

produzido no UASB e da co-digestão da biomassa microalgas, considerou-se apenas 5,7% de DQO, 8,57% de N e 13,42% de P permaneceram no efluente. Neste sentido, a lagoa de alta taxa promoveu a remoção adicional de matéria orgânica e nutriente, em 81% para DQO, 88% para N e 85% para P, comprovando que o pós-tratamento por lagoa de alta taxa complementou a eficiência do reator UASB na remoção de matéria orgânica remanescente e nutrientes, atuou como tratamento terciário do efluente anaeróbico aumentando a eficiência global do sistema com eficiências de remoção. 90% para DQO, 88 para N e 85% para o P estando dentro da faixa das eficiências encontrados por outros autores (Figura 9).

Figura 9: Balanço de massa para o sistema.



Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: Sistema de microalgas é composto por uma lagoa de alta taxa, com adição de CO<sub>2</sub>, e uma etapa de separação sólido-líquido.

### 5.3 PRODUÇÃO DE BIOMASSA DE MICROALGAS NA LAGOA DE ALTA TAXA

Para o sistema proposto foi estimada uma produtividade de biomassa de microalgas, a partir do modelo proposto e sem adição de CO<sub>2</sub>, de 18,29 g/m<sup>2</sup>.dia. Para que o tratamento se tornasse mais eficiente, e a fim de possibilitar o aproveitamento energético da biomassa, fez-se necessária a implantação de uma etapa de separação sólido-líquido. Na Tabela 18 estão descritos alguns estudos a respeito de separação sólido-líquido para a biomassa de microalgas e a eficiência de remoção.

Tabela 18: Eficiência de separação sólido-líquido da biomassa de microalgas.

<b>Autor</b>	<b>Eficiência de separação (%)</b>
Park and Craggs et al., (2011)	74%
Lundquist et al., (2010)	80%
Lei et al., (2015)	90%
Beal et al., (2012)	95%
Esse estudo	90%

Fonte: Produzido pelo autor.

As eficiências de separação da biomassa variam de acordo com a literatura de 65% a 83% e podem chegar até 95%. Essas eficiências são consideradas de acordo com o processo de separação aplicado como parâmetro variante em função do tamanho do floco. Para o sistema proposto foi adotada uma eficiência de separação da biomassa de microalgas na lagoa de 90%, o que resultou em uma perda de 10% de biomassa por sedimentação e respiração endógena durante o processo ou mesmo perdas para a atmosfera. Em decorrência disso, estimou-se uma produção de 16,46 g/m<sup>2</sup>.d de biomassa algácea. Admitindo-se que a adição de CO<sub>2</sub> na lagoa de alta taxa aumenta cerca de 30% a produção Park et al., (2010), estimou-se uma produção de biomassa após a adição de CO<sub>2</sub> de 19,25 g/m<sup>2</sup>.d.

Para o sistema proposto, a produção de biomassa de microalgas estimada foi coerente aos valores obtidos em estudos que utilizam efluente de esgoto como meio para o crescimento das microalgas (Tabela 19).

Tabela 19: Produção de biomassa de microalgas em sistemas que utilizam efluente de esgoto sanitário.

<b>Autor</b>	<b>Produção Total por área (g/m<sup>2</sup>.d)</b>
Benemann (1986)	18,4
Shelef (1982)	33 - 35
Park e Craggs (2010)	25
Oswald (1987)	15,3
Cromar et al., (1996)	18
García et al., 2006	12,7
Banat et al., (1990)	14,8
Lundquist et al., (2010)	25-30
Collet et al., (2011)	25-30
Esse estudo	19,25

Fonte: Produzido pelo autor.

Como a produção de biomassa de microalgas se dá por unidade de área, fez-se necessário o cálculo da demanda da área para a obtenção da produção *per capita*

de biomassa. Admitiu-se um TDH de 07 dias e uma profundidade de 0,4 m, e obteve-se uma área *per capita* de 3,024 m<sup>2</sup>/hab. Isso resultou em uma produção de biomassa *per capita* de 58,23 g/hab.d.

A concentração de Sólidos Suspensos (SS) na lagoa de alta taxa dimensionada foi calculada a partir da demanda de área *per capita*. A produção de microalgas estimada após a adição de CO<sub>2</sub> (19,25 gSS/m<sup>2</sup>.d), a uma vazão de 0,17 m<sup>3</sup>/hab.d e área *per capita* de 3,024 m<sup>2</sup>/hab, determinou para o sistema proposto uma concentração de sólidos suspensos de 374,70 gSS/m<sup>3</sup> ou 374,70 mg/L.

Park et al., (2010) estudou o tratamento de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa com adição de CO<sub>2</sub> e verificou que a concentração de sólidos suspensos totais pode variar de 300 gSS/m<sup>3</sup> (TDH = 4dias) a 470 gSS/m<sup>3</sup> (TDH = 6 dias). Dessa forma, o resultado encontrado por esse estudo (374,70 gSS/m<sup>3</sup> – TDH=7dias) encontra-se dentro da faixa esperada.

#### 5.4 PRODUÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DA BIOMASSA DE MICROALGAS COLETADA

A partir da produtividade de biomassa de microalgas em termos de Sólidos Suspensos Totais obteve-se a distribuição da biomassa em termos de sólidos voláteis e sólidos fixos. Dada a biodegradabilidade anaeróbia da biomassa de microalgas (SSV/SST) de 70% (Andrada, 2005), a produção de biomassa algácea de 40,76 gSSV/hab.d para sólidos voláteis e 17,47 gSSF/hab.d para sólidos fixos. Formigoni e Perovano (2011) encontrou uma produtividade algácea de 27,16 gSV/hab.d em termos de sólidos voláteis e 4,79 gSV/hab.d para uma relação SST/SSV de 0,85 e TDH de 4 dias. Já Park et al., (2010), para um TDH de 4 dias e uma eficiência de degradabilidade anaeróbia de 80% encontrou um valor de 24,7 gSV/hab.d. Neste sentido, o TDH de 7 dias admitido para esse estudo ocasionou uma maior produtividade de microalgas em relação a outros estudos, mesmo adotando uma SSV/SST menor (70%).

A obtenção dessa distribuição de biomassa em termos de sólidos voláteis e fixos foi utilizada para a determinação da quantidade de biogás produzido no processo

de digestão anaeróbia da biomassa de microalgas no reator UASB. Considerando que a digestão anaeróbia da biomassa algácea gera 0,21  $L_{CH_4}/gSV$ , valor reportado por Sialve et al., (2009), obteve-se para o sistema simulado a produção adicional de 8,56 L/hab.d de metano no reator UASB. Portanto, a produção total de biogás no reator UASB (calculada em 14,56 L/hab.d de produção de biogás), após a co-digestão da biomassa de microalgas foi de 25,69 L/hab.d o representa uma produção de biogás de 0,63  $L_{CH_4}/gSSV$ . De acordo com Sialve et al., (2009); Park e Li (2012); Uelledahl e Ahring (2010) a digestão anaeróbia da biomassa de microalgas ocasiona uma produção de biogás de 0,9 a 0,54  $L_{CH_4}/gSSV$  indicando que o resultado encontrado é superior aos outros autores.

