UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

MATHEUS MAGNAGO FERREIRA
MONIELLY RORIZ SEIBERT

BALANÇOS DE MASSA E ENERGIA PARA UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR UASB, LAGOA DE ALTA TAXA E SISTEMA DE SEPARAÇÃO DE ALGAS

VITÓRIA

2016

MATHEUS MAGNAGO FERREIRA
MONIELLY RORIZ SEIBERT

BALANÇOS DE MASSA E ENERGIA PARA UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR UASB, LAGOA DE ALTA TAXA E SISTEMA DE SEPARAÇÃO DE ALGAS

Projeto de Graduação apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA

2016

MATHEUS MAGNAGO FERREIRA

MONIELLY RORIZ SEIBERT

BALANÇOS DE MASSA E ENERGIA PARA UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTA POR UASB, LAGOA DE ALTA TAXA E SISTEMA DE SEPARAÇÃO DE ALGAS

Projeto de Graduação apresentado ao Programa de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovado em _____ de julho de 2016.

COMISSÃO EXAMINADORA

_____
Professor Doutor Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – DEA/UFES

_____
Professor Doutor Sérvio Túlio Cassini
Examinador Interno – DEA/UFES

_____
M.Sc. Giovana Fanti Ferrari
Examinadora Externa – VALE S/A

RESUMO

Os sistemas de tratamento de esgoto implantados no Brasil nem sempre contemplam a tecnologia de tratamento melhor adaptada à população a ser atendida, às necessidades locais, ao clima da região, e à melhor solução do ponto de vista econômico. Existe grande propensão ao uso, no pós-tratamento de sistemas biológicos aeróbios em combinação aos reatores UASB, como, por exemplo, o uso de lagoas de alta taxa, que tem por objetivo a produção de algas em ambiente totalmente aeróbio. O presente estudo busca estudar um sistema de tratamento de esgoto composto por um reator UASB e lagoa de alta taxa (LAT), realizando os balanços de massa e energia. Além disso, foi feita a avaliação da eficiência energética do sistema por meio da do índice EROI, para três cenários C1 (sem recirculação de biomassa algácea produzida para UASB), C2 (com recirculação de biomassa algácea produzida para UASB) e C3 (com recirculação de biomassa algácea produzida para UASB, além de injeção de CO_2 na LAT). A metodologia foi aplicada considerando o atendimento de 20, 50 e 100 mil habitantes. Os valores de eficiência para remoção de DQO e DBO para os UASBs projetados foram 67% e 75%, respectivamente. Para a associação de UASB e LAT, as eficiências de remoção totais de DQO, DBO, nitrogênio e fósforo alcançadas foram 62%, 66%, 15% e 8%, respectivamente. As eficiências de nitrogênio e fósforo foram insatisfatórias para atendimento de legislação. Os valores de Disponibilidade Energética (DIE) obtidos para C1, C2 e C3 foram, respectivamente, 2,54, 3,11 e 3,28 Wh_{el}/habitante. A Demanda Energética (DEE) considerada neste estudo foi de 0,75 Wh_{el}/habitante para a energia consumida na movimentação das pás constituintes da LAT. Os índices EROI obtidos para os cenários considerados foram de 3,4, 4,2 e 4,4 para C1, C2 e C3, respectivamente, comprovando a viabilidade energética do sistema proposto. Portanto, os valores de balanço de massa não foram satisfatórios, no que diz respeito à remoção de nitrogênio e fósforo, porém a avaliação energética do sistema foi positiva, mostrando a viabilidade do aproveitamento do biogás efluente do sistema na geração de energia elétrica.

Palavras-chave: Estação de Tratamento de Esgoto; Reator UASB; Lagoa de Alta Taxa; Balanço de massa; Balanço de energia.

ABSTRACT

The systems of sewage treatment implemented in Brazil do not always include the best technology treatment adapted to the population to be served, to local need, the climate of the region and the best solution from an economic point of view. There is a high propensity to the use (as secondary treatment) of aerobic biological systems, such as High Algae Rate Ponds (HRAP), combined with UASB reactors. This research aims to study a sewage treatment system consisting of a UASB reactor and a HRAP performing mass and energy balances. Moreover, the evaluation of the energy efficiency of the system throughout the EROI index was performed for the scenarios C1 (no recycling of algae biomass produced in UASB), C2 (with recycling algae biomass produced in UASB) and C3 (with recycling algae biomass produced in the UASB and CO_2 injection in the LAT). The methodology was applied considering the attendance of 20, 50 and 100 thousand inhabitants. The efficiency values for COD and BOD removal designed for UASB reactors were 67% and 75%, respectively. About the combination of UASB and HRAP, the total removal efficiencies achieved for COD, BOD, nitrogen and phosphorus were 62%, 66%, 15% and 8%, respectively. Nitrogen and phosphorus efficiencies have proven unsatisfactory results to meet the legislation. Values of Energy Availability (EA) obtained for C1, C2 and C3 were respectively 2.54, 3.11 and 3.28 Wh_{el}/inhabitant. The Energy Demand (ED) considered in this study was 0.75 Wh_{el}/inhabitant for the energy consumed in the movement of the paddle wheel constituent of HRAP. The EROI index obtained for the scenarios considered were 3.4, 4.2 and 4.4 for C1, C2 and C3, respectively, proving the feasibility of the proposed energy system. Therefore, mass balance values were not satisfactory as regards the removal of nitrogen and phosphorus, but the energy assessment system was positive, showing the viability of the use of biogas effluent system to generate electric energy.

Keywords: WWTP; UASB reactor; High Rate Algae Pond; Mass Balance; Energy Balance.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sistemas convencionais de tratamento de efluentes 27
Figura 2 - Esquema representativo do funcionamento de um Reator UASB 32
Figura 3 - Corte lateral de uma lagoa de alta taxa com adição de CO_2 44
Figura 4 - Eficiências de remoção de DQO esperadas para UASB, em função do TDH 53
Figura 5 - Relação velocidade ascendente e TDH, para diferentes alturas de reator. 53
Figura 6 - Eficiências de remoção de DBO esperadas para UASB, em função TDH 55
Figura 7 - Sistema integrado de UASB e LAT, sem coleta de biomassa e sem injeção de CO_2. 64
Figura 8 - Sistema integrado de UASB e LAT, com coleta de biomassa e sem injeção de CO_2. 64
Figura 9 – Sistema integrado de UASB e LAT, com coleta de biomassa e com injeção de CO_2. 65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Contribuição diária de despejos por tipo de prédio e de ocupantes 20
Tabela 2 - Vazão típica de esgoto de origem residencial urbana nos Estados Unidos 20
Tabela 3 - Consumo de água em países e regiões em desenvolvimento 21
Tabela 4 - Cargas Unitárias para DBO (g/hab.dia) 22
Tabela 5 - Contribuição diária de carga orgânica por tipo de prédio e de ocupantes 22
Tabela 6 - Parâmetros recomendados pela NBR nº 12.209 22
Tabela 7 - Contribuição per capita (g/dia) e Concentração de sólidos (mg/L) nos esgotos sanitários 23
Tabela 8 - Contribuição per capita (g/dia) e concentração (mg/L) de nutrientes 23
Tabela 9 - Composição Típica dos Principais Parâmetros dos Esgotos 24
Tabela 10 - Características dos principais níveis de tratamento dos esgotos 26
Tabela 11 - Sistemas de tratamento utilizados para a remoção de poluentes 28
Tabela 12 - Concentrações médias típicas de efluentes de Lodos Ativados 30
Tabela 13 - Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de Lodos Ativados 30
Tabela 14 - Características típicas de sistemas com Lodos Ativados 31
Tabela 15 - Custos de Implantação, Operação e Manutenção de Lodos Ativados 31
Tabela 16 - Custos de Implantação, Operação e Manutenção de reator UASB 35
Tabela 17 - Concentrações médias típicas de efluentes de reator UASB 36
Tabela 18 - Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de reator UASB 36
Tabela 19 - Características típicas de sistemas com reator UASB 36
Tabela 20 - Vantagens e desvantagens de lodos ativados como pós-tratamento 39
Tabela 21 - Valores de EROI mensurados para várias fontes de combustíveis 49
Tabela 22 – Concentrações típicas em esgotos domésticos 52
Tabela 23 – Concentrações de metano no biogás de digestão anaeróbica 58
Tabela 24 – Índice médio de radiação solar discriminado por estação do ano (2015). 59
Tabela 25 - Valores de profundidade (h) e tempo de detenção (TDH) para lagoas de alta taxa 61
Tabela 26 - Parâmetros de lagoa de alta taxa para máxima remoção de DQO, N e P 62
Tabela 27 - Eficiências de coleta da biomassa algácea (% por base de massa) 63
Tabela 28 - Produção de CH_4 originada da digestão anaeróbia de biomassa. 66
Tabela 29 - Rendimento de CH_4 na digestão anaeróbia de microalgas 66
Tabela 30 - Valores de TDH e CHV de acordo com as populações atendidas. 70
Tabela 31 – Volumes dos reatores de acordo com as populações atendidas. 70
Tabela 32 – Eficiências do reator UASB em termos de remoção de DQO e DBO. 71
Tabela 33 - Concentrações efluentes no reator UASB, em termos de DBO e DQO. 71
Tabela 34 – Estimativa de produção de lodo para as populações atendidas. 72
Tabela 35 – Cargas de metano para as populações atendidas. 73
Tabela 36 – Produções volumétricas de metano para as populações atendidas. 73
Tabela 37 - Perdas de metano no reator para as populações atendidas. 73
Tabela 38 – Produção de CO_2 para as populações atendidas. 74
Tabela 39 – Produção de biogás debitadas as perdas de metano no reator. 74

Tabela 40 – Área demandada para LAT de acordo com as populações 75
Tabela 41 - Concentrações de DQO, DBO, N e P efluentes às LAT..... 75
Tabela 42 - Remoções finais do sistema UASB - LAT 76
Tabela 43 - Produção de Biogás por cenários..... 78
Tabela 44 - Produção de Biogás nos cenários C2 e C3..... 79
Tabela 45 - Energia gerada pelo biogás..... 80
Tabela 46 - Energia gerada pelo biogás, nos cenários C2 e C3. 80
Tabela 47 - EROI obtidos para primeiro procedimento de cálculo. 82
Tabela 48 - EROI obtidos para segundo procedimento de cálculo. 84

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CH_4	Metano
CO_2	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DAFA	Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEE	Demanda Energética
DIE	Disponibilidade Energética
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EROI	*Energy Return On Investment*
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HCO_3^-	Bicarbonato
HRAP	*High Rate Algae Ponds*
Incaper	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
kcal	Quilo-caloria
kg	Quilograma
LA	Lodos Ativados
LAT	Lagoas de Alta Taxa
m	metro
m^2	Metro quadrado
m^3	Metro cúbico
MJ	Mega Joule
NBR	Norma Brasileira

OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Anaeróbio
RALF	Digestor Ascendente de Leito Fluidificado
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UASB	*Upflow Anaerobic Sludge Blanked*
Wh_{el}	Watt-hora de energia elétrica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 10

2. OBJETIVOS 15

2.1. OBJETIVO GERAL 15

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 15

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 16

3.1. TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS 16

3.2. PARÂMETROS CARACTERÍSTICOS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS 18

3.3. NÍVEIS E TIPOS DE TRATAMENTO 24

3.3.1. Lodos Ativados 29

3.3.2. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB) 31

3.4. PÓS-TRATAMENTOS 37

3.4.1. Disposição controlada no solo 38

3.4.2. Lagoas de polimento 38

3.4.3. Lodos ativados 39

3.4.4. Lagoas de alta taxa 40

3.5. LAGOAS DE ALTA TAXA 40

3.5.1. Adição de CO_2 em lagoas de alta taxa 43

3.6. MICROALGAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS E A PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS 44

3.7. ESTUDO DO BALANÇO DE MASSA 45

3.8. ESTUDO DO BALANÇO DE ENERGIA 47

3.9. EFICIÊNCIA ENERGÉTICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO 49

4. METODOLOGIA 52

4.1. PARÂMETROS DE ENTRADA DO SISTEMA 52

4.2. REATOR UASB 52

4.2.1. Eficiências de Remoção 52

4.2.2. Produção de Lodo 55

4.2.3. Produção de Metano 56

4.2.4. Produção de Biogás 58

4.3. LAGOA DE ALTA TAXA 59

4.3.1. Produção de biomassa algácea 59

4.3.2. Demanda de área per capita 60

4.3.3. Produção de biomassa algácea per capita 62

4.3.4. Separação sólido-líquido na lagoa de alta taxa e remoção de nutrientes 62

4.4. PRODUÇÃO DE BIOGÁS POR ADIÇÃO DE BIOMASSA ALGÁCEA 63

4.4.1. Digestão Anaeróbia de Algas 65

4.5. BALANÇO DE ENERGIA DO SISTEMA 67

4.5.1. Produção de Biogás 67

4.5.2. Disponibilidade (DIE) e Demanda Energética (DEE) 68

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES 70

5.1. REATOR UASB 70

5.1.1. Eficiências de remoção em termos de DBO e DQO 71

5.1.2. Eficiências de remoção em termos de nitrogênio e fósforo 72

5.1.3. Produção de lodo 72

5.1.4. Produção de metano e gás carbônico 72

5.1.5. Produção de biogás 74

5.2. LAGOA DE ALTA TAXA 74

5.2.1. Parâmetros de Projeto 74

5.2.2. Remoções de DQO, DBO e nutrientes 75

5.2.3. Produção de Biomassa Algácea 76

5.2.4. Produção adicional de Biogás proveniente de Biomassa 77

5.2.5. Disponibilidade (DIE) e Demanda Energética (DEE) 79

5.2.6. Retorno Sobre Investimento Energético (EROI) 82

6. CONCLUSÃO 86

7. REFERÊNCIAS 87

1. INTRODUÇÃO

Com a o avanço demográfico no Brasil e no mundo, a demanda quantitativa por recursos hídricos para o abastecimento humano e desenvolvimento é crescente. Acrescentam-se a isso as consequências das mudanças climáticas, que vêm alterando o regime de precipitações, localmente, em várias partes do mundo. Assim, têm-se cenários de demanda crescente e de oferta decrescente, ocasionando crises hídricas reiteradas e inéditas.

A disponibilidade quantitativa da água geralmente é intrinsecamente relacionada aos aspectos qualitativos desta. Sendo, assim, a qualidade da água um fator limitante à disponibilidade hídrica, tanto para abastecimento de centros urbanos e zonas rurais, quanto para atividades agrícolas e industriais. Portanto, o acesso ao tratamento de água e de esgoto é fundamental para o atendimento à demanda quantitativa e qualitativa da água.

A necessidade do controle de doenças cujos vetores têm a existência relacionada à qualidade da água e à disposição de esgoto de forma inadequada, é outro fator que corrobora para a importância do saneamento básico.

Segundo o Instituto Trata Brasil (2015), 82,5% da população brasileira têm acesso à água tratada, ainda restando 35 milhões de brasileiros sem esse serviço. Em relação à coleta de esgoto, 48,6% da população são atendidos com rede coletora. Entretanto, em relação ao tratamento de esgoto a situação mostra-se mais crítica, com 40% do volume total de esgoto sendo tratados.

Entretanto, muitas vezes quando há políticas públicas que visem ao aumento do acesso a sistemas de tratamento de esgoto, estes não são aplicados da maneira mais conveniente. Esses sistemas nem sempre contemplam a tecnologia de tratamento melhor adaptada à população a ser atendida, às necessidades locais, ao clima da região, e à melhor solução do ponto de vista econômico. Segundo Chernicharo (1997), no estudo técnico-econômico devem ser observados alguns requisitos na escolha da alternativa de sistema coletivo de tratamento de esgoto, como: baixo custo de implantação e de operação; pouca dependência de energia, e de peças e equipamentos de reposição; simplicidade operacional, de manutenção e de controle; baixos requisitos de área; existência de flexibilidade em relação às expansões futuras e ao aumento de eficiência; elevada vida útil; preocupação com a vizinhança do

sistema; possibilidade recuperação de subprodutos úteis; entre outros. Outro desafio da escolha da melhor alternativa é adequar os padrões de lançamento do efluente ao enquadramento do corpo hídrico receptor, conforme previsto na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Também é necessária adequação aos padrões referidos na Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que sugere a qualidade dos efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Este desafio constitui-se um fator ambiental a ser considerado para o equacionamento do problema.

O sistema de lodos ativados consiste em uma alternativa amplamente utilizada no mundo para tratamento de águas residuárias domésticas e industriais. O uso deste tipo de tecnologia é indicado em situações que se busquem elevada qualidade do efluente com baixos requisitos de área. Apesar disso, os sistemas de lodos possuem operação complexa, pois exigem altos níveis de mecanização e de consumo energético (necessidade de aeração), além de maior produção de lodo. Os sistemas de lodos ativados têm sido utilizados, até então, em maior escala como tratamento direto de efluentes, apesar da alternativa desses sistemas serem aplicados no pós-tratamento de efluentes oriundos de reatores anaeróbios (VON SPERLING, 2005).