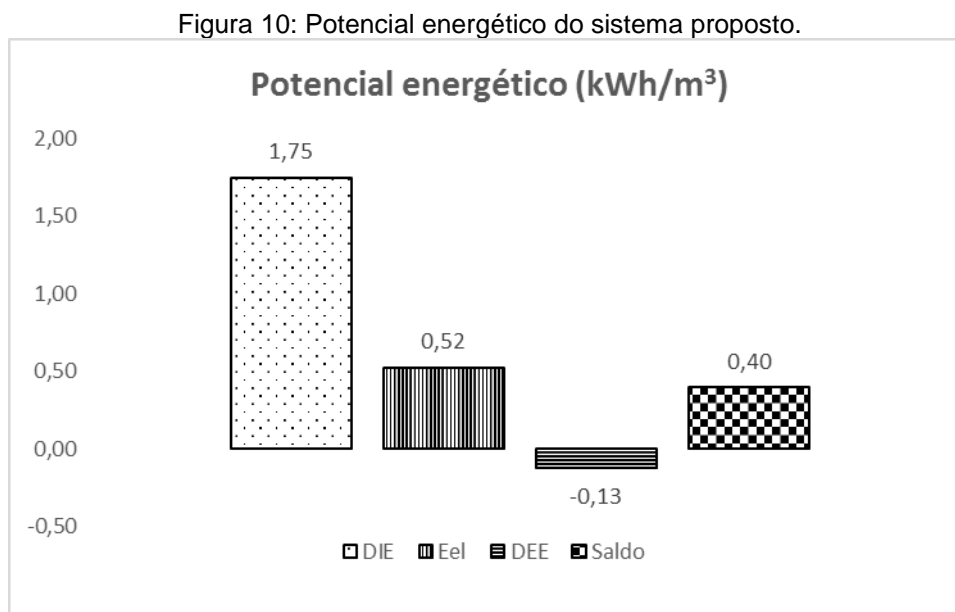
## 5.5. POTENCIAL ENERGÉTICO DO SISTEMA

Para do sistema proposto foi estimada uma disponibilidade energética de 210,78 Kcal/hab.d, ou seja, 10,21 Watts por habitante (W/hab). Admitindo uma vazão de 175L/hab.d de água com 80% de retorno, tem-se uma vazão per capita de esgoto de 140 L/hab.d, o equivalente a 7,14 habitantes em 1  $m^3$  de esgoto por dia. Dessa forma, a DIE encontrada de 10,21 W/hab representa 1,75  $kWh/m^3$ . Supondo que a conversão do biogás em energia elétrica tenha eficiência de 30%, a potência obtida com a conversão será de 3,06  $kWh/hab$ , ou 0,53  $kWh/m^3$ .

Gude (2015) estimou que a energia requerida para o tratamento de águas residuárias varia de 0,5 a 2  $kWh/m^3$  e depende da energia utilizada na remoção das cargas afluentes de matéria orgânica e nutrientes, e do fornecimento desses nutrientes ao sistema por meio dos misturadores. Assim, dado o gasto de 0,57  $kWh/kgDQO$  (ou 2052 $kJ/kgDQO$ ), a carga de 0,216  $KgDQO/hab.d$  e a eficiência de remoção de 70% de DQO no reator UASB, determinou-se uma DEE para o sistema de 0,74 W/hab (0,12  $kWh/m^3$ ). Stillwell et al., (2010) encontrou que a energia requerida para o tratamento de esgoto variou de 0.0925 a 0.139  $kWh/m^3$ . O valor da DEE desse estudo encontra-se dentro das faixas de energia requerida para o tratamento de esgoto relatada por outros autores.



O potencial energético do sistema, de acordo com a vazão de biogás produzida, e despendido na forma de energia elétrica, além do gasto requerido pelo sistema e saldo que poderá ser aproveitado pela própria estação, foi representado pela Figura 10.



O potencial energético do sistema determinado a partir da DIE (10,21W/hab em biogás) em relação a DEE mostra que da energia disponível no sistema 7,24% são utilizados pelo sistema, o que representa um saldo positivo de 0,40 kWh/m<sup>3</sup>.d (92,76% da energia produzida na forma de biogás).

### 5.5,1 Energia de Retorno sobre o Investimento - EROI

A constatação de que a associação entre o tratamento de esgoto sanitário e a produção de microalgas pode ser energeticamente vantajosa foi determinada a partir do cálculo do EROI. Na Tabela 20 estão descritos valores de EROI de diversos combustíveis.

Tabela 20: Valores de EROI publicados para diversas fontes de combustíveis.

Fonte combustível	EROI	Autor
Óleo e gás (doméstico)	11	Guilford (2009)
Óleo e gás (importado)	12	Guilford (2009)
Óleo e gás (produzido)	18	Gagnon (2009)
Gás natural	38	Freise (2011)
Carvão (mina)	35	Hu et al., (2013)
Nuclear	5 a 10	Hall e Day (2009)
Hidrelétrica	>100	Cleveland et al., (2010)
Eólica	18	Kubiszewski et al., (2010)
Etanol	0,8 a 10	Galdenberg (2007)
Biodiesel	1,3	Pimentel e Patzek (2005)
Biogás <sup>(1)</sup>	1,44	Beal et al., (2012)
Biogás <sup>(2)</sup>	0,38	Manger-Krug (2012)
Biogás <sup>(3)</sup>	0,48 a 1,01	Manger-Krug (2012)
Biogás <sup>(4)</sup>	7,8	Este estudo
Biogás <sup>(5)</sup>	13,1	Este estudo

Fonte: Hall et al., (2014).

Nota: Dados adaptados pelo autor

(1) Sistema de tratamento de esgoto convencional (Lodos Ativados) integrado a um sistema de microalgas.

(2) Sistema de tratamento de esgoto convencional (Lodos Ativados)

(3) Sistema de tratamento de esgoto convencional (Lodos Ativados) integrado a um sistema de microalgas.

(4) Sistema de tratamento de esgoto (UASB)

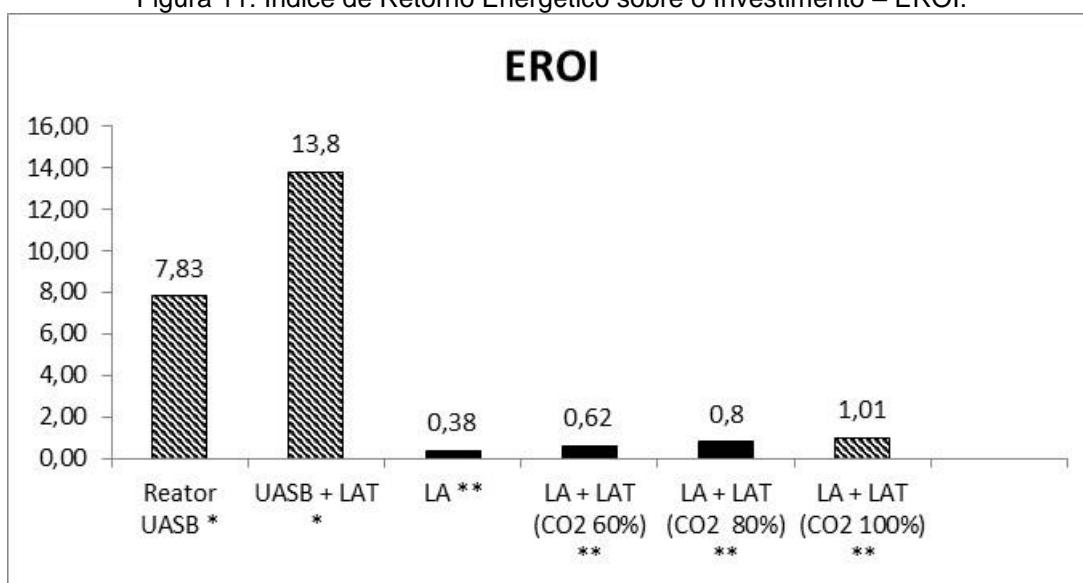
(5) Sistema de tratamento de esgoto (UASB) integrado a um sistema de microalgas.

Os resultados do cálculo do EROI mostraram que o sistema proposto é produtor de energia ( $EROI > 1,0$ ), contrastando, e muito, com o sistema de Menger-Krug et al., (2012) (Figura 11). A análise do EROI da performance do processo alemão mostra que a geração de energia proveniente da co-digestão da biomassa de microalgas e a economia no tratamento de esgoto é duas vezes a energia consumida para o cultivo, separação e processamento (digestão anaeróbia) das microalgas e redução de energia do lodo secundário (entrada de energia no sistema). A digestão anaeróbia somente do lodo secundário (sem a biomassa de microalgas) obteve uma EROI de 0,38, demonstrando que o sistema é consumidor de energia, enquanto a digestão anaeróbia lodo anaeróbio do sistema proposto possui um EROI de 7,83.