Esse tipo de tecnologia, utilizada como etapa biológica no tratamento de modo convencional, é baseada no bombeamento dos sólidos do fundo da unidade de decantação (decantador secundário) para o tanque de aeração (reator biológico). Esse procedimento é realizado para aumentar a concentração de biomassa em suspensão no meio líquido e, consequentemente, a assimilação da matéria orgânica no esgoto bruto (VON SPERLING, 2005).

Até a década de 1970, o tratamento de esgotos no Brasil era quase que exclusivamente por meio de lagoas de estabilização, de filtros biológicos, ou de processo de lodos ativados. Assim, os sistemas de tratamento ficavam restritos basicamente às lagoas anaeróbias, aos decanto-digestores (fossas sépticas e tanques Imhoff, para a estabilização do lodo retido) e aos digestores de lodos produzidos no tratamento da fase líquida de estações de tratamento de esgotos. (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001)

Na década de 1990, Brasil diversas instituições têm aumentado o nível de conhecimento no campo de tratamento anaeróbio, disseminando assim essa tecnologia no país. Em decorrência disso, os sistemas anaeróbios de tratamento de

esgotos, principalmente os reatores de manda de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanked Reactors* - UASB) têm ocupado uma posição destaque no país, principalmente devido às favoráveis condições ambientais de temperatura (CHERNICHARO, 1997).

Os sistemas aeróbios são os mais utilizados dentre os tratamentos de esgoto, entretanto, as vantagens da digestão anaeróbia tais como balanço energético favorável, menor produção de biomassa, menor necessidade de nutrientes, maior carga volumétrica e possibilidade de tratamento da maioria dos compostos orgânicos fazem com que a utilização desse sistema seja também uma opção frequente (CHERNICHARO, 1997). Destaca-se entre as vantagens deste tipo de tecnologia a produção de metano, que possui elevado poder calorífico e pode ser utilizado para a geração de energia elétrica. Outra vantagem a ser ressaltada é a reduzida produção de sólidos, que implica pequena conversão de matéria orgânica em biomassa microbiana e menor geração de lodo efluente.

Dentre os sistemas biológicos de tratamento de esgoto mais usuais, os Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanked Reactors*), representam uma opção muito vantajosa no tocante à aplicação de tecnologias anaeróbias em sistemas de tratamento de águas residuárias.

Na década de 1970 na Holanda, por meio de trabalhos liderados pelo Prof. Gatze Lettinga, na Universidade de Wageningen, foram desenvolvidos os reatores UASB, ou seja, Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo. No Brasil, os UASB recebem novas terminologias: DAFA (digestor anaeróbio de fluxo ascendente); RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente); RALF (reator ascendente de leito fluidificado) e RAFAALL (reator anaeróbio de fluxo ascendente através de leito de lodo) (CHERNICHARO, 1997).

Apesar das vantagens de operação e dos baixos custos envolvidos, sistemas de tratamentos anaeróbios, a exemplo de um reator UASB, praticamente não removem nutrientes. Tem-se buscado, assim, a utilização de sistemas combinados de tratamento, procurando-se obter as enormes vantagens de incorporação de um sistema anaeróbio como primeiro estágio de tratamento, seguido de uma unidade de pós-tratamento, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental, protegendo os corpos d’água receptores dos lançamentos. O principal papel do pós-tratamento é o de completar a remoção da matéria orgânica,

bem como de proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio (nutrientes e patógenos) (GONÇALVES *et al.*,1997).

Atualmente existe grande propensão ao uso (no pós-tratamento) de sistemas biológicos aeróbios em combinação aos reatores UASB. Esse arranjo é utilizado com o intuito de obter um efluente final com as características equivalente as de sistemas somente biológicos, removendo matéria orgânica (Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO - efluente inferior a 30 mg/L), Sólidos Suspensos (menor que 30 mg/L) - SS - e para nitrificação do efluente final (N-amoniacal inferior a 5 mg/L) (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

Uma opção de pós-tratamento com sistemas aeróbios que vem sendo bastante difundida no Brasil é a sua associação com lagoas de estabilização, sobretudo lagoas rasas como as de maturação. Este tipo de configuração de lagoa possui boa capacidade de eliminação de nutrientes, sobretudo no que diz respeito à volatilização da amônia e a precipitação de fosfatos (VON SPERLING, 2005).

As lagoas de alta taxa têm por objetivo a produção de algas, em ambiente totalmente aeróbio. Sua estrutura é constituída de pequena profundidade para possibilitar a penetração da energia luminosa de forma homogênea e alta atividade fotossintética, proporcionando um ambiente saturado de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005).

Em suma, a associação tratamento anaeróbio e aeróbio permite, de acordo com Veronez (2001), que se tenha uma melhor qualidade do efluente tratado, menor custo energético, menores volumes de lodo, simplicidade no processo de operação, redução da quantidade de dispositivos eletromecânicos e redução de unidades a serem implantadas.

Em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), as microalgas desempenham papel importante em lagoas facultativas, por fornecer oxigênio para as bactérias decompositoras de matéria orgânica. A utilização de sistemas de microalgas para o tratamento de efluentes (industriais ou domésticos) representa uma opção bastante vantajosa tanto no âmbito de projeto quanto no âmbito ambiental.

As microalgas são organismos capazes de converter a energia luminosa e gás carbônico em biomassa com compostos orgânicos diversificados, tais como proteínas,

carboidratos, lipídios e pigmentos em curto período de tempo (BECKER, 2004; BRENNAN e OWENDE, 2010).

De maneira simplificada, os reatores UASB são capazes de produzir biogás por meio dos processos de decomposição da matéria orgânica e a combustão desse biogás fornece como um de seus produtos o gás carbônico (CO_2). Este gás quando canalizado e injetado em sistemas de cultivo de microalgas serve como nutriente para as mesmas, que desempenham um papel importante na retirada de CO_2 da atmosfera (SCHENK *et al*., 2008; LOPES *et al*., 2010; DEMIRBAS, 2011; RAWAT *et al*., 2011; DEVI e MOHAN, 2012) e ainda contribuem para o melhoramento energético da estação de tratamento devido aos processos de recirculação e aproveitamento de subprodutos.

Lettinga (1995) apud Chernicharo (1997) salienta a necessidade de se buscar sistemas de tratamentos de esgotos (como os que possuem digestão anaeróbia) conciliáveis com a recuperação e reuso dos subprodutos resultantes do processo. Chernicharo (1997) cita essa necessidade como importante, principalmente para países em desenvolvimento que apresentam escassez de recursos e energia, bem como problemas ambientais.

Com base nas deficiências e nas necessidades expostas, este trabalho busca estudar uma proposta de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) composta por um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), lagoa de alta taxa e sistema de separação de algas. Este estudo será pautado nos balanços de massa e energia, bem como na avaliação da eficiência energética do sistema, avaliando cenários detalhados no decorrer deste trabalho. A recirculação de biomassa algácea coletada da LAT para digestão anaeróbia em reator UASB foi verificada para avaliação energética, com base em metodologia desenvolvida por Professor Ricardo Franci, na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), em 2007.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Efetuar os balanços de massa e energia para uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) sanitário composta por um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), lagoa de alta taxa e um sistema de separação de algas, que visa reciclá-las para a produção de metano no UASB.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como ferramentas adicionais ao objetivo geral do presente trabalho, faz-se necessária a definição de objetivos específicos que sirvam como diretores de conteúdo a fim de se alcançar com maior precisão o objetivo geral supracitado. São eles:

A. Realizar uma revisão bibliográfica sobre tecnologias para tratamento de esgotos domésticos a base de processos algais;

B. Executar o balanço de massa de todo o processo de tratamento de esgotos domésticos para uma estação dotada de reator UASB, lagoa de alta taxa e sistema de separação de algas, analisando três concepções de operação da mesma;

C. Executar o balanço energético de todo o processo de tratamento de esgotos domésticos para o mesmo modelo de Estação de Tratamento de Esgoto mencionado anteriormente, considerando reaproveitamento de massa algácea coletada e injeção de CO_2 na lagoa de alta taxa;

D. Analisar as eficiências energéticas do sistema, utilizando o índice EROI - *Energy Return On Investment* - para as mesmas três concepções de operação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

O Brasil detém tecnologia bastante desenvolvida no campo da Engenharia Sanitária e Ambiental e os técnicos, engenheiros e cientistas que aqui trabalham possuem conhecimentos suficientes para criar soluções que resolvam o problema do saneamento básico no país.

Para estudos de concepção para sistemas de tratamento de esgotos alguns aspectos devem ser considerados, como: impacto ambiental do lançamento no corpo receptor, objetivos do tratamento (nutrientes a serem removidos prioritariamente), nível do tratamento e eficiências de remoção desejadas (VON SPERLING, 2005).

A questão mais complexa a ser definida para o projeto de engenharia e de saúde pública é o nível de tratamento que deve ser atingido para garantir a proteção da saúde pública e do meio ambiente. Para essa questão ser tratada deve haver uma análise detalhada das condições locais, aplicação de conhecimentos específicos e decisão de engenharia baseada em experiência passada, além das regulações locais, estaduais e federais (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

Entre as décadas de 1900 e 1970, os objetivos para concepção de sistemas de tratamento de esgotos eram principalmente: remover o material coloidal e suspenso e flutuante; tratamento de materiais orgânicos biodegradáveis e eliminação de organismos patogênicos (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

Nas décadas de 1970 e 1980, os objetivos do tratamento de águas residuárias eram baseados, em especial, em aspectos estéticos e ambientais. A redução da DBO, de sólidos suspensos totais (SST) e de organismos patogênicos continuou a ser objetivo dos processos de tratamento, mas em níveis de exigência maiores. A remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo também começou a ser considerada nos processos de tratamento de esgoto (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

A partir da década de 1980 os objetivos de melhoria da qualidade da água da década anterior sofreram continuidade, mas a ênfase do tratamento foi deslocada para a definição e remoção dos constituintes que podem causar efeitos de longo prazo na saúde e impactos ambientais (TCHOBANOGLOUS et al., 2003). Esses objetivos para

o tratamento continuam válidos atualmente, porém o grau de exigência tem se elevado progressivamente e novas metas adotadas (TCHOBANOGLOUS et al., 2003). Andrade Neto (1997) afirma que para a universalização do tratamento de esgoto seja viável é importante priorizar a abrangência dos sistemas e buscar a evolução da eficácia no tratamento, em consonância com a segurança sanitária, sempre com melhorias contínuas e graduais.

Existem hoje, diversas formas de se tratar efluentes sanitários, sendo que o emprego de cada uma delas depende dos objetivos do tratamento, da eficiência, da disposição do lodo, de requisitos de área, da confiabilidade, os impactos ambientais e por fim, porém não menos importante, dos custos de instalação, operação e manutenção de cada um dos projetos (VON SPERLING, 2005).

Andrade Neto (1997) pondera que no caso da realidade do Brasil, a simplicidade dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários também é uma característica desejável e uma condição essencial para implantarem-se novos sistemas, reduzindo o déficit brasileiro que ainda é significativo. Segundo o autor, a simplicidade da construção e operação de um sistema de tratamento determina os benefícios que um sistema pode proporcionar, sendo este tipo de sistema mais eficiente e com maior relação benefício/custo. Porém, Andrade Neto (1997) salienta que a simplicidade deve ser buscada no projeto de um sistema de tratamento, mas não deve ser justificativa para negligências quanto à eficiência, a materiais, às técnicas à mão de obra empregada na construção e manutenção.

No Brasil, considerando as condições ambientais, socioculturais e econômicas, os sistemas de tratamento de esgoto mais simples seriam os que utilizam processos mais naturais, aqueles com reatores de pouca mecanização e de fácil construção e operação (ANDRADE NETO, 1997). Andrade Neto (1997) cita como alguns exemplos de sistemas simples os que seguem: anaeróbios, lagoas de estabilização e disposição controlada no solo.

3.2. PARÂMETROS CARACTERÍSTICOS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS

As características dos esgotos variam quantitativamente e qualitativamente com a utilização que os gerou, portanto para uso doméstico e para processos industriais são obtidas águas residuárias diferentes. O tratamento de esgotos domésticos tem sido foco de maior pesquisa e maior aplicabilidade, como no presente trabalho, sendo comum que se tenham maiores dados sobre a caracterização de esgotos provenientes de rede coletoras domésticas.

No projeto de uma estação de tratamento, normalmente não há interesse em se determinar os diversos compostos dos quais a água residuária é constituída, para traduzir o caráter ou o potencial poluidor do despejo (efluente). Por isso são utilizados parâmetros indiretos, que podem ser classificados em: físicos, químicos e biológicos (VON SPERLING, 2005). Algumas características físicas dos esgotos domésticos mais utilizadas para caracterização dos esgotos são: temperatura, cor, odor e turbidez (maior aplicabilidade).

A classificação das características químicas dos esgotos pode ser feita em dois grandes grupos, a depender da geração do esgoto: matéria orgânica e matéria inorgânica. Segundo, Jordão e Pessôa (1995), 70% dos sólidos no esgoto médio são de origem orgânica sendo compostos principalmente por carbono, hidrogênio e, algumas vezes, por nitrogênio. A matéria inorgânica constituinte do esgoto é proveniente de areia e de substâncias minerais dissolvidas e não são geralmente objeto de tratamento para sua remoção (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Dentre os parâmetros químicos mais importantes para a determinação de qualidade das águas e, especialmente, para caracterizar as águas residuárias à jusante e à montante do tratamento, destacam-se:

- Oxigênio Dissolvido;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO;
- Demanda Química de Oxigênio – DQO;
- Nitrogênio (amoniacal, orgânico, nitritos e nitratos);
- Fósforo.

As características biológicas do efluente são de fundamental importância no controle de doenças causadas por organismos patogênicos da origem humana e por causa do papel extenso e fundamental exercido pelas bactérias e microrganismos na

decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto *in natura* quanto nas plantas de tratamento de esgoto (TCHOBANOGLOUS et al., 2003). São organismos encontrados na superfície da água e efluentes: bactérias, fungos, algas, protozoários, plantas, animais e vírus.

Para o estudo de tratamento de esgotos, as bactérias são os microrganismos com mais importância dentre esses elementos com variadas funções, desde decomposição e estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas unidades de tratamento biológico, como UASB (JORDÃO; PESSÔA,1995).

De acordo com Jordão e Pessôa (1995), as algas não têm influência direta nas unidades convencionais de tratamento, com exceção das lagoas de estabilização, onde desempenham um papel importante na oxidação aeróbia e redução fotossintética das lagoas. Em contrapartida, as algas podem causar impactos negativos quando se desenvolvem com o lançamento de efluentes de estações de tratamento, ricos em nutrientes (nitratos e fosfatos), chegando mesmo a ser um fator indesejado quando o crescimento se dá em demasia (os “florescimentos” de algas, ou “floração”), e podem interferir no uso da água a jusante. Assim, em alguns casos é necessário tratamento mais eficaz na retirada de pelo menos um dos nutrientes. É necessária cautela quando o lançamento de efluentes é realizado em lagos ou lagoas que, por não possuírem grande circulação de suas águas, podem sofrer enriquecimento desses nutrientes, causando um fenômeno chamado eutrofização. Este fenômeno caracteriza-se pelo crescimento de plantas aquáticas (planctônicas ou aderidas) em excesso, causando interferências nos usos pretendidos do corpo d’água (Thomman e Mueller, 1987 apud Von Sperling, 2005).

Conforme Von Sperling (2005), como a origem de agentes patogênicos nos esgotos é predominantemente humana, a detecção destes organismos reflete diretamente a condição de saúde da população e as condições de saneamento básico de cada região, por isso a importância da determinação desses organismos. Os microrganismos que mais são utilizados como forma de indicar a poluição de um corpo d’água por esgotos domésticos, ou seja contaminação fecal, são as bactérias do grupo coliforme (principalmente termotolerantes). Essas bactérias são típicas do intestino humano (podendo indicar potencial para transmissão de doenças) e sua metodologia de detecção é de fácil aplicação, sendo por isso utilizadas para medir poluição (JORDÃO; PESSÔA, 1995). Segundo Von Sperling (2005), a contribuição *per capita*,

tanto de coliformes termotolerantes quanto de *Escherichia coli*, para o esgoto doméstico bruto é de 10^9 a 10^{12} organismos por dia, representando uma concentração de 10^6 a 10^9 organismos em 100 mL.

Para o dimensionamento e melhor eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto é indispensável a determinação precisa dos parâmetros representativos da vazão esperada na ETE. Para isso, a vazão afluente à ETE e o comportamento da variação desta vazão nos períodos representativos de cada fase da implantação dos sistemas devem ser conhecidos (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

A contribuição de esgotos na rede coletora e, consequentemente, na estação de tratamento depende de vários fatores, como a região atendida, atividades desenvolvidas, hábitos de higiene da comunidade, nível socioeconômico e nível cultural (JORDÃO; PESSÔA, 1995). A Tabela 111 apresenta algumas contribuições diárias (vazões médias de produção de esgoto) de residências, por ocupante, aplicável ao Brasil, previstos na Norma Brasileira (NBR) nº 13.969/1997, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Tabela 1 - Contribuição diária de despejos por tipo de prédio e de ocupantes

Prédio	**Unidade**	**Contribuição de Esgotos (L/dia)**
Ocupantes permanentes		
• Residência		
Padrão Alto	Pessoa	160
Padrão Médio	Pessoa	130
Padrão Baixo	Pessoa	100

Fonte: Adaptado de NBR 13.969 (1997).

Analisando a Tabela 22 e a comparando com a Tabela 111 verifica-se, indiretamente, que o consumo de água doméstico da população norte-americana é muito maior que a brasileira. Este fato é corroborado considerando qualquer tipo de padrão de residência brasileira ou a residência norte-americana com maior número de pessoas. Este fato é justificado pela cultura norte-americana, em que é comum o desperdício.

Tabela 2 - Vazão típica de esgoto de origem residencial urbana nos Estados Unidos

Tamanho da residência (número de pessoas)	**Vazão (L/hab · dia)**	
	Faixa	**Típico**
1	285 – 490	365
2	225 – 385	288
3	194 – 335	250
4	155 – 268	200

Tamanho da residência (número de pessoas)	Vazão (L/hab · dia)	
	Faixa	Típico
5	150 – 260	193
6	147 – 253	189
7	140 – 244	182
8	135 – 233	174

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (2003).
Nota: Adaptado por Tchobanoglous et al. (2003) em parte de AWWARF (1999).

O Brasil é caracterizado por índices de consumo de água e geração de esgotos expressivos, relativamente a outras regiões do mundo. Em outros países e regiões em desenvolvimento, o consumo de água (Tabela 33) tende a ser menor que o brasileiro, cujos padrão de consumo de água podem ser considerados elevados mesmo na faixa em que está contida a América Latina (Tabela 33).

Tabela 3 - Consumo de água em países e regiões em desenvolvimento

País/Região	Consumo de água *per capita* L/dia
China	80
África	15 – 35
Sudeste da África	30 – 70
Pacífico Ocidental	30 – 90
Mediterrâneo Oriental	40 – 85
Argélia, Marrocos e Turquia	20 – 65
América Latina e Caribe	70 – 190
Média Mundial	35 – 90

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (2003).
Nota: Adaptado Tchobanoglous et al. (2003) em parte de Salvato (1992).

A matéria orgânica no esgoto doméstico varia de acordo com a localidade, a atividade que gera o esgoto e as práticas locais. A matéria orgânica presente nos efluentes é mensurada pela contribuição unitária de DBO, que é um índice importante para dimensionamento e projeto das unidades de tratamento. A DBO mensura a quantidade de oxigênio necessária para a estabilização da matéria orgânica num corpo d'água ou amostra. A Tabela 44 resume estudos feitos para DBO com fins de dimensionamento, sendo por muitos anos utilizados os valores de 54 g DBO/hab.dia (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Tabela 4 - Cargas Unitárias para DBO (g/hab.dia)

Ano	Pesquisador	Carga (g/hab.dia)	Observações
1927	Monhalman e Pearson	118*	Esg. Unitário
1927	Streeter e Phelps	113	Esg. Unitário
1927	Wagenhals, Theariaut e Homman	77*	< 3.500 hab.
1927	Dep. Saúde Pública de Minnesota, EUA	82*	24 h, 37° C
1927	Mc Guire	109*	Esg. Unitário
1927	Estudo, Baltimore, EUA	109*	
1936	Carpinter e outros	45 a 91	
1954	Fair e Geyer	54	5 dias, 20º C
1968	Fair e Geyer	54	5 dias, 20º C

Fonte: Zanoni e Rutkowski (1972), apud adaptação de Jordão e Pessôa (1995)
*Para a demanda total

Segundo Jordão e Pessôa (1995), no Brasil é recomendado adotar os valores clássicos determinados por Fair e Geyer (Tabela 44), ou seja, de 54 g DOB/hab.dia. A NBR nº13.969 (1997) indica para dimensionamento de unidades de tratamento (sistema de tanque séptico) os valores presentes na Tabela 55 para contribuinte de origem doméstica.

Tabela 5 - Contribuição diária de carga orgânica por tipo de prédio e de ocupantes

Prédio	Unidade	Contribuição de Carga orgânica ($gDBO_{5,20}$)
Ocupantes permanentes		
• Residência		
Padrão Alto	Pessoa	50
Padrão Médio	Pessoa	45
Padrão Baixo	Pessoa	40

A NBR nº12.209/2011, que dita procedimentos para Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários, recomenda que, na ausência de investigação das características do esgoto local, os valores contidos na Tabela 66 devem ser considerados para dimensionamento da estação.

Tabela 6 - Parâmetros recomendados pela NBR nº 12.209

Parâmetro	Carga (g/hab.dia)
DBO	45 – 60
DQO	90 – 120
Sólidos Suspensos	45 – 70
Nitrogênio	8 – 12
Fósforo	1,0 – 1,6

A composição dos esgotos domésticos é caracterizada em função dos usos à qual a água utilizada foi submetida. Esses usos, e a forma com que são exercidos, variam com o clima, com a situação social e econômica, e com os hábitos da população. A

concentração dos diversos componentes do esgoto varia de acordo com diferentes fatores, que Von Sperling (2005) enumera: contribuição *per capita* do poluente, consumo *per capita* de água, presença de despejos industriais e outros. O autor ainda pondera que em locais de baixo consumo de água as faixas típicas de concentração (Tabela 77 e Tabela 88) podem ser superadas, dependendo do nível de concentração que o esgoto alcança.

Tabela 7 - Contribuição *per capita* (g/dia) e Concentração de sólidos (mg/L) nos esgotos sanitários

Parâmetro	Contribuição per capita		Concentração	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
Sólidos Totais	120 – 220	180	700 - 1350	1100
• Em suspensão	35 – 70	60	200 – 450	350
Fixos	7 – 14	10	40 – 100	80
Voláteis	25 – 60	50	165 – 350	320
• Dissolvidos	85 – 150	120	500 – 900	700
Fixos	50 – 90	70	300 – 550	400
Voláteis	35 – 60	50	200 – 350	300
• Sedimentáveis	-	-	10 – 20	15

Fontes: Arceivala (1981), Pessôa & Jordão (1995), Qasim (1985), Tchobanoglous et al. (1991), Cavalcanti et al. (2001), apud Von Sperling (2005).

Pode-se comparar as contribuições típicas de matéria orgânica e concentrações de nutrientes apresentadas por Von Sperling (2005) e também Jordão e Pessôa (1995).

Tabela 8 - Contribuição *per capita* (g/dia) e concentração (mg/L) de nutrientes

Parâmetro	Contribuição per capita		Concentração		Concentração
	Von Sperling (2005)		Von Sperling (2005)		Jordão e Pessôa (1995)
	Faixa	Típico	Faixa	Típico	Típico
Matéria Orgânica					
DBO_5	40 – 60	50	250 - 400	300	300
DQO	80 – 120	100	450 – 800	600	(1)
DBO última	60 - 90	75	350 - 600	450	(1)
Nitrogênio Total	6,0 – 10,0	8,0	35 – 60	45	85
Nitrogênio orgânico	2,5 - 4,0	3,5	15 – 25	20	35
Amônia	3,5 – 6,0	4,5	20 – 35	25	50
Nitrito	≈0	≈0	≈0	≈0	0,10
Nitrato	0,0 – 0,2	≈0	0 – 1	≈0	0,40
Fósforo	0,7 – 2,5	1,0	4 – 15	7	20
Fósforo orgânico	0,2 – 1,0	0,3	1 – 6	2	7
Fósforo inorgânico	0,5 – 1,5	0,7	3 – 9	5	13

(1) Autor não cita esses valores para as DQO e DQO última

Fontes: Arceivala (1981), Pessôa & Jordão (1995), Qasim (1985), Tchobanoglous et al. (1991), Cavalcanti et al. (2001), apud Von Sperling (2005).

A distribuição de matéria orgânica particulada e solúvel no esgoto afeta as características dos processos que compõem o sistema de tratamento, como: taxas de sedimentação, de adsorção, de reação bioquímica (JORDÃO; PESSÔA, 1995). Essa

distribuição é de grande importância para conformação do sistema de tratamento, escolha das melhores tecnologias para cada nível do tratamento e obtenção da maior eficiência dentro das características finais do esgoto desejadas. Jordão e Pessôa (1995) recomendam uma composição típica dos principais parâmetros dos esgotos (Tabela 99).

Tabela 9 - Composição Típica dos Principais Parâmetros dos Esgotos

Parâmetro	Concentração, por fase, mg/L		
	Solúvel	Particulada	Total
DBO_5	65	135	200
DQO	130	260	400
N	20	10	30
P	5	2	7

3.3. NÍVEIS E TIPOS DE TRATAMENTO

A eficiência e a capacidade nominal de uma estação de tratamento de esgoto são definidas a partir de uma série complexa de fatores específicos para cada caso. Recentemente, os processos (de ordem química ou biológica) e operações (de ordem física) são agrupados para promover os vários níveis de tratamento como preliminar, primário, primário avançado, secundário (com ou sem remoção de nutriente), e tratamento avançado (ou terciário).

Conforme Tchobanoglous et al., (2003), no tratamento preliminar, sólidos grosseiros e areia presentes no esgoto bruto podem gerar problemas de manutenção e operação. O tratamento preliminar destina-se principalmente para remoção de sólidos grosseiros, por meio de grades e peneiras, e areia, que ocorre nos desarenadores pela sedimentação dos grãos. Além do gradeamento e do desarenador, o tratamento preliminar possui também um medidor de vazão, sendo utilizada usualmente uma calha Parshall. Portanto, tem-se que os mecanismos básicos de remoção nessa etapa do tratamento são de ordem física. De acordo com Von Sperling (2005), o tratamento preliminar deve ser planejado e instalado no fluxograma de qualquer ETE, seja de nível primário, secundário ou terciário. O bom funcionamento deste nível do tratamento garante a eficiência no restante do processo, evitando que os equipamentos da ETE possam sofrer avarias, devido à exposição a materiais grosseiros.

No tratamento primário, uma operação física, geralmente sedimentação, é utilizada para remover materiais flutuantes e sedimentáveis (DBO em suspensão) encontrados nos esgotos. Para tratamentos primários avançados, produtos químicos são adicionados para potencializar a remoção de sólidos suspensos e, alguns casos, sólidos dissolvidos (TCHOBANOGLOUS et al., 2003). Os tanques de decantação ou decantadores primários constituem o tipo de sistema utilizado nessa etapa do tratamento, em que o esgoto flui vagarosamente através destes, permitindo que os sólidos em suspensão sedimentem gradualmente no fundo.

No tratamento secundário, tratamentos biológicos e químicos são utilizados para remoção da maior parte da matéria orgânica (TCHOBANOGLOUS et al., 2003). O tratamento secundário visa a remover, por mecanismos biológicos, os sólidos não sedimentáveis (constituídos por DBO solúvel e DBO suspensa), que não foram retirados no tratamento anterior, nutrientes como nitrogênio e fósforo e eventualmente alguns patógenos. Os microrganismos (bactérias, protozoários, fungos e outros) convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução dos microrganismos). Existem vários métodos de tratamento neste nível, sendo os mais comuns as lagoas de estabilização e variantes, processos de disposição no solo, reatores anaeróbios, lodos ativados e variantes e reatores aeróbios com biofilmes. Este tipo de tratamento pode ou não incluir as unidades de tratamento primário. Conforme Von Sperling (2005), o tratamento biológico pode ou não ser diretamente precedido do tratamento preliminar sendo, portanto, o nível primário incluído ou não em estações em nível secundário.

O tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário. Para o lançamento final do esgoto no corpo receptor, às vezes é necessário proceder à desinfecção das águas residuais tratadas para a remoção dos organismos patogênicos ou, em casos especiais, à remoção de determinados nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, que podem potenciar a eutrofização das águas receptoras. Esta etapa consiste no tratamento terciário (MELLO, 2007).

Von Sperling (2005), considera a seguinte classificação de níveis de tratamento dos esgotos:

- Tratamento preliminar;
- Tratamento primário;
- Tratamento secundário;
- Tratamento terciário.

Tchobanoglous et al. (2003) também consideram a possibilidade de outro nível de tratamento de esgoto, chamado tratamento secundário com remoção de nutrientes e aplicado entre o tratamento secundário e o terciário. Esse nível de tratamento visa à remoção de materiais orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio, fósforo ou ambos).

Outro nível de tratamento considerado por Tchobanoglous et al. (2003) é o Avançado, que é raro em países em desenvolvimento. Esses autores afirmam que este nível é necessário para remoção de materiais dissolvidos e suspensos remanescentes depois do tratamento biológico e comum quando a água for disponibilizada para reusos múltiplos. Assim, a classificação dos diferentes níveis de tratamento proposta por Tchobanoglous et al. (2003) é a que segue:

- Preliminar;
- Primário;
- Primário avançado;
- Secundário;
- Secundário com remoção de nutrientes;
- Terciário;
- Avançado.

Os níveis de tratamento possuem características bem peculiares, em relação aos poluentes removidos, eficiências de remoção e os tipos de mecanismos utilizados. Von Sperling (2005) apresenta algumas destas para os respectivos níveis (Tabela 1010).

Tabela 10 - Características dos principais níveis de tratamento dos esgotos

Item	**Níveis de tratamento** [1]		
	Preliminar	**Primário**	**Secundário**
Poluentes removidos	Sólidos grosseiros	• Sólidos sedimentáveis • DBO em suspensão	• Sólidos não sedimentáveis • DBO em suspensão fina DBO solúvel

Item	Níveis de tratamento (1)		
	Preliminar	Primário	Secundário
			• Eventualmente nutrientes • Eventualmente patógenos
Eficiências de remoção	-	• SS: 60 a 70% • DBO: 25 a 35% • Coliformes: 30 a 40%	• DBO: 60 a 98%(2) • Coliformes: 60 a 99%(2)(3)
Mecanismo de tratamento predominante	Físico	Físico	Biológico

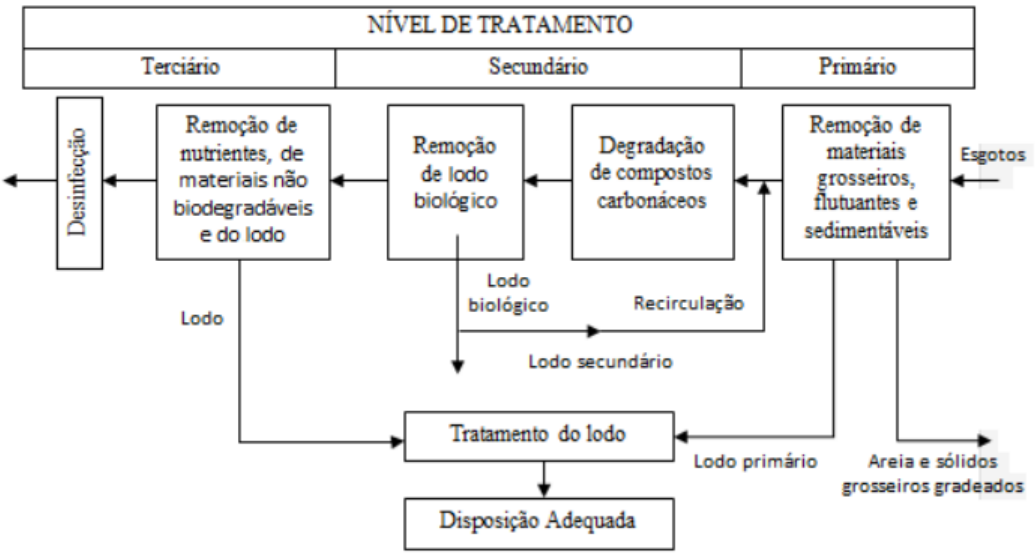
Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

Notas (Tabela 10):

(1) Uma ETE em nível secundário usualmente tem tratamento preliminar, mas pode ou não ter tratamento primário (depende do processo).
(2) As faixas de eficiência de remoção no tratamento secundário são as mesmas, independente se há ou não tratamento primário no fluxograma do processo (as eficiências de remoção do tratamento primário não são somadas ás do tratamento secundário).
(3) A eficiência de remoção de coliformes poderá ser superior, caso haja alguma etapa de remoção específica.

A Figura 11Figura 1 apresenta o detalhamento dos níveis de tratamento em um sistema convencional de tratamento de esgotos.

Figura 1 - Sistemas convencionais de tratamento de esgoto



Fonte: Adaptado de CAMPOS, 1999.

No âmbito das diversas tecnologias para o tratamento de esgotos sanitários, a escolha entre as diversas alternativas disponíveis é ampla e depende de diversos fatores, dentre eles:

- Volumes diários a serem tratados;
- Área disponível para implantação da ETE;
- Clima e variações de temperatura da região;
- Topografia das bacias de drenagem e esgotamento sanitário;
- Disponibilidade de locais e/ou sistemas de reaproveitamento e/ou disposição adequados dos resíduos gerados pela ETE.

As opções de dispositivos a serem incorporados a uma planta de ETE são várias, dentre elas destacam-se as lagoas de estabilização, as lagoas de alta taxa de remoção de algas, os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), sistemas de lodo ativado etc.