Como mencionado anteriormente, o sistema o sistema proposto por Menger-Krug et al. (2012), utiliza como base o tratamento de esgoto convencional de lodos ativados, que requer uma demanda de energia muito grande para a aeração do

sistema aeróbio. Dessa forma, a energia produzida pela digestão anaeróbia do lodo aeróbio não é suficiente para tornar o sistema superavitário em energia, classificando-o assim, como um sistema dissipador de energia em sua maioria. Isso contrasta com o sistema dessa pesquisa, que mesmo no sistema integrado, que possui uma demanda de energia maior para suprir o sistema de aeração da lagoa de alta taxa, possui um EROI de 13,8, determinando o sistema como produtor de energia.

Figura 11: Índice de Retorno Energético sobre o Investimento – EROI.



Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: As colunas tracejadas indicam que o sistema é produtor de energia e a coluna com preenchimento sólido indica que o sistema é dissipador de energia.

\*Sistema Brasileiro: Tratamento de esgoto por meio da digestão anaeróbia (Reator UASB), seguido de lagoa de alta taxa e sistema de separação de microalgas, com adição de CO<sub>2</sub> proveniente da queima do biogás produzido na digestão anaeróbia e co-digestão da biomassa algácea.

\*\* Sistema Alemão (Menger-Krug et al., (2012): Tratamento de esgoto doméstico constituído por tratamento preliminar, sistemas de lodos ativados seguidos de sistema de microalgas (produção e separação) e digestão anaeróbia da biomassa.

## 5.6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A avaliação da qualidade do efluente final do sistema proposto indica que a integração do UASB ao sistema a base de microalgas é uma solução tecnológica eficiente, devido à redução significativa dos teores de DQO e principalmente, N e

P através da assimilação algácea, da volatilização da amônia, por exemplo. Ou seja, quando o sistema anaeróbio (UASB) é integrado com um sistema de produção de microalgas (lagoa de alta taxa), aumenta-se o desempenho global quanto à qualidade do efluente, reduzindo significativamente a concentração de matéria orgânica no esgoto, a produção de lodo estabilizado e, conseqüentemente, os gastos com o gerenciamento do lodo produzido.

A opção de usar reatores anaeróbios atuando como o tratamento secundário de esgoto sanitário permite que a produção de biogás seja aproveitada na própria estação onde é gerada, como fonte energética para aeração do sistema de microalgas. Por exemplo, Van Haandel e Lettinga, (1994) afirmaram que em um sistema anaeróbio-aeróbio, a produção de biogás gerada no reator UASB pôde ser aproveitada na higienização do lodo gerado, ou como suprimento energético para a aeração do sistema aeróbio considerado como sendo lodos ativados.

Em estudo a respeito de pós tratamento de efluente anaeróbio de UASB por lagoas de alta taxa, Mascarenhas et al., (2004) avaliaram o desempenho de duas lagoas de polimento rasas ( $H=0,6$  e  $0,4m$ ), em série, tratando efluentes reator UASB e constataram que esse tipo de associação anaeróbio-aeróbio apresentando um excelente desempenho, principalmente quando operam mais rasas ( $0,4m$ ) e apesar de um baixo TDH total do sistema (cerca de 6 dias), produziram um efluente com  $30\text{ mg/L}$  de DBO o que representa uma eficiência de 69% para UASB e 91% para o sistema anaeróbio seguido de lagoa de alta taxa. Em relação ao desempenho do sistema foram estimadas eficiências de DQO menores em torno de 65% para o UASB e 75% para o sistema, mas ainda assim as lagoas contribuíram para a remoção complementar da matéria orgânica, aumentando a eficiência global do sistema. A eficiência do sistema foi calculada considerando a DQO que foi efetivamente removida e desconsiderando a DQO que foi produzida no sistema (microalgas), visto que a lagoa recebeu, como meio de crescimento das microalgas, os nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, presente no efluente do UASB. Isso proporcionou uma importante melhoria na qualidade do efluente anaeróbio através da remoção de matéria orgânica remanescente dos nutrientes e a geração de uma biomassa valiosa, composta basicamente por proteínas, carboidratos e

lipídeos, que pode ser aproveitada para diversos fins, como a geração de energia e subprodutos rentáveis.

Park et al., (2010), estudaram o tratamento de águas residuárias e a produção algácea em lagoas de alta taxa com adição de  $\text{CO}_2$  e verificaram, que a produção e recuperação de nutrientes das águas residuais, como biomassa de algas pode ser limitada pelo baixo teor de carbono: Por este motivo os autores investigaram a influência da adição de  $\text{CO}_2$  (para aumentar a disponibilidade de carbono durante o dia) sobre o desempenho do tratamento de águas residuais e produção de algas de duas lagoas de alta taxa, em escala piloto, operado com diferentes tempos de retenção hidráulica (4 e 8 dias) durante o verão (novembro a março, 07/08) na Nova Zelândia. A pesquisa mostrou que as lagoas de alta taxa para o no tratamento de águas residuais, com adição de  $\text{CO}_2$ , alcançou uma produtividade de algas média de  $16,7 \text{ g/m}^2.\text{d}$  na lagoa com TDH de 4 dias, e uma produtividade de biomassa de algas de  $24,7 \text{ g/m}^2.\text{d}$  para o TDH de 8 dias. Com relação ao tratamento, ambas as lagoas possuíram eficiências em torno de 95% para redução dos compostos solúveis presentes (DBO5), demonstrando que lagoas de alta taxa oferecer melhoras significativas nas eficiências de tratamento de águas residuárias.

Godes et al., (2010), estudaram a influência da adição de gás de combustão (decorrente da queima do biogás produzido no UASB) sobre o desempenho de lagoas de algas alta taxa de tratamento de efluentes agroindustriais e verificaram que a adição de  $5,5 \text{ L/min}$  de gás enriquecido com  $\text{CO}_2$  (7% de  $\text{CO}_2$ ) em uma lagoa de alta taxa, resultou no aumento de 30% da concentração de biomassa algácea e uma remoção adicional de 66% para DQO no efluente final, o que acarreta no aumento do desempenho da lagoa de alta taxa como tratamento terciário do efluente.

Posadas et al., (2015) estudaram a influência do pH e da fonte de  $\text{CO}_2$  sobre o desempenho do tratamento secundário de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa e constataram que a influência do pH foi insignificante em termos de desempenho no tratamento do efluente. Por outro lado, verificaram que a adição de  $\text{CO}_2$  é necessária para que não ocorra a acidificação do meio e conseqüente uma queda da produtividade algácea. E ainda, quando ocorre a adição de gás de combustão ao invés de  $\text{CO}_2$  puro, o desempenho do sistema foi superior em termos de

remoção de matéria orgânica N e P. E, por fim, que a adição de gás de combustão quando comparada ao processo sem adição contribuiu para o controle do pH. Neste sentido, o sistema proposto quando aproveita o CO<sub>2</sub> proveniente da combustão do biogás produzido no UASB passa a ser uma alternativa eficaz para a suplementação de material carbonáceo na lagoa de alta, controle do pH do meio e consequentemente aumento da produtividade da biomassa de microalgas. Vale a pena ressaltar ainda, que a redução nos custos com a compra de nutrientes, pois tanto a fonte de nutrientes quanto a fonte carbonácea necessária para o crescimento algáceo. Pode ser aproveitado do efluente tratamento anaeróbico do esgoto sanitário. Ou seja, o efluente anaeróbico de esgoto sanitário passa a ser uma fonte de matéria-prima abundante e de baixo custo para a produtividade da biomassa de microalgas na lagoa de alta taxa.