Os diferentes tipos de tratamentos, operações e processos possíveis para remoção de parâmetros frequentemente utilizados nos sistemas de tratamento de esgoto são expressos na Tabela 1111. Von Sperling (2005) salienta que os métodos expressos são empregados para a fase líquida do esgoto, desconsiderando a fase sólida do processo, que corresponde ao tratamento e à disposição do lodo.

Tabela 11 - Sistemas de tratamento utilizados para a remoção de poluentes

Poluente	**Operação, processo ou sistema de tratamento**
Sólidos em suspensão	Gradeamento Remoção da areia Sedimentação Disposição no solo
Matéria orgânica biodegradável	Lagoas de estabilização e variações Lodos ativados e variações Reatores aeróbios com biofilmes Tratamento anaeróbio Disposição no solo
Organismos patogênicos	Lagoas de maturação Disposição no solo Desinfecção com produtos químicos Desinfecção com radiação ultravioleta Membranas
Nitrogênio	Nitrificação e desnitrificação biológica Lagoas de maturação e de alta taxa Disposição no solo Processos físico-químicos
Fósforo	Remoção biológica Lagoas de maturação e de alta taxa

Processos físico-químicos

Fonte: Von Sperling (2005)

Um exemplo a ser destacado é o estudo na Alemanha de Menger-Krug et al. (2012), que desenvolveram um sistema baseado na interação entre lodos ativados, para remoção de matéria orgânica biodegradável, e lagoas de alta taxa. As lagoas de alta taxa foram utilizadas para complementar a remoção de nitrogênio e fósforo, bem como incentivo para produção de bioenergia.

O presente trabalho propõe a avaliação da viabilidade operacional e energética de um sistema similar ao de Menger-Krug et al. (2012), desenvolvido em 2007 por Gonçalves, utilizando como tratamento biológico um reator UASB. Esta escolha está baseada nas condições brasileiras que favorecem este tipo de tratamento. Os próximos tópicos tratarão de expor as diferenças entre o sistema de lodos ativados e reatores UASB.

3.3.1. Lodos Ativados

O sistema de lodos ativados (LA) é utilizado, principalmente, na etapa biológica de sistemas de tratamento de esgotos. É compreendido de duas unidades subsequentes: reator biológico (tanque de aeração) e o decantador secundário (Von Sperling, 2005). Segundo Jordão e Pessôa (1995), o processo consiste na mistura e aeração do esgoto afluente com o lodo ativado (no reator biológico) e posterior separação dos lodos ativados (biomassa) com o esgoto tratado por sedimentação. O lodo ativado separado é recirculado para o reator biológico, aumentado, assim, a concentração de biomassa presente nesta unidade do processo. A biomassa tem tempo de detenção no sistema maior que o líquido, garantindo que uma elevada eficiência de remoção de DBO seja atingida. Todo lodo gerado (bactérias) é removido pelo processo e, posteriormente, levado à estabilização na etapa de tratamento. No sistema de lodos ativados convencional há o fornecimento de oxigênio por aeradores mecânicos ou por ar difuso (VON SPERLING, 2005).

O sistema de lodos ativados pode sofrer variações em sua conformação, alterando o tipo de tratamento e nomenclatura. Assim, podem ser: lodos ativados convencional,

lodos ativados por aeração prolongada, lodos ativados de fluxo intermitente, lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e com remoção de nitrogênio e fósforo.

Conforme Von Sperling (2005), a concentração de sólidos em suspensão no tanque de aeração do sistema de lodos ativados é muito elevada. Além disso, o tempo de detenção hidráulica (do líquido) é bem baixo (6 a 8 horas), sendo importante para tanto que o volume do tanque de aeração seja de menor porte. Em contrapartida, o tempo de detenção dos sólidos no sistema é superior, devido à recirculação, correspondendo a faixa de 4 a 10 dias, considerando o sistema convencional.

Jordão e Pessôa (1995) apresentam como algumas vantagens do sistema de lodos ativados a maior eficiência, maior flexibilidade e menor área ocupada comparado a outros métodos. Em contrapartida, os mesmos autores salientam que lodos ativados requerem uma operação mais delicada.

Tchobanoglous et al. (2003) afirmam que para a determinação do projeto de lodos ativados é importante se conhecer: o volume do tanque de aeração, a quantidade lodo produzido, a quantidade de oxigênio necessária e a concentração de importantes parâmetros no efluente. Para tanto, Von Sperling (2005) apresenta concentrações médias típicas de esgoto conseguidas utilizando-se Lodos Ativados apresentados na Tabela 1212.

Tabela 12 - Concentrações médias típicas de efluentes de Lodos Ativados

Sistemas	**Qualidade média do efluente (mg/L)**				
	DBO_5	**DQO**	**SS**	**N total**	**P total**
Lodos Ativados Convencional	15 – 40	45 – 120	20 – 40	>20	>4
Lodos Ativados – aeração prolongada	10 – 35	30 – 100	20 – 40	>20	>4
Lodos Ativados – batelada (aer. Prolong.)	10 – 35	30 – 100	20 – 40	>20	>4
C/ Remoção biológica de N	15 – 40	45 – 120	20 – 40	<10	>4
C/ Remoção biológica de N/P	15 – 40	45 – 120	20 – 40	<10	1 – 2
Filtração terciária	10 – 20	30 – 60	10 – 20	>20	3 – 4

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

As eficiências médias típicas de remoção para as mesmas conformações de tratamento utilizando Lodos Ativados como tratamento secundário, obtidas por Von Sperling (2005) são expostas na Tabela 1313.

Tabela 13 - Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de Lodos Ativados

Sistemas	**Eficiência Média de Remoção (%)**				
	DBO_5	**DQO**	**SS**	**N total**	**P total**
Lodos Ativados Convencional	85 – 93	80 – 90	87 – 93	<60	<35
Lodos Ativados – aeração prolongada	90 – 97	83 – 93	87 – 93	<60	<35
Lodos Ativados – batelada (aer. Prolong.)	90 – 97	83 – 93	87 – 93	<60	<35

C/ Remoção biológica de N	85 – 93	80 – 90	87 – 93	>75	<35
C/ Remoção biológica de N/P	85 – 93	80 – 90	87 – 93	>75	75 – 88
Filtração terciária	93 – 98	90 – 95	83 – 97	<60	50 – 60

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

Alguns dados imprescindíveis para o projeto e estudo de viabilização de sistemas de tratamentos com Lodos Ativados são expostos na Tabela 1414 e Tabela 1515.

Tabela 14 - Características típicas de sistemas com Lodos Ativados

Sistema	**Área demandada (m^2/hab)**	**Potência para aeração**		**Volume de lodo**	
		Potência instalada (W/hab)	**Potência consumida (kWh/hab.ano)**	**Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)**	**Lodo desidratado (L/hab.ano)**
Lodos Ativados Convencional	0,12 – 0,25	2,5 – 4,5	18 – 26	1100 – 3000	35 – 90
Lodos Ativados – aeração prolongada	0,12 – 0,25	3,5 – 5,5	20 – 35	1200 – 2000	40 – 105
Lodos Ativados– batelada (aer. Prolong.)	0,12 – 0,25	4,5 – 6,0	20 – 35	1200 – 2000	40 – 105
C/ Remoção biológica de N	0,12 – 0,25	2,2 – 4,2	15 – 22	1100 – 3000	35 – 90
C/ Remoção biológica de N/P	0,12 – 0,25	2,2 – 4,2	15 – 22	1100 – 3000	35 – 90
Filtração terciária	0,15 – 3,0	2,5 – 4,5	18 – 26	1200 – 3100	40 – 100

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

Tabela 15 - Custos de Implantação, Operação e Manutenção de Lodos Ativados

Sistema	**Custos**	
	Implantação (R$/hab)	**Operação e Manutenção (R$/hab.ano)**
Lodos Ativados Convencional	119 – 190	12 – 24
Lodos Ativados – aeração prolongada	107 – 142	12 – 24
Lodos Ativados – batelada (aer. Prolong.)	107 – 142	12 – 24
C/ Remoção biológica de N	130 – 201	12 – 26
C/ Remoção biológica de N/P	154 – 225	18 – 30
Filtração terciária	154 – 225	18 – 30

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)
Nota: Valores referentes ao câmbio US$ 1,00=R$3,20 (junho/2016)

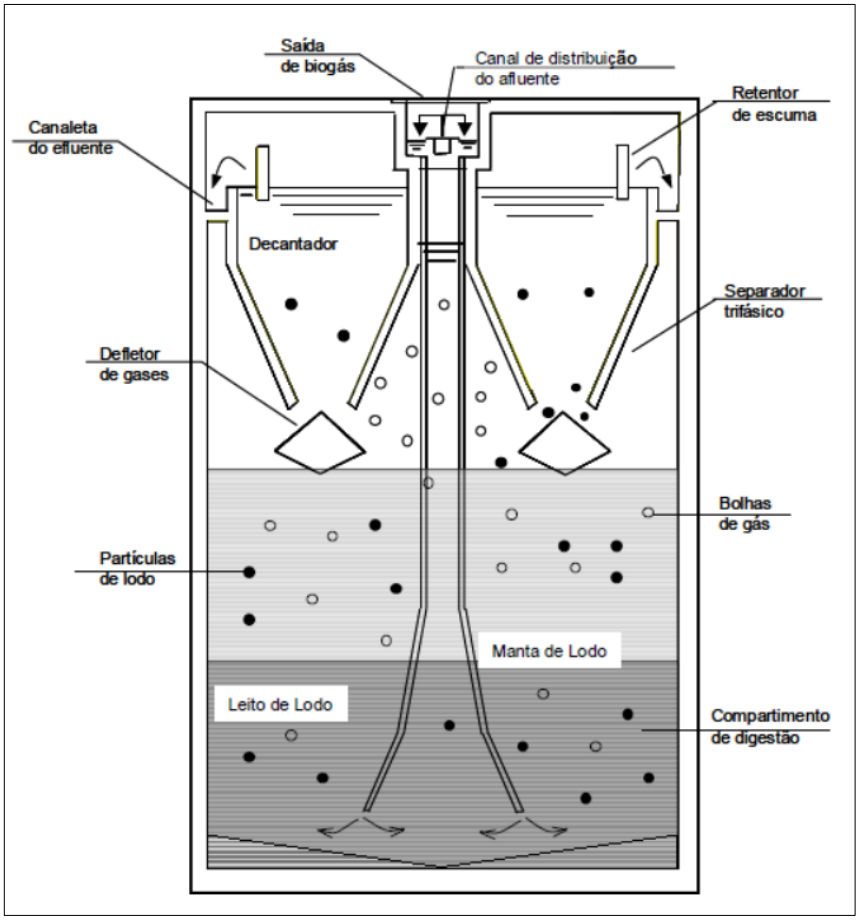
3.3.2. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB)

Os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanked Reactors*) correspondem a uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Consistem em uma coluna de escoamento ascendente, composta de uma zona de

digestão, uma zona de sedimentação, e o dispositivo separador de fases gás-sólido-líquido.

Existem inúmeras configurações para reatores UASB, mas em todas elas o esgoto bruto é direcionado para o topo do reator. Neste tipo de reator, o esgoto flui para o fundo do mesmo, onde é distribuído, segue uma trajetória ascendente até encontrar a manta de lodo, onde ocorrerá a mistura, a biodegradação e a digestão anaeróbia da matéria orgânica. Este consumo possui como subprodutos principais a geração dos gases metano, carbônico e sulfídrico (VON SPERLING, 2005). A Figura 22 Figura 2 ilustra a representação esquemática de um Reator UASB.

Figura 2 - Esquema representativo do funcionamento de um Reator UASB



Fonte: VERSIANI (2005)

Na parte superior do reator existem estruturas de dispositivos de coleta de gases e de material sedimentado. A manutenção de um leito de sólidos em suspensão constitui a manta de lodo e em função do fluxo contínuo e ascendente de esgotos, é neste ponto

que ocorrerá a decomposição do substrato orgânico pela ação de organismos anaeróbios (DRHIMA/UFRJ, 2010).

Este sistema de tratamento tem a capacidade de reter grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulico. Portanto, os reatores compactos apresentam volumes reduzidos aos digestores anaeróbios convencionais e ainda mantém alto grau de estabilização da matéria orgânica (COSTA, 2006).

As principais vantagens deste tipo de dispositivo destacadas por Von Sperling (2005) são:

- Eficiência satisfatória na remoção de DBO_5;
- Baixa necessidade de grandes áreas de instalação;
- Baixos custos de implantação e manutenção;
- Reduzido consumo de energia;
- Não necessita de meio suporte;
- Construção, manutenção e operação simples;
- Baixíssima produção de lodo;
- Rápido reinício após períodos de paralisação;
- Estabilização do lodo no próprio reator;
- Necessidade apenas da secagem e disposição final do lodo.

Em contrapartida, um reator UASB apresenta como desvantagens:

- Necessidade usual de pós-tratamento;
- Sensibilidade relativa a variações de carga;
- Pode vir a gerar odores desagradáveis;
- Remoção de nitrogênio e fósforo insatisfatória;

Diante das limitações de projeto e de eficiências expostas, é coerente concluir que este tipo de sistema anaeróbio deve ser encarado como uma primeira etapa de tratamento, pelo fato de apresentarem dificuldades em produzir efluentes que se enquadrem na legislação ambiental vigente.

Tem-se buscado, com isso, a utilização de sistemas combinados de tratamento, procurando-se obter maiores vantagens de incorporação de um sistema anaeróbio como primeiro estágio de tratamento, seguido de uma unidade de pós-tratamento, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação. Lagoas

de alta taxa constituem um bom exemplo de pós-tratamento capaz de completar a remoção da matéria orgânica, bem como de proporcionar a remoção de constituintes que não tenham sido removidos no tratamento anaeróbio.

Segundo Alem Sobrinho e Jordão (2001) a combinação de processos anaeróbios, principalmente reatores UASB e processos aeróbios (como lodos ativados) podem trazer significativos resultados quanto à eficiência de remoção de DBO, SST e Nitrogênio amoniacal, além de sua aplicação (com recirculação de lodo secundário para o UASB) implicar significativas vantagens para o tratamento:

- Os reatores UASB compreendem digestão e adensamento de lodo aeróbio, diferente dos tratamentos biológicos aeróbios, que necessitam de decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios;
- Pelo fato do reator UASB remover DBO com o dobro da eficiência dos decantadores primários (utilizados antes dos tratamentos biológicos aeróbios), os pós-tratamentos (ao UASB) podem ter o volume reduzido à metade;
- O custo de implantação do sistema UASB seguido de tratamento biológico aeróbico pode representar até 80% comparado com uma ETE convencional (tratamento biológico aeróbio). O custo operacional também é diminuído, devido à maior simplicidade do sistema e menor consumo de energia.

Segundo Alem Sobrinho e Jordão (2001) algumas características dos sistemas de tratamento com lagoas anaeróbias ou reatores UASB, seguidos de lagoas aerada aeróbia e de lagoa de decantação, são consideradas vantajosas e podem ser objetivo de maior atenção, como:

- Facilidade de implantação e operação;
- Possibilidade de redução de gastos com energia elétrica superior a 40%, já que o reator apresenta volume grande e pode haver desligamento de aeração por algum tempo.

Os processos biológicos aeróbios como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios não têm se mostrado eficientes na remoção de coliformes fecais e, de forma geral, é necessária desinfecção do efluente final para cumprimento dos padrões exigidos em lei (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

O uso de reator UASB, em conjunto com sistemas aeróbios, é eficiente para remoção de matéria orgânica biodegradável (55 a 75%), mas quanto a N e P é extremamente

ineficaz, o que pode ser uma significativa desvantagem, elevando os índices N/DQO e P/DQO para valores não desejados. Para casos em que se deseja a remoção de nitrogênio ainda é admitida a utilização do reator UASB, porém quando o objetivo se torna a redução da carga de fósforo, este tipo de tratamento não é recomendado, pois o índice P/DBO do efluente se torna muito elevado (ALEM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

Alem Sobrinho e Jordão (2001) também expõe outra opção de conformação para tratamento, o uso de lagoas fotossintéticas (como lagoas de alta taxa), apresentando resultados satisfatórios na remoção de organismos patogênicos. Entretanto, a presença de elevadas concentrações de algas no efluente dessas lagoas é fator de restrição, também por ocasionarem elevação nos níveis de DBO. Tendo em vista essa restrição, este trabalho propõe a recirculação da biomassa coletada do efluente das algas para o reator UASB, visando ao reaproveitamento destas para produção de biogás e melhoria da qualidade do efluente.

Comparando os sistemas de tratamento em que se utiliza o reator UASB como tratamento secundário com os que utilizam os lodos ativados com a mesma função, têm-se custos de implantação, bem como de operação e manutenção muito distintos. Os custos de implantação, de operação e manutenção para o reator UASB seguido de outra tecnologia de tratamento são menores que os referentes a sistemas de lodos ativados, como mostrado na Tabela 1616.