O sistema alemão estudado por Menger-Krug et al., (2012), que também investiga o desempenho de sistemas de tratamento integrados, se difere do sistema proposto neste estudo, principalmente, pois utiliza processo de lodos ativados no lugar de reatores UASB. Utilizam como fonte de CO<sub>2</sub> o gás produzido durante o processo de tratamento secundário e, também, os gases da combustão do biogás proveniente da digestão anaeróbia do lodo aeróbio, além do CO<sub>2</sub> sequestrado do meio. Foram analisados três diferentes cenários para a adição de CO<sub>2</sub> nas lagoas, nos quais utilizam 60%, 80% e 100% do CO<sub>2</sub> disponível, respectivamente. O cenário "light algae" (60% do CO<sub>2</sub> disponível) usa o CO<sub>2</sub> produzido no processo de lodos ativados durante o dia. E obteve uma produtividade algácea de 18 g/m<sup>2</sup>.d e uma eficiência de separação sólido/líquido de 88% e isso requer 1,7 m<sup>2</sup> de área de cultivo. A co-digestão de biomassa colhida aumenta a produção de biogás por 61% em relação a produção de biogás sem a presença do sistema de microalgas.

O cenário "medium algae" usa 80% do CO<sub>2</sub> disponível e requer capacidades de armazenamento de CO<sub>2</sub> que não podem ser fornecidos diretamente ao sistema de algas (pois é gerado durante noite, quando não há luz disponível). Neste sentido, quanto mais CO<sub>2</sub>, mais a biomassa de microalgas foi produzida 57 g/m<sup>2</sup>.d, o que requer uma maior área de cultivo (3,2 m<sup>2</sup>). A Co-digestão da biomassa algácea mais do que duplicou a produção de biogás em relação ao sistema sem microalgas. Já o cenário "full algae" explora todo CO<sub>2</sub> gerado no local e, portanto, requer

grandes áreas para cultivo (5,7 m<sup>2</sup>) e uma produtividade de biomassa de microalgas de 90 57 g/m<sup>2</sup>.d. Neste caso, a co-digestão da biomassa colhida quase triplica a produção de biogás em relação ao sistema sem microalgas.

Porém, quando comparado com o sistema brasileiro proposto pelo Núcleo Água - UFES, que utiliza somente o CO<sub>2</sub> proveniente da queima do biogás produzido no reator UASB juntamente com o CO<sub>2</sub> sequestrado do meio, a remoção de matéria orgânica e nutrientes do sistema alemão apresentou eficiências globais menores do que a do sistema brasileiro (Tabela18), o que pode ser decorrente do excesso de CO<sub>2</sub> na lagoa de alta taxa e com isso o aumento do pH, visto que o CO<sub>2</sub> vai reagir com a água e ficar disponível nas formas de carbonatos e bicarbonatos ocasionando aumento do gasto energético. E queda na produtividade.

Menger-Krug et al., constataram que, à medida que se aumentou a injeção de CO<sub>2</sub> no sistema integrado, a eficiência de remoção de C, N e P diminuiu, demonstrando que a adição de CO<sub>2</sub> nesse tipo de sistema precisa ser devidamente controlada, principalmente quanto a influência do pH no meio ao longo do dia. Pois durante o período de maior incidência de radiação solar o pH em lagoas de alta taxa já tende a aumentar. Dessa forma, se houver um excesso de CO<sub>2</sub> no meio esse o pH pode atingir níveis superiores a 9, ocasionando maior gasto energético para a assimilação das microalgas pois, a fonte carbonácea estará na forma de carbonatos e bicarbonatos e ainda, maior concentração de amônia no meio o que afetar na remoção dos teores de C, N, e P do efluente. A adição de CO<sub>2</sub> em lagoas de alta taxa é utilizado para ajustar a diferença do balanço da relação existente entre o sistema de algas e nas águas residuárias. A relação C: N: P para as águas residuárias (20:8:1) é deficiente quando comparado a relação C: N: P do sistema de microalgas (50:8:1) de acordo com Lundquist et al., (2010).

Assim, no cenário alemão em que se considerou a adição de 100% do CO<sub>2</sub> disponível, 17% de C, 35% de N e 22% do P permaneceram no efluente final do sistema, enquanto que, para o sistema brasileiro, estimou-se que apenas 5% de DQO, 8,24% de N e 7,7% de P permaneceriam no efluente (Tabela 21). Fato que pode ser explicado pela alta quantidade de CO<sub>2</sub> no meio no sistema alemão.

Tabela 21: Comparação da qualidade do efluente final do sistema brasileiro (UASB) com o sistema alemão (lodos ativados).

Percentual de Remoção (%)	Sistema Brasileiro Proposto*		Sistema Alemão Menger-Krug (2012)**			
	UASB	Sistema Integrado*	Lodos ativados	Sistema integrado		
				CO <sub>2</sub> (60%)	CO <sub>2</sub> (80%)	CO <sub>2</sub> (100%)
<b>DQO</b>	70	95,01	95	91	87	83
<b>N</b>	50	91,75	72	67	66	65
<b>P</b>	30	92,22	90	86	81	78

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: \*Sistema Brasileiro: Tratamento de esgoto por meio de reator UASB, seguido de lagoa de alta taxa e sistema de separação da biomassa de microalgas e posterior envio para o UASB, com adição na LAT do CO<sub>2</sub> proveniente da queima do biogás.

\*\* Sistema Alemão: Tratamento de esgoto por tratamento preliminar, sistemas de lodos ativados seguidos de lagoa de alta taxa, separação e coleta da biomassa de algas (produção e separação) e digestão anaeróbia desta biomassa.

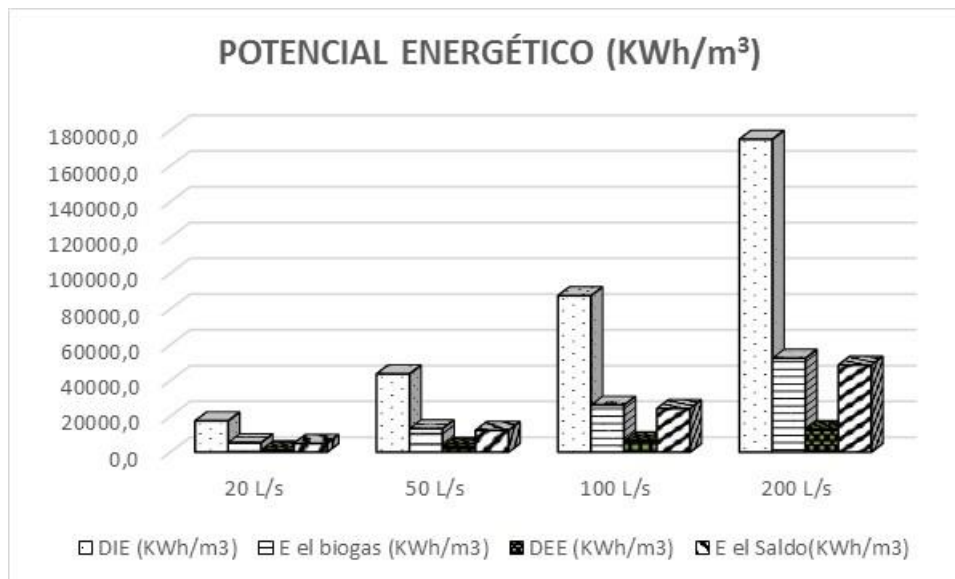
Outro fato importante a ser citado a respeito do sistema de Menger-Krug et al., (2012) é a produção de lodo. O sistema alemão produzirá quantidades de lodo estabilizado imensamente maiores que o sistema proposto. Por exemplo, enquanto o sistema alemão chegou a produzir até 69 g/hab.dia em um dos cenários propostos, a produção de lodo do reator UASB foi estimada em 5,44 gSS/hab.dia na digestão anaeróbia do esgoto e no processo de co-digestão da biomassa de microalgas 7,07 gSS/hab.dia. Isso resulta em uma redução de aproximadamente 10 vezes a produção de lodo quando comparado ao sistema alemão, o que reflete diretamente na redução dos gastos com o gerenciamento de lodo.

Por fim, os resultados mostraram que a integração do UASB com a LAT, munida de adição de CO<sub>2</sub>, mostrou-se mais eficiente quanto à qualidade do efluente final do que o sistema alemão com lodos ativados e LAT. Mesmo com o reator UASB demonstrando eficiências menores que o sistema de tratamento alemão, a eficiência global do sistema brasileiro foi satisfatória com relação a produção de energia na forma de biogás, favorecendo um balanço energético positivo para o sistema estudado e atingiu eficiências globais maiores que as do sistema alemão com relação a redução dos teores de matéria orgânica e nutrientes do efluente final de esgoto sanitário.

Vale a pena ressaltar também, os resultados das simulações realizadas para a obtenção do potencial energético do sistema para diferentes vazões (Figura 12).



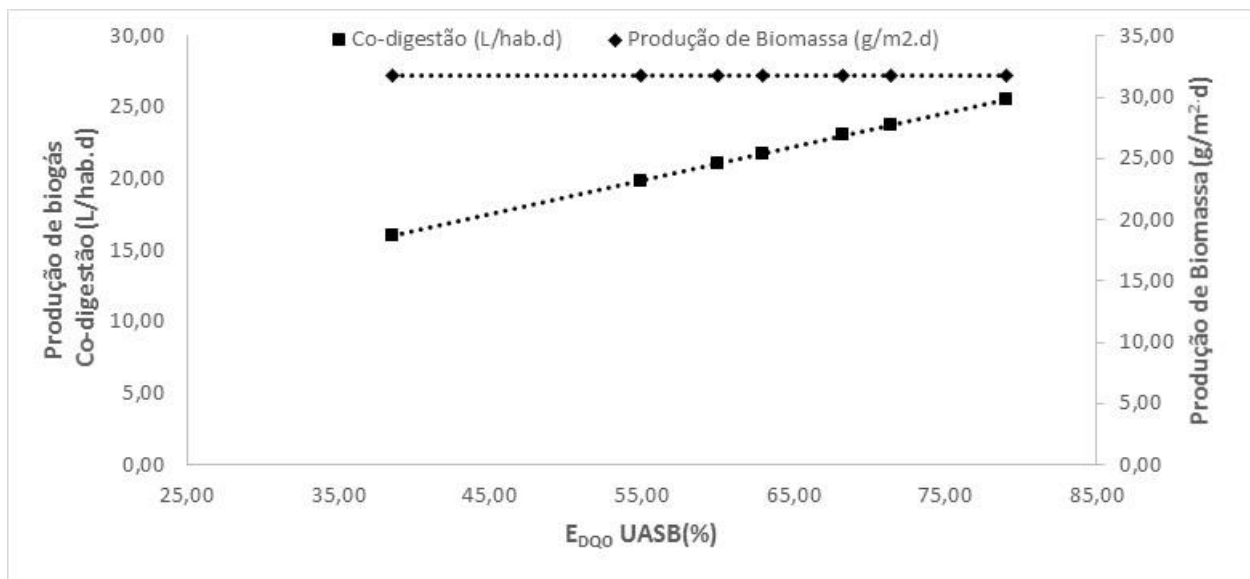
Figura 12: Potencial energético do sistema proposto pelo Núcleo Água UFES.



Os resultados mostraram que a medida que se aumenta a vazão de esgoto a ser tratado no sistema maior será a energia na forma de biogás produzido no reator UASB. Então dessa forma, se a quantidade de energia que entra no aumenta gradativamente com o aumento das vazões requeridas, a energia demandada (energia de saída) também aumenta, o que reflete em uma análise de EROI similar de 13,8 para os sistemas.

Como a disponibilidade energética do sistema é função da quantidade de biogás que é produzido no reator UASB, e este fator é uma das variáveis mais relevantes para a quantificação do potencial energético do sistema, pode-se observar, por meio do teste de sensibilidade, que à medida que a intensidade da radiação solar aumentou, de acordo com as estações do ano, maior foi a produção de biomassa de microalgas produzida e conseqüentemente a disponibilidade energética na forma de biogás decorrente da co-digestão da biomassa coletada. A Figura 13 demonstra com clareza a influência direta da intensidade luminosa na produção de biomassa e o efeito da digestão anaeróbia da biomassa de microalgas coletada na produção de biogás do sistema.

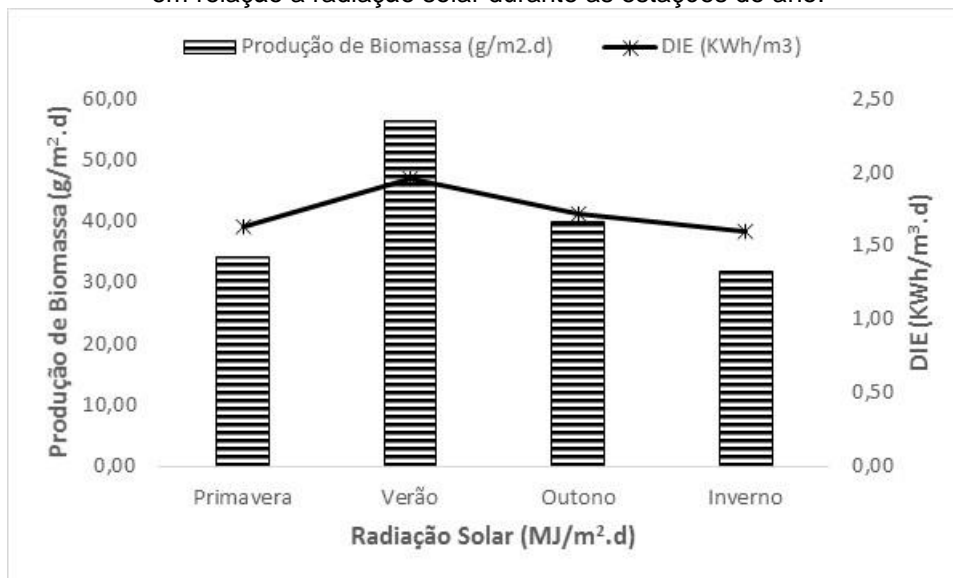
Figura 13: Influência da radiação solar na produção de biomassa e na disponibilidade energética do sistema.



Fonte: Produzido pelo autor.

Dessa forma, o comportamento individual da influência da radiação solar na produção de biomassa e na quantidade de biogás produzida no sistema pode ser observado também pela Figura 14, demonstrando que no verão, estação do ano com maior incidência de radiação solar, ocorre a maior produção de biomassa de microalgas, refletindo diretamente na determinação da disponibilidade energética do sistema por meio da produção de biogás.