Tabela 16 - Custos de Implantação, Operação e Manutenção de reator UASB

Sistema	**Custos**	
	Implantação (R$/hab)	**Operação e Manutenção (R$/hab.ano)**
Reator UASB	36 – 59	3,0 – 4,0
UASB + LA	83 – 130	8,0 – 14
Biofiltro Aerado Submerso	77 – 119	8,0 - 14
Filtro Anaeróbico	53 – 83	4,0 – 7,0
Filtro Biológico percolador de alta taxa	71 – 107	6,0 – 9,0
Flotação por ar dissolvido	71 – 107	7,0 – 11
Lagoas de polimento	47 – 83	5,0 – 8,0
Lagoa aerada facultativa	47 – 107	6,0 – 11
Lagoa aerada mis. Comp.+ lagoa decantação	47 – 107	6,0 – 11
Escoamento superficial	59 – 107	6,0 – 8,0

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)
Nota: Valores referentes ao câmbio US$ 1,00=R$3,20 (junho/2016).

São apresentadas algumas concentrações típicas obtidas nos efluentes de reator UASB na Tabela 1717.

Tabela 17 - Concentrações médias típicas de efluentes de reator UASB

Sistema	Qualidade média do efluente (mg/L)				
	DBO_5	**DQO**	**SS**	**N total**	**P total**
Reator UASB	70 – 100	180 – 270	60 – 100	>20	>4
Lodos Ativados	20 – 50	60 – 150	20 – 40	>20	>4
Biofiltro Aerado Submerso	20 – 50	60 – 150	20 – 40	>20	>4
Filtro Anaeróbico	40 – 80	100 – 200	30 – 60	>20	>4
Filtro Biológico percolador de alta taxa	20 - 60	70 – 180	20 – 40	>20	>4
Flotação por ar dissolvido	20 – 50	60 – 100	10 – 30	>30	1 – 2
Lagoas de polimento	40 – 70	100 – 180	50 – 80	15 – 20	<4
Lagoa aerada facultativa	50 – 80	120 – 200	60 – 90	>30	>4
Lagoa aerada mis. Comp.+ lagoa decant.	50 – 80	120 – 200	40 – 60	>30	>4
Escoamento superficial	30 – 70	90 – 180	20 – 60	10 – 20	>4

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

As eficiências médias típicas de remoção para as mesmas conformações de tratamento, com tratamentos secundários realizados por UASB, segundo Von Sperling (2005) são expostas na Tabela 1818.

Tabela 18 - Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de reator UASB

Sistema	Eficiência Média de Remoção (%)				
	DBO_5	**DQO**	**SS**	**N total**	**P total**
Reator UASB	60 – 75	55 – 70	60 – 100	<60	<35
Lodos Ativados	83 – 93	75 – 88	20 – 40	<60	<35
Biofiltro Aerado Submerso	83 – 93	75 – 88	20 – 40	<60	<35
Filtro Anaeróbico	75 – 87	70 - 80	30 – 60	<60	<35
Filtro Biológico percolador de alta taxa	80 – 93	73 – 88	20 – 40	<60	<35
Flotação por ar dissolvido	83 – 93	83 – 90	10 – 30	<30	75 – 88
Lagoas de polimento	77 – 87	70 – 83	50 – 80	50 – 65	>50
Lagoa aerada facultativa	75 – 85	65 – 80	60 – 90	<30	<35
Lagoa aerada mis. Comp.+ lagoa decant.	75 – 85	65 – 80	40 – 60	<30	<35
Escoamento superficial	77 – 90	70 – 85	20 – 60	<65	<35

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

Von Sperling (2005) também expõe características típicas relacionadas ao projeto de reator UASB, como: área demandada, potência para aeração e volume de lodo na Tabela 1919.

Tabela 19 - Características típicas de sistemas com reator UASB

Sistema	Área demandada (m^2/hab)	Potência para aeração		Volume de lodo	
		Potência instalada (W/hab)	**Potência consumida (kWh/hab.ano)**	**Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)**	**Lodo desidratado (L/hab.ano)**
Reator UASB	0,03 – 0,10	0	0	70 – 220	10 – 35
Lodos Ativados	0,08 – 0,2	1,8 – 3,5	14 – 20	180 – 440	15 – 60
Biofiltro Aerado Submerso	0,05 – 0,15	1,8 – 3,5	14 – 20	180 – 440	15 – 55
Filtro Anaeróbico	0,5 – 0,15	0	0	150 – 300	10 – 50

Sistema	Área demandada (m^2/hab)	Potência para aeração		Volume de lodo	
		Potência instalada (W/hab)	Potência consumida (kWh/hab.ano)	Lodo líquido a ser tratado (L/hab.ano)	Lodo desidratado (L/hab.ano)
Filtro Biológico percolador de alta taxa	0,1 – 0,2	0	0	180 – 400	15 – 55
Flotação por ar dissolvido	0,05 – 0,15	1,0 – 1,5	8 – 12	300 – 470	25 – 75
Lagoas de polimento	1,5 – 2,5	0	0	150 – 250	10 – 35
Lagoa aerada facultativa	0,15 – 0,30	0,3 – 0,6	2 – 5	150 – 300	15 – 50
Lagoa aerada mis. Comp.+ lagoa decant.	0,1 – 0,3	0,5 – 0,9	4 – 8	150 – 300	15 – 50
Escoamento superficial	1,5 – 3,0	0	0	70 – 220	10 – 35

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

3.4. PÓS-TRATAMENTOS

Sabe-se pela literatura que tratamentos via UASB não suprem as necessidades de remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo em efluentes domésticos exigidas pelas legislações vigentes. Diante disso, considerando-se suas limitações associadas, é imprescindível a inclusão de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados nos reatores anaeróbios.

Com o intuito de se evitar quaisquer danos ambientais nos corpos receptores, a descarga dos efluentes deve ser antecedida pelo polimento de sua qualidade. Tal processo tem por objetivo a redução dos teores de matéria orgânica e nutrientes e a remoção de agentes microbiológicos (CHERNICHARO et al., 2001).

Alguns fatores principais devem ser levados em consideração quando da escolha do sistema de pós-tratamento mais adequado, a saber: qualidade desejada do efluente, custo de implantação e operação, disponibilidade de área e geração de lodo.

A seguir, estão dispostos alguns dos principais sistemas de pós-tratamento comumente utilizados e suas características principais.

3.4.1. Disposição controlada no solo

O processo de aplicação de esgoto em solo é uma prática bastante antiga, porém muito eficaz no que tange o tratamento e disposição final dos efluentes domésticos. O processo consiste basicamente da ação de microrganismos presentes no solo, que possuem capacidade de transformar a matéria orgânica em compostos mais simples. Tal atividade é realizada no intuito da produção de alimento e de energia por parte destes microrganismos. Ao fim, além de um efluente tratado, tem-se um solo revitalizado com altas cargas de material orgânico (TONETTI et al. 2011).

Existem diversos métodos que utilizam o solo no tratamento e/ou disposição final de esgotos, dentre eles pode-se listar a infiltração rápida, irrigação, escoamento superficial e valas de infiltração. As eficiências de remoção de DQO, por exemplo, podem variar na ordem de 80-93% para processos de infiltração rápida e 85-95% para o processo de infiltração lenta (VON SPERLING, 2005)

3.4.2. Lagoas de polimento

De acordo com Cavalcanti et al. (2001), a denominação de lagoa de polimento é para distinguir-se de lagoas de estabilização, haja vista que a primeira se refere a um processo de pós-tratamento de efluentes e a segunda a um tratamento de esgoto bruto. Devido à significativa remoção de DBO e Sólidos Suspensos Totais (SST) nos reatores anaeróbios, por exemplo, as concentrações remanescentes no efluente e, consequentemente, as cargas orgânicas correspondentes não seriam os fatores determinantes para o pós-tratamento. O ponto chave no processo de tratamento por lagoas de polimento passa a ser, pois, a remoção de patógenos, e não mais, a estabilização de matéria orgânica, como seria em uma lagoa de estabilização (CAVALCANTI et al., 2001).

Sistemas que combinam reatores UASB com lagoas de polimento conseguem atingir eficiências de remoção da ordem de 70-83% para DBO e 73-83% para SST (VON SPERLING, 2005).

3.4.3. Lodos ativados

Em nível mundial, este tipo de tratamento é amplamente utilizado em tratamentos de águas residuárias domésticas e industriais, em casos em que uma elevada qualidade do efluente final é exigida e não exista uma grande disponibilidade de área para construção. Umas das desvantagens mais relevantes deste tipo de tratamento é o alto índice de mecanização e a menor capacitação para remoção biológica de nutrientes (N e P) (VON SPERLING *et al.*, 2001).

Porém, atualmente, a utilização de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios passou a ser amplamente pesquisada e utilizada devido às inúmeras vantagens apresentadas. Tais itens, seguem listados, de maneira simplificada, na Tabela 2020.

Tabela 20 - Vantagens e desvantagens de lodos ativados como pós-tratamento

Vantagens	Descrição
Redução da produção de lodo	A massa a ser encaminhada para disposição final é da ordem de 60 a 70% das concepções tradicionais
Redução do consumo de produtos químicos para desidratação	A redução ocorre em função da menor produção de lodo e das melhores características para desidratação
Redução do consumo de energia	Uma vez que cerca de 70% da DBO é previamente removida no reator UASB, o consumo de oxigênio se dá apenas pela DBO remanescente e para a nitrificação, que, neste caso, é o fator preponderante do consumo

Fonte: Von Sperling et al. (2001)

Existem diversos tipos de associações com sistemas de lodos ativados, portanto, suas eficiências de remoção variam de acordo com o dispositivo a ele acoplado. Por exemplo, sistemas que operam com lodo ativado em conjunto com filtração terciária possuem eficiência de remoção de DBO da ordem de 93-98% e inferior a 60% para remoção de nitrogênio total. Em casos de associação de lodos ativados com aeração prolongada, a eficiência de remoção de DBO é da ordem de 90-97% enquanto a eficiência de remoção de sólidos suspensos atinge níveis de 87-93% (VON SPERLING, 2005).

Segundo Von Sperling (2005), a utilização de lodos ativados como alternativa para pós-tratamento de reatores do tipo UASB é uma opção bastante promissora, vista a substituição do decantador primário pelo reator UASB, que receberá todo o lodo do

tratamento aeróbio realizando assim a digestão e o adensamento paulatinamente com o lodo anaeróbio.

3.4.4. Lagoas de alta taxa

Lagoas de alta taxa de produção de algas (*High Rate Algae Ponds* – HRAP), simplificadamente chamadas de Lagoas de Alta Taxa (LAT) no Brasil, nada mais são do que uma adaptação das lagoas de estabilização que incorporam um sistema de mistura simples por meio de defletores (chicanas) dentro da lagoa para controlar o fluxo hidráulico, e, com isso, conseguir o incremento da eficiência e a redução da sua área, otimizando-se ainda a produção de oxigênio por meio da fotossíntese.

Consistem de uma espécie de canal com pequena profundidade, onde estão ocorrendo a todo momento movimentações em circuito fechado. Em situações de máximo uso da energia solar, este sistema fornece maior absorção de nutrientes dos esgotos quando comparado a sistemas de lagoa convencionais (TEIXEIRA PINTO e ONOYAMA, 1991).

O uso de LAT como forma de pós-tratamento do efluente do reator UASB é válido pelo fato de proporcionar eficiência de desinfecção elevada em lagoas operadas com tempo de detenção hidráulico reduzido, quando comparadas a lagoas convencionais de tratamento.

3.5. LAGOAS DE ALTA TAXA

Assim como em sistemas de lagoas facultativas, o tratamento biológico é realizado por bactérias aeróbias e algas. Além da produção de nitratos e fosfatos, grandes concentrações de CO_2 são geradas a partir do momento em que as bactérias utilizam o oxigênio do meio juntamente com a matéria orgânica do esgoto para seu crescimento. O desenvolvimento das algas se dá pela absorção de nutrientes e pelo processo fotossintético. No interior das LATs há uma troca de componentes entre algas e bactérias. Estas últimas, produzem gás carbônico que será consumido pelas algas juntamente com a absorção da energia luminosa do sol para a produção de açúcares (energia celular) e a produção de oxigênio como produto de saída. Oxigênio este que será novamente consumido pelas bactérias.

O fato das lagoas serem de pequena profundidade, permite que ocorra uma incidência alta de luz solar, o que proporciona altos índices fotossintéticos e consequente elevada taxa de produção de algas, elevação do pH (pelo consumo de gás carbônico) e da concentração de oxigênio dissolvido. Tais fatores são favoráveis à mortandade de microrganismos patógenos e favorecem, ainda, a remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2005).

A remoção de nutrientes na lagoa de alta taxa acontece de duas formas principais. Durante a primeira, ocorre a elevação do pH, o que acarreta a volatilização da amônia derivada do nitrogênio orgânico e da precipitação do fósforo. Na segunda parte, ocorre o consumo dos nutrientes, que produzirá o subproduto esperado, as algas. Nesse sentido, as lagoas de alta taxa são uma excelente opção de pós-tratamento quando da remoção de patógenos, nitrogênio e fósforo. Ademais, as algas produzidas nas lagoas podem ser utilizadas para produção de energia.

Lagoas de alta taxa são capazes de remover cerca de seis vezes mais DBO por metro quadrado do que uma lagoa convencional removeria, em condições altamente favoráveis, além de necessitarem de tempos de detenção hidráulica muito inferiores (NARASIMHAN, 2010). Composta por rotores de eixo horizontal, são capazes de alcançar um estado de não aeração, mas sim um estado de movimentação suave da massa líquida. Tais movimentos extinguem as zonas mortas, melhoram o contato do afluente líquido com as bactérias e algas e permitem que uma maior quantidade de algas tenha contato com a luz solar (VON SPERLING, 2005).

Por mais que sistemas de lagoas de alta taxa possuam inúmeras vantagens em relação aos outros tipos de sistemas de pós-tratamento, existem parâmetros decisivos para que se atinja a máxima eficiência e a máxima otimização do processo. As condições ideais de crescimento para as culturas algáceas variam der acordo com as cepas de alga e a produção de biomassa, por sua vez, depende de muitos fatores. De maneira geral, os mais relevantes para a produção de biomassa algácea são a luz solar e a temperatura (NARASIMHAN, 2010).

A fonte de luz que supre as necessidades do processo de fotossíntese em lagoas de alta taxa é o Sol. Para que seja possível a geração de um volume máximo de biomassa algácea é preciso que seja controlado o processo de incidência não apenas de maneira natural, mas de uma forma que seja permitido o contato do maior número de algas com a luz.

Em cenários onde não há limitações de nutrientes, o esperado é que a fotossíntese aumente com o aumento da intensidade de luz solar, até o ponto de saturação luminosa, no qual se atinge o ponto máximo de produção de algas. Qualquer acréscimo de luz acima deste ponto pode levar à foto-oxidação das algas, quando receptores de luz são diretamente danificados, o que reduz suas taxas fotossintéticas e, por consequência, a produtividade (RICHMOND, 2004).

Devido às altas variações de intensidade na incidência de luz por causa de interferências sazonais, parâmetros como o tempo de detenção hidráulico (TDH) em lagoas de alta taxa devem ser detalhadamente dimensionados, para evitar-se quaisquer interferências no desempenho dos tanques (TADESSE et al. 2004).

Um tanque é dito como operante em temperatura ótima em relação a produtividade algácea, quando os termômetros ocupam a faixa dos 28º aos 35ºC (PULZ, 2001). De maneira geral, obedecidas tais condições, a produtividade aumenta com o aumento da temperatura. No entanto, em temperaturas superiores às supracitadas, começa a haver queda gradativa na produtividade.

Além de controlar o pH, a solubilidade e o equilíbrio iônico das lagoas as temperaturas também influenciam em algumas das taxas mais relevantes relacionadas ao processo metabólico e ao crescimento algáceo, além de afetarem a composição bioquímica de suas células, de maneira mais significativa os lipídeos e as proteínas (RICHMOND, 2004).

Parâmetros como oxigênio dissolvido, nutrientes e pH também desempenham papéis fundamentais na otimização de processos algais em lagoas de alta taxa. A saber, elevados valores de pH (acima de 11), alcançados pelo processo de fotossíntese – consumo de CO_2 e bicarbonato (HCO_3^-), propiciam o aumento da remoção de nitrogênio e fósforo nas lagoas. No entanto, o pH ótimo para as bactérias aeróbias responsáveis pela degradação de matéria orgânica é de 8,3 (CRAGGS, 2005) à medida que, para a maioria das espécies de algas o valor se aproxima de 8,0 (PARK, et al. 2010). Em suma, o potencial hidrogeniônico influencia diretamente no tocante de sistemas de microalgas, seja pelo crescimento algáceo ou pela eficiência de remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

A disponibilidade de CO_2 deve ser tratada como um parâmetro de caráter particular, haja vista sua relação com o processo de tratamento anaeróbio em reatores UASB e sua possível associação com os sistemas de crescimento de microalgas.