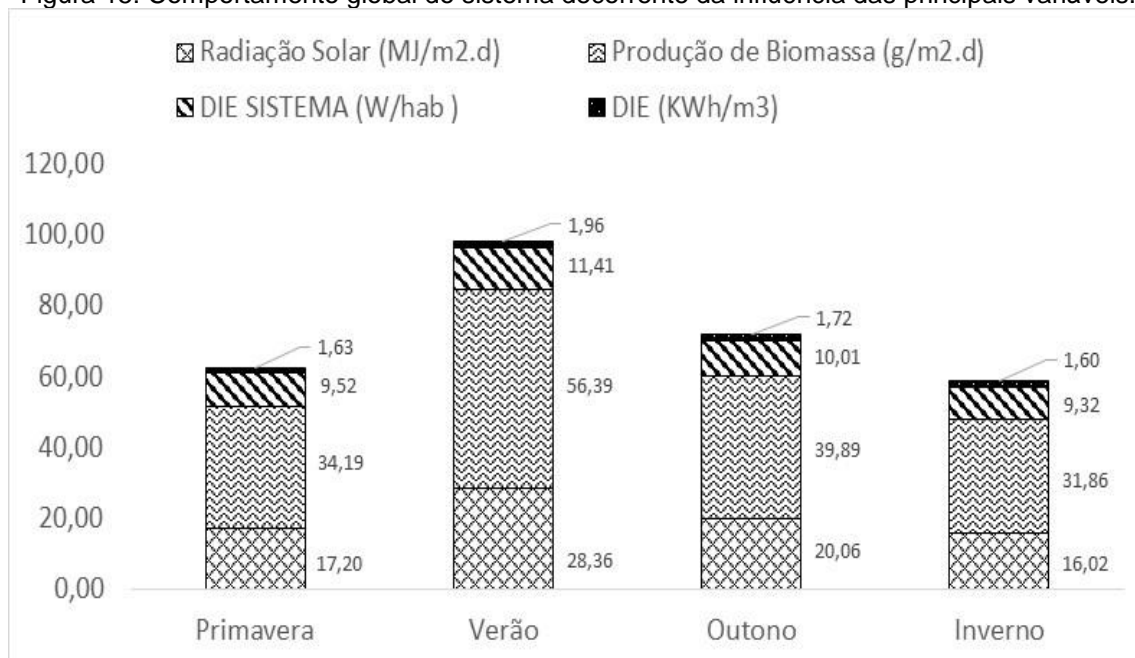
Figura 14: Comportamento da disponibilidade energética do sistema e da produção de biomassa em relação a radiação solar durante as estações do ano.



Fonte: Produzido pelo autor.

O comportamento global do sistema decorrente do teste de sensibilidade no qual foi verificado quais são as variáveis que mais interferem no potencial energético do sistema pode ser observado na Figura 15.

Figura 15: Comportamento global do sistema decorrente da influência das principais variáveis.



Fonte: Produzido pelo autor.

Para o comportamento global, verificou-se que as variáveis que mais interferem no modelo para estimar o potencial energético do sistema são a radiação solar, que influencia diretamente a produção de biomassa de microalgas. A eficiência de degradabilidade anaeróbia das microalgas no processo de co-digestão, que por sua vez, aumenta diretamente a produção de biogás no UASB e conseqüentemente, a disponibilidade energética do sistema.

E por fim uma variável de extrema relevância para o modelo que está diretamente ligada a eficiência do tratamento que é a produção teórica de biogás, que determina o quanto de energia será produzida no sistema. Pois, quanto maior a produção de biogás maior o potencial energético do sistema.

Com base nos resultados obtidos a partir do balanço de massa e de energia para estimar o potencial energético de uma estação de tratamento de esgoto sanitário dotada de um reator anaeróbio do tipo UASB, uma lagoa de alta taxa e um processo de separação e reciclagem da biomassa algácea, é possível afirmar que a utilização do sistema de lagoa de alta taxa precedido de reator UASB é vantajosa, se comparada ao sistema de lodos ativados convencional proposto por Manger-Kurg (2012).

Pode-se inferir ainda que a utilização da digestão anaeróbia como base no tratamento do esgoto sanitário no sistema integrado, apresenta vantagens significativas por serem sistemas produtores de energia. Há de se ressaltar também que as lagoas de alta taxa precedidas por reator UASB apresentam complexidade operacional inferior à do sistema de lodos ativados, e que seus agentes de tratamento são organismos fotossintetizantes e, portanto, atuam no sequestro de CO<sub>2</sub>, contribuindo para a redução da concentração deste gás na atmosfera.

A Tabela 22 resume os principais resultados obtidos acerca do sistema estudado e do sistema proposto por Menger-Krug (2012).

Tabela 22: Resumos dos principais resultados obtidos e comparação com o sistema proposto por Manrger-Krug (2012)

Parâmetro	Sistema Brasileiro Proposto*		Sistema Alemão Menger-Krug (2012)**			
	Tratamento de esgoto convencional	Sistema Integrado	Tratamento de esgoto convencional	Sistema integrado		
				CO <sub>2</sub> (60%)	CO <sub>2</sub> (80%)	CO <sub>2</sub> (100%)
Remoção de DQO (%)	70	95	73	60	46	29
Remoção de Nitrogênio (%)	25	85	110	81	62	39
Remoção de Fósforo (%)	10	83	100	80	61	39
Produção de Lodo estabilizado (g/hab.d)	5,44	7,07	60	64	66	69
Produção de Biogás (L/hab.d)	14,56	25,69	23	36	49	64
Produção de Biomassa (g/m <sup>3</sup> .d)		58,23		30	57	90
EROI	7,81	13,8	0,38	0,62	0,8	1,01

Fonte: Produzido pelo autor.

Nota: \*Sistema Brasileiro: Tratamento de esgoto por meio da digestão anaeróbia (Reator UASB), seguido de lagoa de alta taxa e sistema de separação da biomassa de microalgas, com adição de CO<sub>2</sub> proveniente da queima do biogás produzido na digestão anaeróbia e co-digestão da biomassa algácea.

\*\* Sistema Alemão: Tratamento de esgoto doméstico constituído por tratamento preliminar, sistemas de lodos ativados seguidos de sistema de microalgas (produção e separação) e digestão anaeróbia da biomassa.

## 6 CONCLUSÃO

A utilização de uma estação de tratamento de esgoto sanitário composta por uma lagoa de alta taxa e um sistema de separação da biomassa de microalgas, precedida de reator UASB apresentou vantagens significativas no que se refere ao tratamento em si e, principalmente na produção de energia,

Essa configuração de ETE amplia a importância do reator UASB, que atua expressivamente na redução dos teores de matéria orgânica particulada, enquanto o sistema de microalgas age na redução de nutrientes e produção de biomassa de microalgas. Beneficiada pela abundância de nutrientes, as águas residuárias podem ser utilizadas como uma fonte nutritiva, eficiente e de baixo custo para o cultivo de microalgas, que por sua vez atuam como tratamento terciário desse efluente por meio da assimilação desses nutrientes e oxidação da matéria orgânica remanescente, melhorando a qualidade final do efluente, mitigando as emissões de gases de efeito estufa por meio do sequestro de CO<sub>2</sub>, e controlando o pH do meio através da adição de CO<sub>2</sub>

A produção de biomassa de microalgas é bastante vantajosa pois, pode ser utilizada nos mais diferentes processos da engenharia química, ambiental e agrônômica como fonte de matéria-prima para a produção de bioprodutos e biocombustíveis como o biohidrogênio, biogás, metano, bio-óleo, plásticos, fertilizantes, ração animal, fertilizantes, produtos fármacos dentre outros.

Dessa forma, a partir dos resultados obtidos é possível afirmar que a utilização do sistema proposto é vantajosa, principalmente, quando comparada ao sistema de lodos ativados convencional visto que tanto a qualidade do efluente quanto os gastos com energia no sistema são menores.

Contudo, um sistema de tratamento composto por reator UASB e lagoas de alta taxa garante benefícios energéticos, econômicos e ambientais. Além do nível terciário de tratamento, há a possibilidade de geração de energia sob a forma de biogás que representa uma promissora fonte renováveis de energia, especialmente para países com condições climáticas favoráveis, como o Brasil.

A demanda energética do sistema pode ser atendida pela disponibilidade energética obtida no aproveitamento do biogás gerado no reator UASB, com ou sem o incremento na produção ocasionado pela digestão anaeróbia da biomassa de microalgas. Neste sentido, o potencial energético do sistema baseia-se na quantidade de biogás que é produzido durante o processo de digestão anaeróbia e o quanto dessa energia faz-se necessário ao consumo energético do sistema.

E por fim, há de se ressaltar então, que o biogás gerado proporciona um saldo energético capaz de suprir a demanda requerida pelo sistema podendo ser considerado um sistema superavitário em energia pois o sistema proposto é produtor de energia pois um  $EROI > 1,0$ , contrastando, e muito, com sistemas a base de lodos ativados.