3.5.1. Adição de CO_2 em lagoas de alta taxa

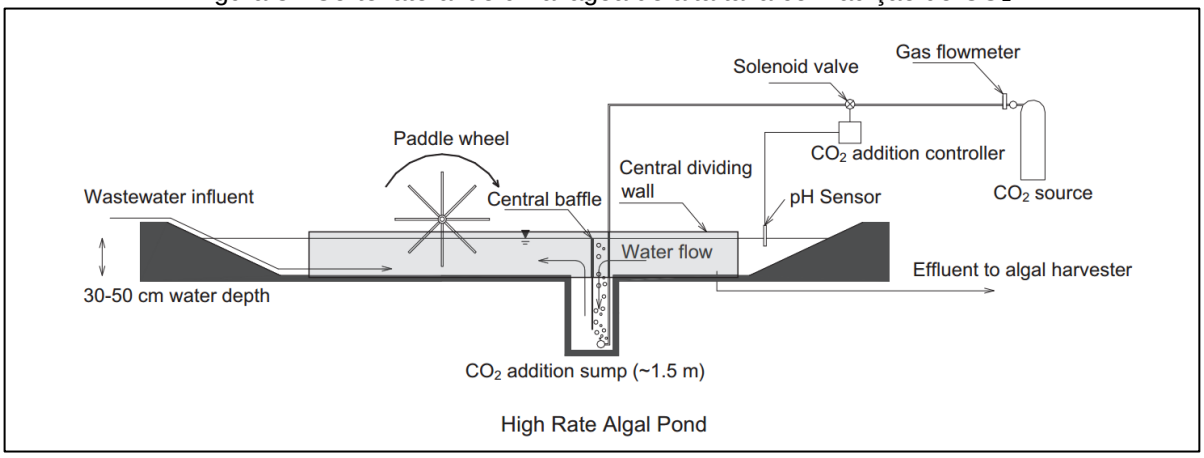
Sistemas de lagoas de alta taxa operam em condições otimizadas, dentre outras condições, quanto maior for a disponibilidade de carbono como fonte de suplemento para as algas. Tal oferta pode ser conseguida por meio da injeção de carbono diretamente nas lagoas. Uma fonte opcional deste nutriente é o processo de queima do biogás gerado na etapa de digestão anaeróbia - Reator UASB (CHISTI, 2008).

Estudos comandados por Godos et al. (2010) mostram que a adição de cerca de 5,5 L/min de gás contendo 7% de CO_2 em uma lagoa de alta taxa, acarretou o aumento de 30% da concentração de biomassa algácea.

Park et al. (2010) mostraram que mesmo que a remoção físico-química de nutrientes seja reduzida após a injeção de CO_2, tal déficit pode ser suprido pela produção adicional de biomassa algácea e a consequente assimilação dos mesmos. Park et al. (2010) conseguiu induzir um acréscimo ainda maior (superior a 30%) na produção de biomassa algácea quando da adição de CO_2. Além disso, com seus ensaios foi possível corroborar o fato de que a manutenção do pH abaixo de 8,0 acarreta na redução da perda de nitrogênio por volatilização de amônia. Lagoas que receberam a adição de gás carbônico apresentaram perdas na faixa de 5 a 9%, enquanto a não adição deste gás forneceu ao final do experimento uma perda de nitrogênio próxima a 24%. O que, de maneira conseguinte, resultou na maior assimilação de nitrogênio pelas bactérias e algas.

A adição do gás carbônico na massa líquida da lagoa de algas pode ser feita de forma a otimizar o processo, segundo Park *et al.* (2010). Segundo tal, a injeção quando feita na direção contrária ao fluxo (Figura 33Figura 3) permite que seja gerada uma maior turbulência.

Figura 3 - Corte lateral de uma lagoa de alta taxa com adição de CO_2



Fonte: (PARK *et al.*, 2010)

3.6. MICROALGAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS E A PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS

O uso de microalgas por seres humanos é datado desde dois mil anos atrás, por chineses, que o fizeram a propósito de alimentação. Porém, a biotecnologia de microalgas só começou realmente a se desenvolver em meados do século passado. Hoje em dia, existem inúmeras aplicações comerciais acerca de microalgas, que podem ser usadas para melhorar o valor nutricional de produtos alimentares e rações para animais. Devido à sua composição química, desempenham um papel crucial na aquicultura e podem ser incorporados em produtos cosméticos (SPOLAORE et al., 2005).

O conceito de acoplamento de unidades convencionais de tratamento de águas residuárias com sistemas algais tem sido avaliado em muitos estudos ao redor do mundo. Clarens et al. (2010), relataram que quando utilizadas de maneira parcial as águas residuárias podem reduzir a quantidade de energia integrada na forma de nitrogênio e fósforo, utilizados para o cultivo das algas.

As vantagens mais relevantes em relação ao uso de microalgas para tratamento de águas residuais são as altas taxas de crescimento em tempos curtos de geração, a baixa necessidade de espaço de terras para instalação e a alta produção lipídica de biomassa (YAAKOB et al. 2011).

Microalgas são capazes de mitigar a emissão de gás carbônico e produzir óleo com alta produtividade, possuindo assim um grande potencial para aplicações em produção de biocombustíveis. A biomassa algácea produzida e coletada a partir do

tratamento dos esgotos pode ser convertida em biocombustíveis por vários métodos (PARK et al., 2010).

As principais tecnologias para a produção de biocombustíveis de microalgas incluem a identificação das condições de cultivo preferíveis para alta produtividade de óleo, o desenvolvimento de sistemas de cultivo de microalgas eficazes e econômicos, bem como a separação e coleta de biomassa e óleo (CHEN et al., 2011).

Sob condições de cultura adequadas, algumas espécies de microalgas são capazes de acumular até 70% de óleo lipídico por peso seco (CHISTI, 2007 apud CHEN et al., 2011). O perfil de ácidos graxos do óleo de microalgas é adequado para a síntese de biodiesel (GOUVEIA e OLIVEIRA, 2009). O grande atrativo do uso de óleo de microalgas para biodiesel é a alta capacidade de produção de óleo que elas possuem. Em experimentos controlados já foi possível produzir até 58.700 litros de óleo por hectare, o que pode ser considerado de magnitudes muito mais elevada do que a de qualquer outra cultura geradora de energia (CHISTI, 2007 apud CHEN et al., 2011).

Segundo Sialve et al., (2009), a opção mais simples e que possui o melhor custo-benefício para a conversão de biomassa algácea em biocombustíveis é a digestão anaeróbia para a produção de biogás, capaz de gerar uma média de 0,25 m^3 de metano por quilograma de sólidos voláteis algais.

Carvalho Júnior (2010) relata que no processo de transformação de biomassa algácea em biocombustível, o consumo de energia equivale a 64% da produção energética, na forma de biodiesel. Segundo ele ainda, tal processo é relativamente complexo devido, principalmente, à baixa repetibilidade experimental.

3.7. ESTUDO DO BALANÇO DE MASSA

De acordo com Von Sperling (2005), o balanço de massa é uma descrição quantitativa de todas as matérias que entram, saem e se acumulam em sistemas com limites físicos definidos. Nele se considera o caráter dinâmico das vazões que são encaminhadas às diversas unidades de uma estação de tratamento, com a visão da ETE como um todo, e a interpelação entre suas diversas unidades (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

O balanço de massa proporciona uma maneira conveniente de definir o que ocorre dentro de reatores de tratamento como uma função do tempo (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

A análise do balanço de massa dentro de um reator UASB, por exemplo, deve levar em consideração os materiais que entram, os que saem, os que são gerados, os que são consumidos e os que são acumulados no volume do reator, levando-se sempre em consideração a seguinte equação:

$$\begin{matrix} Taxa\ de\ acumulação \\ de\ reagente\ dentro \\ do\ contorno\ do\ sistema \end{matrix} = \begin{matrix} Taxa\ de\ fluxo\ de \\ reagente\ para\ dentro \\ do\ contorno\ do\ sistema \end{matrix} - \begin{matrix} Taxa\ de\ fluxo\ de \\ reagente\ para\ fora \\ do\ contorno\ do\ sistema \end{matrix} + \begin{matrix} taxa\ de\ geração\ de \\ reagente\ dentro\ do \\ contorno\ do\ sistema \end{matrix}$$

Ou de maneira simplificada,

Acumulação = Afluente - Efluente + Geração

O balanço de massa de uma ETE costuma ser executado com base nos parâmetros de vazão, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) afluente à ETE e concentração de Sólidos. Porém, a vazão a ser tratada é composta pela vazão afluente mais as vazões de recirculação do sistema.

Em casos de sistemas de tratamento de esgotos que possuam um reator anaeróbio (UASB) e uma lagoa de alta taxa de produção de algas, a análise do balanço de massa leva em consideração, por exemplo, o encaminhamento do efluente do tratamento anaeróbio para o pós-tratamento em lagoas de alta taxa que, por sua vez, fornecerá biomassa algácea que será mandada de volta ao reator UASB para a codigestão.

Fluxos de massa podem ser realizados de maneira indireta, utilizando-se como indicativo a demanda bioquímica de oxigênio. A DQO traduz, de forma simplificada, a quantidade total de ligações químicas presentes nos compostos da amostra que potencialmente estejam disponíveis para reação com o oxigênio (ELLER, 2013).

O balanço de massa, no entanto, pode apresentar em muitos casos dificuldades para ser concluído, como no caso de reatores UASB, nos quais há justamente perdas de DQO sob a forma de metano aliada a erros experimentais e condições operacionais.

De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994), no caso de tratamentos de esgotos domésticos a partir do processo de degradação de matéria orgânica, um modelo para

o balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação energético em reatores UASB deve ser baseado na conversão em lodo (anabolismo/absorção), na mineralização por meio da oxidação (catabolismo), na permanência na fase líquida (disposição) e na conversão em metano.

3.8. ESTUDO DO BALANÇO DE ENERGIA

Nos Estados Unidos, serviços públicos de água e esgoto consomem cerca de 2% do total de energia produzida no país (Batts et al. 1993, apud TCHOBANOGLOUS et al., 2003). Usualmente, 30% do custo operacional com tratamento de esgotos nos Estados Unidos é orçado para usos energéticos (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

Em tempos de preocupação com o fornecimento de combustíveis, os custos com energia e os, cada vez mais, elevados níveis de tratamento exigidos, resultam em um maior consumo de energia. Portanto, o projeto e a operação de ETE estão focados cada vez mais na otimização do uso da energia elétrica e na redução dos custos operacionais (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

O balanço de energia, nada mais é do que, uma estimativa dos fluxos e transformações de energia de um dado sistema. A base teórica para um balanço energético é a primeira lei da termodinâmica. As fontes de energia ou ondas de energia são, portanto, as entradas e saídas do sistema em questão.

Para que um balanço de energia se complete, é preciso levar-se em consideração toda e qualquer energia associada aos processos de entrada, saída, emissão, geração, consumo e produção de qualquer substância ou massa que seja.

Sturm e Lamer (2011) apud Beal et al. (2013), por exemplo, realizaram estudos que sugerem que a energia direta produzida a partir de biocombustíveis de algas, por exemplo, e a economia de energia proporcionada por evitar a remoção biológica de nutrientes podem compensar os custos de energia diretos derivados do cultivo e da separação de algas.

Estes estudos levantam também as potenciais vantagens de tratamento de águas residuárias por meio do acoplamento de um cultivo de algas. Isto é, os autores sugerem que a modelagem da integração das duas operações de consumo de energia líquida (ou seja, uma instalação de tratamento de águas residuais e uma unidade de

produção de biocombustíveis de algas) resultará em uma instalação de energia positiva líquida atribuída a benefícios sinérgicos (BEAL et al., 2013)

O montante de energia consumida varia, geralmente, de acordo com o tamanho da planta da ETE e o tipo de sistema de tratamento utilizado. Lodos ativados, por exemplo, que até então equivalem ao modelo mais utilizado no tratamento de esgotos sanitários, demandam aproximadamente 1100 a 2400 MJ de eletricidade para cada 1000 m^3 de esgoto processado (TCHOBANOGLOUS et al., 2003).

O balanço energético em estações de tratamento de esgoto não consiste unicamente do fluxo de energia elétrica propriamente dita, especialmente em plantas nas quais sistemas de microalgas operem em conjunto com tratamentos anaeróbios. A geração de biogás em reatores UASB, a queima do mesmo para produção de metano e a produção de biocombustíveis por intermédio da coleta de biomassa algal também compõem o balanço de energia do sistema.

No entanto, as eficiências de produção e a aplicação destes varia de acordo com as condições de projeto. Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), as perdas efetivas de metano em reatores UASB, por exemplo, podem variar de 20 a 50% em função da transferência do gás da superfície líquido-atmosfera e da saída de metano dissolvido no efluente.

Estudos de Menger-Krug (2012), demonstram que o consumo energético *per capita* em ETEs de tamanho considerável, na Alemanha, é de 55 kWh_{el}/ano. O fluxo da água é responsável pelo consumo de 70% da energia enquanto 20% é consumido pela gestão dos lodos e os outros 10% para demais utilizações. A manutenção destes padrões depende da operação e da manutenção dos equipamentos da ETE, que de maneira direta influenciarão no balanço energético da planta de tratamento.

De maneira geral, a viabilidade do tratamento de águas residuárias não é acionada levando-se em conta a rentabilidade energética, e sim as questões de saúde pública e necessidades ambientais. Porém, Beal *et al.* (2013) propõem o uso de indicadores de eficiência energética, a exemplo do índice de Retorno sobre o Investimento Energético (*EROI – Energy Return On Investment*), detalhado a seguir.

3.9. EFICIÊNCIA ENERGÉTICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO

Processos energéticos estão presentes no desenvolvimento das grandes potências industriais ao redor do mundo, mas a preocupação com a capacidade de suprimento e com a duração das fontes de energia caracteriza a necessidade de se estimar a viabilidade de tal atividade.

O EROI, que é calculado como sendo a razão entre a energia produzida e a energia consumida pelo sistema energético da Estação de Tratamento, é uma medida crítica para avaliar a rentabilidade energética líquida do sistema (HALL et al, 1984; KING, 2010; MULDER e HAGENS, 2009).

Tal indicador foi introduzido para quantificar numericamente o benefício que o investidor recebe quando relacionadas as quantidades de energia gerada e entregue pelo seu processo (Energia de *output* = E_{out}) e a quantidade de energia primária usada na cadeia de fornecimento (Energia de *input* = E_{in}), como mostra a Equação 1 (Murphy e Hall, 2010 apud Raugei et al., 2012).

$$EROI = {}^{E_{out}}/_{E_{in}} \quad (1)$$

A literatura especializada já se encarregou de quantificar valores de EROI para diversas fontes de combustíves para várias regiões do mundo e os principais valores de referência seguem listados na Tabela 2121.

Tabela 21 - Valores de EROI mensurados para várias fontes de combustíveis

Fonte Combustível	EROI	Autor
Óleo e gás (produção)	18	Gagnon, 2009
Óleo e gás (produção)	15	Freise, 2011
Óleo e gás (produção)	40	Grandell, 2011
Óleo e gás produção	10	Hu et al., 2013
Óleo e gás (doméstico)	11	Guilford et al., 2011
Óleo e gás (doméstico)	30	Cleveland et al. 1984, Hall et al. 1986
Óleo e gás (importado)	12	Guilford et al., 2011
Óleo, gás e produção de areia betuminosa	11	Poisson e Hall, 2013
Gás natural	67	Sell et al., 2011
Gás natural	26	Freise, 2011
Carvão (mina)	80	Cleveland et al., 1984
Carvão (mina)	35	Hu et al., 2013
Carvão (mina)	27	Hu et al., 2013
Nuclear	5 a 15	Hall e Day, 2009

Fonte Combustível	EROI	Autor
Biodiesel	1,3	Pimentel e Patzek, 2005
Hidrelétrica	>100	Cleveland et al., 1984
Eólica	18	Kubiszewski et al., 2010
Placas Planas coletoras de energia solar	1,9	Cleveland et al., 1984
Coletores concentradores	1,6	Cleveland et al., 1984
Painéis fotovoltáicos	6 a 12	Kubiszewski et al., 2010
Etanol (cana-de-açúcar)	0,8 a 10	Goldenberg, 2007
Biogás (1)	1,44	Beal *et al*., 2012
Biogás (2)	0,38	Menger-Krug et al., 2012
Biogás (3)	0,48 a 1,01	Menger-Krug et al., 2012

Fonte: Adaptado de Hall et al., 2014

(1) Sistem de tratamento de esgoto convencional (lodos ativados) integrado a um sistema de microalgas.

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

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

Uma vez o cálculo do EROI sendo feito tomando como base a fração entre a energias demandada e gerada, valores próximos a 1,0 indicam uma não tão viável aplicabilidade do processo. Concomitantemente, valores abaixo de 1,0 mostram que tal processo consumiu mais energia do que ele mesmo é capaz de produzir ao final da cadeia de produção. Por fim, quando maior for o valor do indicador, maior será a quantidade de energia gerada em relação à consumida.

Nas condições de operação da Alemanha, Menger-Krug *et al.* (2012) obtiveram uma redução do balanço energético de uma planta de ETE na ordem de 41-102%, dependendo da intensidade de injeção de reciclo de CO_2, utilizando sistemas de microalgas acoplados a tratamentos anaeróbios de lodos ativados. Equivalentemente, o EROI obtido melhorou de 0,38 para 0,62 - 1,01. Da mesma forma, o EROI pode ser utilizado para avaliar a potencial viabilidade de produção de biocombustível a partir de um sistema combinado de tratamento de águas residuárias e produção de biomassa algácea.

O aumento do EROI em ETE dotadas de sistemas de crescimento de microalgas se dá tanto pelo fato de a energia gerada sofrer um acréscimo quanto pelo fato de o consumo da mesma sofrer um decréscimo. Essa relação, como pode ser verificado pela Equação 1, acaba em gerar um EROI de grandeza maior.

Com o aumento da rentabilidade de um dado sistema, o valor do EROI será também acrescido. Para um sistema de combinação de matérias-primas, como nesse caso, as águas residuárias e as algas, o EROI para todo o sistema associado de produção deve ser maior do que 1 (um).

4. METODOLOGIA

4.1. PARÂMETROS DE ENTRADA DO SISTEMA

Toda base de cálculo apresentada nesta metodologia foi aplicada considerando-se três diferentes populações atendidas pelo sistema de tratamento de esgoto projetado: 20.000, 50.000 e 100.000 habitantes.

Para o desenvolvimento de todo cálculo em que se baseia este trabalho foram utilizadas concentrações típicas de parâmetros sugeridas por Von Sperling (2005), presentes na Tabela 2222.

Tabela 22 – Concentrações típicas em esgotos domésticos

Parâmetros	**Concentração típica (mg/L)**
DBO_5	300,0
DQO	600,0
Nitrogênio total	45,0
Fósforo total	7,0
ST	1100,0
SSF	80,0
SSV	320,0

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

A vazão considerada para a entrada do sistema foi de 160 L/habitante.dia nas três situações analisadas, de acordo com o proposto na NBR 13.969/97 para residências de alto padrão.

4.2. REATOR UASB

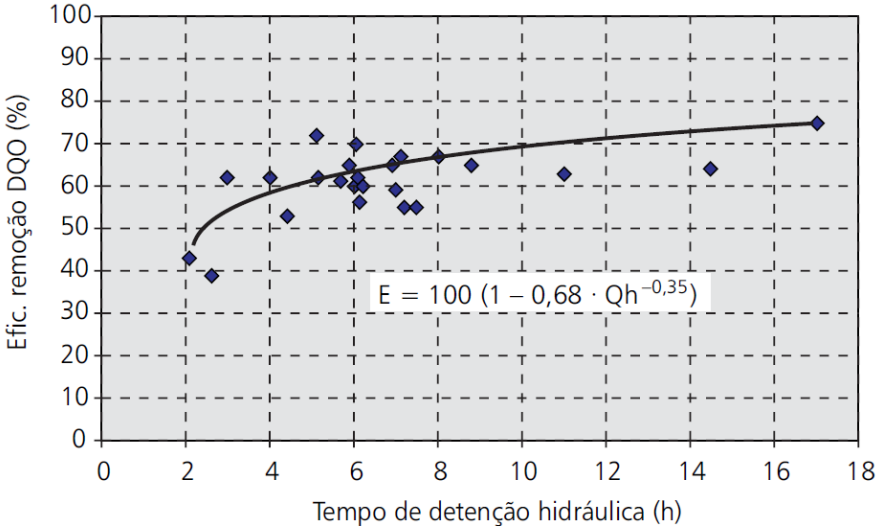
A metodologia de cálculo e os parâmetros que foram adotados para determinação do balanço de massa e de energia são demonstrados nas etapas a seguir.

4.2.1. Eficiências de Remoção

A estimativa da eficiência de sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto não vem sendo usualmente baseada em modelagens matemáticas, portanto, é comum que sejam estimadas por intermédio de relações empíricas, obtidas a partir de experimentos com reatores em operação (CAMPOS, 1999).

A figura a seguir (Figura 44) apresenta resultados operacionais de cinco reatores (Bucaramanga, Cali, Cetesb, Pedregal e Kampur) operantes numa faixa de temperatura de 20ºC a 25ºC.

Figura 4 - Eficiências de remoção de DQO esperadas para UASB, em função do TDH

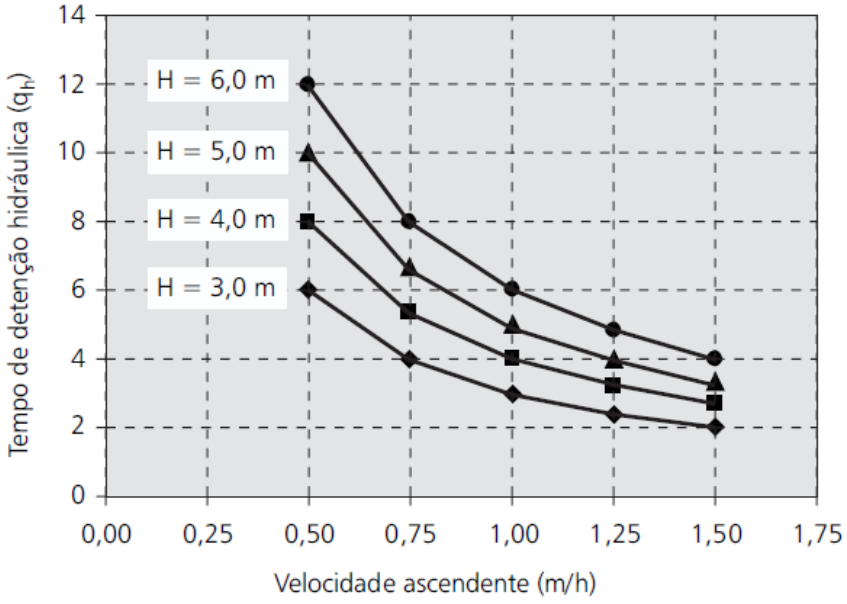


Fonte: CAMPOS, 1999.

Tal metodologia foi utilizada para o cálculo da eficiência de remoção de DQO, e notou-se claramente que o TDH é um fator de relevante interferência na sua determicação. A literatura recomenda que seja adotado um TDH entre 6 e 10 horas, quando a temperatura do esgoto estiver na faixa de 17 a 32ºC.

Para os cenários propostos (20, 50 e 100 mil habitantes) foram fixados valores de TDH, tomando como base a altura do reator e a velocidade ascencional, na relação disposta no gráfico contido na Figura 55.

Figura 5 - Relação velocidade ascendente e TDH, para diferentes alturas de reator.



Fonte: CAMPOS, 1999.

De posse da altura fixada no dimensionamento do reator e da velocidade ascencional de 0,6 m/h, foi atribuído o tempo de detenção hidráulico (TDH) para o reator UASB.

Utilizaram-se as Equações 2 e 3 para a determinação da Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) e por conseguinte o volume do reator.

$$TDH = \frac{1}{CHV} \quad (2)$$

$$V = \frac{Q}{CHV} \quad (3)$$

Onde,

$CHV = Carga\ Hidráulica\ Volumétrica\ (m^3/m^3 \cdot dia)$

$Q = vazão\ de\ entrada\ do\ reator\ UASB\ (m^3/dia)$

$V = volume\ do\ reator\ UASB\ (m^3)$

$TDH = tempo\ de\ detenção\ hidráulica\ (dias)$

A eficiência de remoção de reatores UASB em termos de DQO foi calculada por meio da seguinte equação (4), proposta por Campos (1999):

$$E_{DQO} = 100 \cdot (1 - 0{,}68 \cdot TDH^{-0{,}35}) \quad (4)$$

Onde,

$E_{DQO} = Eficiência\ do\ reator\ UASB\ em\ termos\ de\ remoção\ de\ DQO\ (\%)$

$TDH = Tempo\ de\ detenção\ hidráulica\ (horas)$

$0{,}68 = \ constante\ empírica$

$0{,}35 = constante\ empírica$

Segundo Campos (1999), os valores de eficiência têm variado de 40% a 75% para a remoção de DQO. Já Von Sperling (2005) cita como razoável a faixa de 55% a 70%.

A eficiência de remoção de DBO em reatores UASB foi calculada por meio da equação 5, proposta por Campos (1999).

$$E_{DBO} = 100 \cdot (1 - 0{,}70 \cdot TDH^{-0{,}50}) \quad (5)$$

Onde,

$E_{DBO} = Eficiência\ do\ reator\ UASB\ em\ termos\ de\ remoção\ de\ DBO\ (\%)$

$TDH = Tempo\ de\ detenção\ hidráulica\ (horas)$

$0{,}70 =\ constante\ empírica$

$0{,}50 = constante\ empírica$

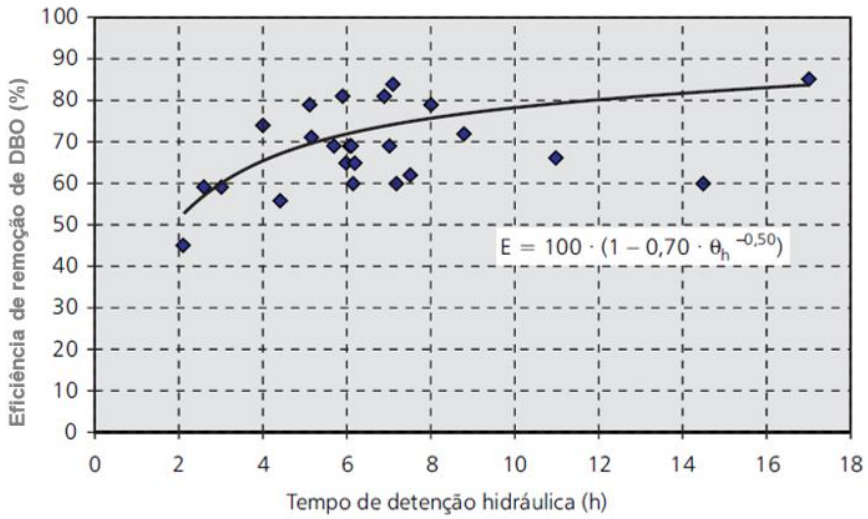
A eficiência de remoção de DBO pode variar de acordo com Campos (1999) de 45% a 85%. Von Sperling (2005) admite valores na faixa entre 60% a 75%.

Segundo Von Sperling (2005), os reatores UASB não possuem eficiência significativa na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Para realização do balanço de massa foram atribuídos para eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo, respectivamente, os valores 20% e 10%.

As eficiências de remoção consideradas para DQO, DBO, N e P foram utilizadas para o cálculo da concentração desses parâmetros afluentes à lagoa de alta taxa.

A Figura 66 expressa as eficiências de remoção de DBO obtidas nos mesmos cinco reatores analisados na Figura 44, para os quais também foi ajustada uma equação.

Figura 6 - Eficiências de remoção de DBO esperadas para UASB, em função TDH



Fonte: CAMPOS, 1999.

4.2.2. Produção de Lodo

Segundo Campos (1999), a produção de lodo no reator UASB pode ser calculada utilizando a equação 6.

$$P_{lodo} = Y \cdot DQO_{apl} \quad (6)$$

Onde,

$P_{lodo} = Produção\ de\ sólidos\ no\ sistema\ (kgSST/dia)$;

$Y = Coeficiente\ de\ produção\ de\ sólidos\ no\ sistema\ \left(kgSST/kgDQO_{apl}\right)$;

$DQO_{apl} = Carga\ de\ DQO\ aplicada\ ao\ sistema\ (kgDQO/dia)$.

Chernicharo (1997) afirma que o coeficiente de produção de sólidos no sistema (γ) varia entre 0,18 e 0,20 kgSST/DQO_{apl}. Foi adotado para esse parâmetro o valor de 0,20 kgSST/DQO_{apl}.

O volume de lodo produzido no reator foi calculado pela equação 7.

$$V_{lodo} = \frac{P_{lodo}}{\gamma \cdot C} \tag{7}$$

Onde,

$\gamma = densidade\ do\ lodo\ (kg/m^3)$

$C = Concentração\ do\ lodo\ (\%)$

Para este cálculo foram designados os valores 1.020 kg/m^3 e 3%, respectivamente, para densidade e concentração do lodo. Esses valores respeitaram limites recomendados por Chernicharo (1997) que são de 1.020 a 1.040 kg/m^3 e de 3 a 5%, respectivamente.

4.2.3. Produção de Metano

Chernicharo (1997) indica para determinação da parcela de DQO convertida em gás metano (CH_4) a seguinte equação (8):

$$DQO_{CH_4} = Q \cdot [(S_0 - S) - Y \cdot S_0] \tag{8}$$

Onde,

$DQO_{CH_4} = Parcela\ de\ DQO\ convertida\ em\ gás\ metano\ \left(kgDQO_{CH_4}/dia\right)$;

$Q = vazão\ (m^3/dia)$;

$S_0 = Concentração\ de\ DQO\ afluente\ (mg/L)$

$S = Concentração\ de\ DQO\ efluente\ (mg/L)$

$Y = Coeficiente\ de\ produção\ de\ sólidos\ no\ sistema\ (KgSST/KgDQO_{apl})$.

A metodologia proposta por Chernicharo (1997) prevê um fator de correção (K), em função da temperatura operacional do reator (t), para conversão da massa de metano ($KgDQO_{CH_4}/dia$) em produção volumétrica (m^3CH_4/dia), segundo a equação 9.

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)} \quad (9)$$

Onde,

$Q_{CH_4} = Produção\ volumétrica\ de\ metano\ (CH_4)\ (m^3/dia)$;

$K(t) = Fator\ de\ correção\ para\ a\ temperatura\ operacional\ do\ reator\ (gDQO/L)$;

O fator de correção $K(t)$ foi calculado com base na equação 10.

$$K(t) = \frac{P \cdot K}{R \cdot (273 + t)} \quad (10)$$

Onde,

$P = pressão\ atmosférica\ (1\ atm)$;

$K = DQO\ correspondente\ a\ 1\ mol\ de\ CH_4\ (64\ gDQO/mol)$;

$R = constante\ dos\ gases\ (0{,}08206\ atm \cdot L/mol \cdot °K)$;

$t = temperatura\ operacional\ do\ reator\ (°C)$.

Foi adotado um valor conservador para a temperatura (t), expressa na equação 6, correspondente à temperatura média do mês mais frio do ano, considerando série histórica de medições do Incaper. Segundo Azeredo (2016), a temperatura fornecida pelo Incaper (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural), com base em dados coletados em 2015, foi de 24,4°C.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), as perdas efetivas em relação ao metano, produzido em reatores UASB, podem variar de 20 a 50% em função da transferência do gás da superfície líquido-atmosfera e da saída de metano dissolvido no efluente. Para o cálculo da produção do biogás (em etapa que se segue) foi atribuída perda de 35% do metano na própria operação do sistema, em razão das causas citadas.

4.2.4. Produção de Biogás

A composição característica do biogás oriundo da decomposição orgânica de esgoto doméstico, em reatores UASB, varia de acordo com as características do efluente no sistema. Diversos estudos utilizaram para cálculo da vazão de biogás valores diferentes de concentração de metano produzido em reator UASB. A Tabela 2323 apresenta alguns desses valores.

Tabela 23 – Concentrações de metano no biogás de digestão anaeróbica

Referências	Concentração de Metano (%)
Noyola et al. (2006)	70 - 80
Chernicharo (1997)*	70 - 80
Silva et al. (2005)*	74,33
La Farge (1979)	50 - 80
Campos (1999)*	60 - 80
Lobato (2011)*	60 - 85
Cassini (2003)*	50 - 75
Zilotti (2012)*	74,8

* Valores referentes ao biogás proveniente de reatores anaeróbios.
Fonte: autoria própria

Os teores de CO_2 no biogás oriundo de reatores UASB variam de forma significativa: Lobato (2011) cita valores entre 5% e 15%, Cassini (2003) apresenta teores de 25% a 40% e Zilotti (2012) obteve em sua pesquisa 25,35% de CO_2.

Para este estudo foram designados os teores, de forma complementar, 75% e 25% para CH_4 e CO_2, respectivamente. De posse deste dado, pode-se calcular a produção de biogás do reator por meio da equação 11.

$$Q_{bio} = Q_{CH_4}/N \quad (11)$$

Onde,

$Q_{bio} = Produção\ de\ biogás\ (m^3/dia)$;

$Q_{CH_4} = Produção\ volumétrica\ de\ metano\ (CH_4)\ (m^3/dia)$;

$N = Parcela\ de\ CH_4\ capturada\ como\ biogás\ (\%)$.

4.3. LAGOA DE ALTA TAXA

Os passos a seguir descrevem as etapas para determinação das dimensões de lagoa de alta taxa, da produção e da coleta de biomassa algácea, em dois cenários: com e sem adição, na lagoa, de CO_2, proveniente da queima do biogás.

4.3.1. Produção de biomassa algácea

Resultados obtidos em laboratório com algas do gênero *Chlorella* mostram resultados em que a máxima conversão teórica de energia solar na biomassa obtida foi de cerca de 10% (9 – 11%). Porém, em culturas externas esse parâmetro se mostra bastante diferente de quando é determinado em teoria e observado em laboratório. Os melhores valores de conversão de energia na biomassa observados para intensidade de luz solar máxima variam de 1% a 3% (LUNDQUIST et al., 2010).

Para a determinação da produção de biomassa algácea na lagoa de alta taxa foi considerado um cenário otimista proposto pela metodologia de Park et al. (2010), que leva em consideração a taxa máxima de conversão fotossintética da luz solar ($\eta_{máx}$).