## 7 RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

Com vistas aos tópicos abordados pelo presente ESTUDO, recomenda-se que futuras investigações tenham por objetivo:

- Buscar modelar a eficiência de tratamento de reatores UASB e a produção de biogás nestes, em função de múltiplos parâmetros, como por exemplo, a influência do tipo de pré-tratamento (hidrólise) realizada na biomassa de microalgas antes do processo de co-digestão.
- Pesquisar as perdas de metano na digestão anaeróbia e procurar solucioná-las, com vistas ao aproveitamento energético do mesmo e avaliar os níveis de purificação do metano, abordando seus custos, exeqüibilidade, e poder calorífico resultante;
- Modelar a produção de biomassa de microalgas em lagoas de alta taxa como função de múltiplos parâmetros, inclusive a concentração de CO<sub>2</sub>, a recirculação de nutrientes;
- Estudar a predominância de espécies de microalgas em lagoas de alta taxa, avaliando o teor de lipídeos, proteínas e carboidratos para diferentes condições ambientais e o sequestro de CO<sub>2</sub> que desempenham, além da influência no potencial energético do sistema;
- Testar o modelo em condições reais de operação;
- Estimar o número de ciclos para o sistema (lodo, efluente e biomassa algácea).
- Estimar o desempenho do sistema de acordo com as condições operacionais tanto para o reator UASB como para a lagoa de alta taxa.
- Modelar a eficiência do sistema quanto a influência do tipo de processo de separação sólido-líquido da biomassa de microalgas.
- Determinar de forma aprofundada a viabilidade econômica do sistema dividida em cenários quanto a a adição de CO<sub>2</sub>, vazões, compensação/venda da energia produzida e etc.



## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS



.

.2011. v61 p.663-670.  
155-198.

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

ALCÁNTARA C., GARCÍA-ENCINA C., MUÑOZ P. A. .Evaluation of mass and energy balances in the integrated microalgae growth-anaerobic digestion process. **Chemical Engineering Journal**. 2013 v.221. p. 238–246.

ANDRADA, J. G. B. **Utilização de Filtros Grosseiros para Remoção de Algas Presentes em Efluentes de Lagoas de Polimento**. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Departamento de Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2005.

ANDREOLI, C. B., FERREIRA, A. C., CHERUBIN, C., FRANÇA, M. Desinfecção e secagem térmica de lodo de esgoto anaeróbico pelo uso de biogás. **Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**.Joinville, set., 2002.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, American Public Health Association, Washington, DC. , 2001.

ARBIB Z., RUIZA J., DÍAZ P. A., PÉREZA C. G., BARRAGANA J., JOSÉ A. P. Effect of pH control by means of flue gas addition on three different photo-bioreactors treating urban wastewater in long-term operation. **Ecological engineering**. 2013. v.57 p.() 226–235.

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

BAHADAR, A. KHAN M. B. **Progress in energy from microalgae: A review**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2013. v. 27. p. 128–148.

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

BOF, V. S.; SANT’A; WANKE, R.; SILVA G. M, SALIM, F. P. C.; NARDOTTO, J. I. O.; NETO E. S.; PEGORETTI J. M. **ETEs compactas associando reatores anaeróbios e aeróbios ampliam a cobertura do saneamento no estado do Espírito Santo**. Anais do 210Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) - Arquivo de referência: II-170, João Pessoa, Pb, 2001.

BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae – A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 2010. v.14, p.557-577.

CAI T., PARK S., LI Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable & sustainable energy reviews**. 2013. v.19. p. 360–369.

CALIJURI M. L., BASTOS R. K. X., MAGALHAES T. C., DIAS E.H. O., Tratamento de esgoto sanitário em sistemas reatores UASB/wetlands construídos em fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica e, sólidos, nutrients e coliforms. **Engenharia sanitaria e ambiental**. 2005. V14. P. 421-430.

CAMPELLO R. P. **Desempenho de reatores anaeróbios de manto de lodo (UASB) operando sob condições de temperaturas típicas de regiões de clima temperado**. Dissertação de mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH. Universidade Federal do Rio Grande do Sul Mestrado em recursos hídricos e saneamento ambiental. Porto Alegre. 2009.

CAPORGNO M.P. COIOLA N., IBANEZ C., FABREGAT A., BENGGOA C. Biogas production from sewage sludge and microalgae co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable energy**. 2015. v. 75. p. 374–380.

CAPORGNO M.P. TALEB A., OLKIEWICZ M., FONT J., PRUVOST J., LEGRAND J., BENGUA C. Microalgae cultivation in urban wastewater: Nutrient removal and biomass production for biodiesel and methane. **Algal Research** . 2015. v. 10. p. 232–239.

CARDOSO A. S., VIEIRA G. E. G., MARQUES A. K. O uso de microalgas para a obtenção de biocombustíveis. **Brazilian Journal of Biosciences**. 2011v. 9, n. 4, p. 542-549.

CAVALCANTI, P.F.F.; HAANDEL, A. van; KATO,M.T.; SPERLING, M. von; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. (2001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento**. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coord.), Projeto PROSAB, Belo Horizonte [s.n.]. cap. 3, p. 105-170.

CHEN, C.Y.; ZHAO, X.Q.; YEN, H.W.; HO, S.H.; CHENG, C.L.; LEE, D.J.; BAI, F.W.; CHANG, J.S. Microalgae-based carbohydrates for biodiesel production. **Biochemical Engineering Journal**. 2013. v.78, p.1-10.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 5, 1997. 380 p. 2005

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5), 380 p. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. F. Capítulo 7: Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J. R. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e**

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. 246p. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; 5 ed.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae beats bioethanol. **Biotechnology**, 2008, v. 26, p. 126–131.

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

COELHO, S. T., VELÁZQUEZ, S. M. S. G., PECORA, V., ABREU, F. C. **Geração de Energia Elétrica A Partir Do Biogás Proveniente Do Tratamento De Esgoto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA (CBE), 11., 2006, Rio de Janeiro: **Anais do XI Congresso Brasileiro de Energia**, 2006. p. 547-562.

COLLET, P.; HÉLIAS, A.; LARDON, L.; RAS, M.; GOY, R.A.; STEYER, J.P. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. **Bioresource Technology**. 2011. v.102, p.207-214.

CRUZ, L.S. **Variação temporal das comunidades fitoplanctônicas em uma lagoa de polimento de efluente de um reator anaeróbio compartimentado tratando esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade. Federal do Espírito Santo. Vitória. 2005

**disposição controlada no solo**. 1. ed. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 1999. p.

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

f

FERREIRA S. P., SOARES L. S., COSTA J. A. V. Revisão: microalgas: uma fonte alternativa na obtenção de ácidos gordos essenciais. **Revista de Ciências Agrárias**. 2013. v.36: p.275-287.

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.

FORESTI, E. Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: **III Taller y seminario latinoamericano "tratamiento anaerobio de aguas residuales"**, Montevideo, Uruguay, p. 97-110, 1994.

FRANÇA JUNIOR, A. T. **Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto**. 2008. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

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

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

GONÇALVES A.L., SIMÕES M., PIRES J.C.M. The effect of light supply on microalgal growth, CO<sub>2</sub> uptake and nutrient removal from wastewater. **Energy Conversion and Management** . 2014. v.85. p. 530–536.

GONÇALVES, E. A. P. **Caracterização da Comunidade Fitoplanctônica e Fatores Ambientais Correlacionados em Lagoa de Estabilização**. Dissertação



(Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Pernambuco. 2008.

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.

GUDE, V. G. Energy and water autarky of wastewater treatment and power generation systems. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 2015. V.. 45. p. 52–68.

HALL C. A. S., LAMBERT J. G., BALOGH S. B. EROI of diferente fuels and the implications for society . **Energy Policy**. 2014. v.64 p.41–152.

HENZE, M. HARREMOES S. Composition of wastewater sludges, in Danish. **Stads- og Havneingeniøren**. 1983: v.74. p.318-320.

HEUN, M., WIT, M., 2012, “Energy Return on (Energy) Invested (EROI), Oil Prices, and Energy Transition”, **Energy policy**, 2012. v.40, p. 147-158.

HOLM-NIELSEN, J.B., AL SEADI, T., OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**. 2009. v.100, p.5478–5484.

HU Y., HALL C., WANG J., FENG, L., POISSON, A, 2013, “Energy Return On Investment (EROI) of China’s Conventional Fossil Fuels: Historical and Future Trends”, **Energy policy**, p. 1-13.

JENSEN V. K. **Biomassa algal gerada em uma lagoa de estabilização facultativa: separação em malha geotêxtil e produção de biogás**. Dissertação de mestrado. Programa de engenharia ambiental. Universidade federal do Rio de Janeiro.2014.

JORDÃO E. P., PESSOA C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. Rio de Janeiro. ABES, 2011. 6 Edição. p.969.

KHAN, A. A., MEHROTRA, I., KAZMI, A. A. Sludge profiling at varied organic loadings and performance evolution of UASB reactor treating sewage. **Biosystems Engineering**. 2015.v..131 p. 32– 40.

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

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

LEI X., CHEN Y., SHAO Z., CHEN Z., LI Y., ZHU H., ZHANG J., ZHENG W., ZHENG T. Effective harvesting of the microalgae *Chlorella vulgaris* via locculation-flotation with bioflocculant. **Bioresource Technology**. 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.095>.

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

LI, Y.; YI-FENG, C.; CHEN, P.; MIN, M.; ZHOU, W.; MARTINEZ, B. Characterization of microalga *Chlorella* sp. Well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. **Bioresource Technology**. 2011. v.102, p.5138-5144.

LOBATO, L. C. S. CHERNICHARO, C. A. L. ; SOUZA, C. L. . Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, 2012. v. 66, p. 2745-2753,

LUNDQUIST T.J., WOERTZ I.C., QUINN N.W.T., BENEMANN A Realistic Technology and Engineering Assessment of Algae Biofuel Production. **Energy Biosciences Institute**. University of California. Berkeley, California. 2010.

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

MEDEIROS D. L., SALES E. A., KIPERSTOK A. Energy production from microalgae biomass: carbon footprint and energy balance. **Journal of Cleaner Production**. 2015 v.96 p.493-500.

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

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

MONTEGGIA, L. O.; ZANCAN FILHO, L. C. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratamento de reatores anaeróbios. 8p. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Coletânea de Artigos Técnicos**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, v. 2, 2001.

MORAIS, T. N. **Avaliação da transferência de metano no sentido gás-líquido e simulação da capacidade de suprimento da desnitrificação biológica de esgoto sanitário com doadores endógenos de elétrons (metano e sulfeto de**

**hidrogênio**). Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2015.

NARASIMHAN, A. M. **Microalgal Bioremediation Of Nutrients In Wastewater And Carbon Dioxide In Flue Gas**. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Missouri University Of Science And Technology, Missouri, 2010.

NKEMKA V. N., MURTO M. Evaluation of biogas production from seaweed in batch tests and in UASB reactors combined with the removal of heavy metals. **Journal of Environmental Management**. 2010. V.91. p.1573e1579.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J.E. Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odour control and energy/resource recovery. **Reviews in Environmental Sciences and Bio/Technology**, 2006.v.5, p. 93-114.

OLIVEIRA, L.F.; GONÇALVES, R.F. Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, ABES. 1999. **Anais eletrônicos**.

PARK, J.B.K.; CRAGGS, R.J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. 2011. **Bioresource Technology**. 2010. v.105. n.3, p.35-42.

PARK, J.B.K.; CRAGGS, R.J.; Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science & Technology**.

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

PAWLOWSKI A., MENDOZA J.L., GUZMÁN J.L., BERENGUEL M., ACIÉN F.G., DORMIDO S. Effective utilization of flue gases in raceway reactor with event-based pH control for microalgae culture. **Bioresource Technology**. 2014. v.170. p.1–9.

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

PECORA, V. **Implantação de uma Unidade Demonstrativa de Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás de Tratamento do Esgoto Residencial da USP – Estudo de Caso**. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PIEROTTI S. M. **Avaliação da partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. Dissertação de mestrado. Mestrado em hidráulica e saneamento. Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos. São Paulo. 2207.

PIRES J.C.M., ALVIM-FERRAZ M.C.M., MARTINS F.G., SIMÕES M. Carbon dioxide capture from flue gases using microalgae: Engineering aspects and biorefinery concept. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 2012. v.16 p.3043– 3053.

POSADAS E., MORALES M. D. M., GOMEZ C., ACIÉN G. F., MUÑOZ R. Influence of pH and CO<sub>2</sub> source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**. 2015. v.265. p. 239–248.

PUTT R., SINGH M., CHINNASAMY S., DAS K.C. An efficient system for carbonation of high-rate algae pond water to enhance CO<sub>2</sub> mass transfer. **Bioresource Technology**.2011. v.102 p.3240–3245.

RASHIDA N., REHMANA M. S. U., HANA J. I. Recycling and reuse of spent microalgal biomass for sustainable biofuels. **Biochemical Engineering Journal**.2013. v.75. p.101-107.

RAZZAK, S. A.; HOSSAIN, M. M.; LUCKY, R. A.; BASSI, A. S.; LASA, H. Integrated CO<sub>2</sub> capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing – A review. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**. 2013. v.27, p.622-653.

**rella sp com potencial para produção de biocombustível**. Dissertação de mestrado. Departamento de engenharia sanitária e ambiental. Universidade estadual da Paraíba, campina Grande. Pernambuco, 2013.

ROSA A. P. C., CARVALHO L. F., GOLDBECK L., COSTA J. A. V. Carbon dioxide fixation by microalgae cultivated in open bioreactors. **Energy Conversion and Management**. 2011. v.52 p.3071–3073.

SÁ L.M. **Modelagem matemática da formação e emissão de gás sulfídrico no tratamento de esgoto doméstico**. Tese de doutorado. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, Espírito santo. 2011.

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.

SCHENK, P.M. SKYE R. THOMAS-HALL; EVAN S.; UTE C. CLEMENS P.; OLAF K.; HANKAMER B. Second generation biofuels: high-efficiency microalgae for biodiesel production. **Bioenergy Research**. 2008. v.1, p.20–43.

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

SILVA, M. **Aplicação de lodo de estações de tratamento de água como coagulante no polimento final para remoção de fósforo em unidades de tratamento de esgoto.** Dissertação (Mestrado) - Programa Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Univ. de Brasília. Brasília.2009.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores.** Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p. 2010.

SOUZA, W. G. **Associação em série de um reator anaeróbio compartimentado, uma lagoa de polimento e um sistema de pós-tratamento físico-químico para tratamento terciário de esgoto sanitário.** 2005. 217 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

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

TARTAKOVSKY B., LEBRUN F. M., GUIOT S. R. High-rate biomethane production from microalgal biomass in a UASB reactor. **Algal Research.** 2015 v.7 p.86–91.

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

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos.** Campina Grande: Epgraf, 1994. 240p.

VERONEZ, F. A. **Desempenho de um reator UASB tratando esgoto sanitário e realizando concomitantemente o adensamento e a digestão do lodo de**

**descarte de biofiltros aerados submersos.** 2001. 118 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

VERONEZ, F. A.; GONÇALVES, R. F. **Produção de biogás em um reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos.** In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, Vitória, 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/sicuat.pdf>>. Acesso em 15 jan. 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG. 2005. v.1, 452p.

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

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

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

ZHANG, L. A., TIM, L. G. HENDRICKX, A., KAMPMAN, C., HARDY T., GRIETJE Z. Co-digestion to support low temperature anaerobic pretreatment of municipal sewage in a UASB–digester. **Bioresource Technology** 2013. v.148. p. 560–56.