Seguindo tais autores, foram atribuídos valores de 2,4% para a eficiência máxima de conversão, considerando a faixa de valores proposta pelos autores (1,3% a 2,4%), e 21 kJ/g para o valor energético da biomassa como calor.

Segundo dados do Incaper, fornecidos por Azeredo (2016), o índice de radiação solar na região variou de maneira significativa de acordo com as estações do ano de 2015.

Tabela 24 – Índice médio de radiação solar discriminado por estação do ano (2015).

Estações do ano	Radiação Solar (MJ/m^2·dia)
Primavera	17,20
Verão	28,36
Outono	20,06
Inverno	16,02

Fonte: Incaper (2015) apud Azeredo (2016)

Considerou-se um valor médio de 20,41 MJ/m^2·dia para o índice de radiação solar, baseando-se nos dados do Incaper (Tabela 2424).

Pela metodologia de Park *et al*. (2010), a produção de biomassa foi então estimada a partir da equação a seguir:

$$P_{ba} = [(I_0 \cdot \eta_{máx})/H] \cdot 1000 \quad (12)$$

Na qual,

$P_{ba} = Produção\ de\ biomassa\ algácea\ (g/m^2.d)$

$I_0 = Radiação\ solar\ média\ (MJ/m^2 \cdot dia)$

$\eta_{máx} = Eficiência\ máxima\ de\ conversão\ fotossintética\ da\ luz\ solar\ (\%)$

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

Torres (2014) cita o estudo de Chisti (2007), segundo qual cerca de 25% da biomassa produzida durante o dia é perdida durante a noite devido à alta taxa de respiração. Lundquist et al. (2010) apresenta como possível perda de produtividade de algas, por respiração noturna, um valor de 20%.

Park et al. (2010) ressaltam que uma porção da biomassa de algas é perdida para manutenção das células, como por exemplo na respiração noturna e, portanto, é coerente estimar uma perda na produtividade de algas de 10%. Considerando essas perdas, Park et al. (2010) obtiveram taxas de produtividade algácea similiares às correspondentes ao período do verão. Foi considerado para o prosseguimento deste estudo um valor otimista para perda na produtividade de algas, o equivalente a 10%.

4.3.2. Demanda de área per capita

Para a posterior obtenção do valor de produção de biomassa per capita fez-se necessário o cálculo da demanda de área *per capita* para a lagoa. Tal valor pôde ser estimado pela equação a seguir:

$$A_{pc} = (Q \cdot TDH)/h \quad (13)$$

Onde,

$A_{pc} = Demanda\ de\ área\ per\ capita\ (m^2/hab)$

$Q = vazão\ per\ capita\ (m^3/hab.dia)$

$TDH = Tempo\ de\ detenção\ hidráulica\ (dias)$

$h = Profundidade\ da\ lagoa\ de\ alta\ taxa\ (m)$

Santiago (2013) apresenta dados de tempo de detenção hidráulica e profundidade de lagoa de alta taxa utilizados em outros estudos, mostrados na Tabela 2525.

Tabela 25 - Valores de profundidade (h) e tempo de detenção (TDH) para lagoas de alta taxa

Critérios	Valor Mínimo	Valor Intermediário	Valor máximo
h (m)	0,2[a]	0,45[a]	0,7[b]
TDH (dias)	3,0[c]	4,0[d]	8,0[e]

[a] Craggs et al. (2003); [b] Monteggia e Filho (2001); [c] El Hamouri (1994); [d] Park et al. (2011); [e] Gómez (1995).
Fonte: Santiago (2013)

Menger-Krug et al. (2012) sugerem valores de profundidade (h) de lagoa de alta taxa entre 0,2 e 0,4 m, bem como valores de TDH entre 3,0 e 6,0 dias. Park e Craggs (2010) apud Santiago (2013) demonstraram em seus estudos que LAT com adição de CO_2, operando com TDH de 4 dias, apresentam melhores resultados de produtividade de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), em comparação com LAT operando em regime de TDH igual a 8 dias.

Oron e Shelef (1982) apud Teixeira Pinto e Onoyama (1991) sugeriram que a produtividade seja estimada pela equação 14 abaixo exposta:

$$P_{ba} = k\left(\frac{TDH}{h}\right)^{a} {I_0}^{b} T^{c} \qquad (14)$$

Onde,

$P_{ba} = produtividade\ (g/m^2 \cdot dia)$;

$TDH/h = tempo\ de\ retenção/profundidade\ (dias/m)$;

$I_0 = radiação\ solar\ (cal/cm^2 \cdot dia)$;

$T = temperatura\ (^{\circ}\ C)$;

$k, a, b, c = constantes$

Em estudo de Teixeira Pinto e Onoyama (1991) foi encontrada máxima eficiência de remoção de DQO para lagoa de alta taxa com carga de 700 kg/ha.dia, para profundidades de 0,35, 0,45 e 0,50 m. A relação T_r/z encontrada nesta máxima eficiência, para este valor de carga e para as três profundidades analisadas, foi de 8. Neste mesmo estudo, para tempos de detenção acima de 4 dias, a remoção de DQO atingida estabiliza-se em torno de 88%. Os parâmetros adequados sugeridos para melhor remoção de DQO, N e P neste estudo são os presentes na Tabela 2626.

Tabela 26 - Parâmetros de lagoa de alta taxa para máxima remoção de DQO, N e P

Parâmetros removidos	Parâmetros da lagoa de alta taxa		
	T_r (dias)	z (m)	Carga
DQO	4,0	0,50	700,0 kgDQO/ha.dia
N	4,8	0,50	4,4 kgTKN/ha.dia
P	4,9	0,45	5,5 kgPt/ha.dia

Fonte: Teixeira Pinto e Onoyama (1991)

Portanto, os valores de h e TDH adotados para o cálculo da área demandada *per capita* foram de 0,40 m e 4 dias.

4.3.3. Produção de biomassa algácea per capita

Estimada a demanda de *per capita*, pôde-se estimar a produção de biomassa algácea *per capita* pela equação seguinte:

$$P_{pc} = P_{ba} \cdot A_{pc} \tag{15}$$

Onde,

$P_{pc} = Produção\ de\ biomassa\ algácea\ per\ capita\ (g/hab.d)$

$P_{ba} = Produção\ de\ biomassa\ algácea\ (g/m^2.d)$

$A_{pc} = Demanda\ de\ área\ per\ capita\ (m^2/hab.)$

A demanda de área para os três cenários (20.000, 50.000 e 100.000 habitantes) foi calculada com base na área demanda *per capita* obtida, que foi a mesma para as três situações, já que foram utilizados os mesmos parâmetros de TDH e profundidade da lagoa de alta taxa.

4.3.4. Separação sólido-líquido na lagoa de alta taxa e remoção de nutrientes

Conforme Lundquist et al. (2010), uma das questões principais no tratamento em lagoas é a coleta de biomassa algácea, que é tecnicamente viável utilizando floculante químico, mas economicamente onerosa. Lundquist et al. (2010) julgam que floculantes químicos podem dificultar a reutilização da biomassa, especialmente quando é prevista a produção de metano por digestão anaeróbia. Esses autores consideram em seus estudos coleta feita por biofloculação (floculação natural das algas) seguida por sedimentação.

Para este trabalho considerou-se um processo de separação físico-químico entre biomassa e massa líquida, dada a ampla aplicação registrada em literatura dessa metodologia.

A Tabela 2727 apresenta algumas eficiências calculadas com base em dados de produtividade de algas e de coleta obtidos por vários estudos, em processo de separação sólido-líquido.

Tabela 27 - Eficiências de coleta da biomassa algácea (% por base de massa)

Eficiência de coleta da biomassa algácea (%)	Referências
80,43	Benemann (1986)
67,20	Park and Craggs (2010)
77,78	Oswald (1987)
77,95	García et al. (2006)
77,70	García et al. (2006)
90,91	Lundquist et al. (2010)

Fonte: Park et al. (2010); Lundquist et al. (2010). Autoria Própria.

Considerando as eficiências disponíveis em literatura, para este trabalho adotou-se uma eficiência de coleta de biomassa algácea de 78%, por base de massa.

Menger-Krug et al. (2012) apresentam para tratamento terciário com lagoa de alta taxa, remoção de nutrientes considerável: 75% para nitrogênio e 80% para fósforo. Esses autores assumiram que ocorre a metabolização de 93% da DQO presente no afluente da LAT. Já Lundquist et al. (2010), conseguiram para remoção de DBO um valor de 88% e resultados de 75 a 80% para remoção de nitrogênio. Como requisito para a realização do balanço de massa neste estudo, a remoção de DBO adotada foi de 88% e de DQO foi de 93%. Para remoção de N e P foram considerados valores de 75% e 80%, respectivamente, no processo de tratamento na lagoa de alta taxa projetada.

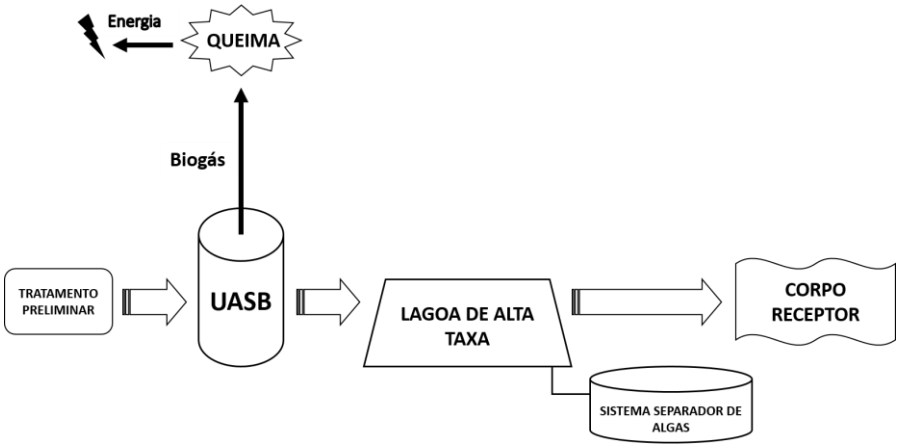
4.4. PRODUÇÃO DE BIOGÁS POR ADIÇÃO DE BIOMASSA ALGÁCEA

Foram considerados três cenários para avaliação da produção de biogás oriundo da digestão anaeróbia da biomassa algácea, e posterior balanço de energia do sistema. No cenário 1 (C1), disposto na Fonte: Autoria **própria.Figura 76**, avaliou-se somente a produção de biogás oriunda do esgoto afluente ao reator UASB, com o auxílio da metodologia explicada no item 4.2.4. No cenário 2 (C2), a produção de biogás original foi acrescida do biogás oriundo da digestão anaeróbia da massa algácea coletada de lagoa de alta taxa (Fonte: Autoria própria.

Figura 87). Por fim, no cenário 3 (C3), ilustrado na Fonte: Autoria própria.

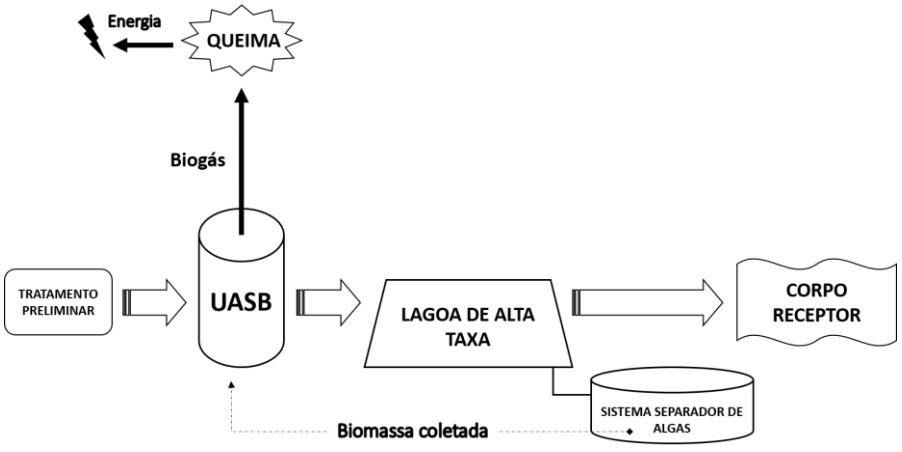
Figura 98, foi avaliada a produção de biogás oriunda do efluente e da digestão anaeróbia da biomassa algácea, produzida com auxílio de injeção de CO_2 na massa.

Figura 7 - Sistema integrado de UASB e LAT, sem coleta de biomassa e sem injeção de CO_2.



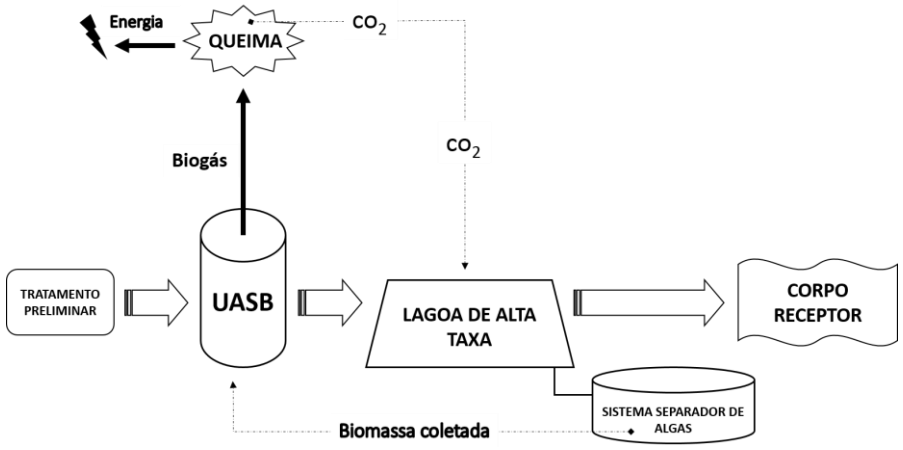
Fonte: Autoria própria.

Figura 8 - Sistema integrado de UASB e LAT, com coleta de biomassa e sem injeção de CO_2.



Fonte: Autoria própria.

Figura 9 – Sistema integrado de UASB e LAT, com coleta de biomassa e com injeção de CO_2.



Fonte: Autoria própria.

4.4.1. Digestão Anaeróbia de Algas

Quanto à digestibilidade da biomassa algácea coletada de lagoas de alta taxa, a literatura apresenta faixas de 40% a 90% (MENGER-KRUG et al., 2012). Esses autores consideraram 70% de digestibilidade das algas, valor este adotado para os cálculos deste estudo, além de considerar que a relação SSV/SST da biomassa algácea é de 0,70.

A proporção de sólidos voláteis (SV), correspondente à massa algácea, transformada em CH_4 por meio do processo de digestão anaeróbia varia de acordo com a espécie da microalga utilizada no processo e com o tipo de reator (regime de escoamento e dimensões).

Em cenários otimistas, Sialve et al. (2009) apresentaram (vide Tabela 28) valores de potencial de teórico de produção de CH_4 , em relação às cargas de SSV presentes na digestão anaeróbica de biomassa algácea.

Tabela 28 - Produção de CH_4 originada da digestão anaeróbia de biomassa.

Espécies	L CH_4 / g SSV
Euglena gracilis	0,53 – 0,8
Chlamydomonas reinhardtii	0,69
Chlorella pyrenoidosa	0,8
Chlorella vulgaris	0,63 – 0,79
Dunaliella salina	0,68
Spirulina maxima	0,63 – 0,74
Spirulina platensis	0,47 – 0,69
Scenedesmus obliquus	0,59 – 0,69

Fonte: Adaptado de Sialve et al. (2009).

Sialve et al. (2009) apud Jensen (2014) demonstram alguns valores da relação entre a produção de CH_4 e a massa de SSV digerida anaerobicamente, que variaram de 0,09 a 0,45 LCH_4/ g SV, como mostrado na Tabela 292928.

Tabela 29 - Rendimento de CH_4 na digestão anaeróbia de microalgas

Reator	Substrato	Produção específica de CH_4 (L CH_4/g SV)
Batelada 11 L	*Chlorella* e *Scenedesmus*	0,17 – 0,32
	Biomassa de algas	0,42
	Spirulina	0,31 – 0,32
	Dunaliella	0,44 – 0,45
CSTR 2–5 L	*Tretraselmis* (úmida)	0,31
	T. (seca)	0,26
	T. (seca)+NaCl 35 g/L	0,25
Batelada 5 L	*Chlorella vulgaris*	0,31 – 0,35
Semi-contínuo 10 L*	*Spirulina máxima*	0,26
Batelada alim. 2 L	*Spirulina máxima*	0,25 – 0,34
CSTR 4L	*Chlorella* e *Scenedesmus*	0,09 – 0,136

* Alimentado diariamente.
Fonte: Adaptado de Sialve et al. (2009) apud Jensen (2014).

Menger-Krug et al. (2012) apud Torres (2014), para digestibilidade de 70%, em sistema de lodos ativados, consideraram que a digestão anaeróbia de algas é capaz de produzir 0,37 L CH_4/g SSV. Lundquist et al. (2010) prevê para cálculo de produção de biogás uma assimilação de matéria orgânica em digestão anaeróbia de 70%, ou seja, essa fração da biomassa coletada será digerida e promoverá a geração de biogás. Portanto, para o estudo em questão, considerou-se que a fração de 70% dos SSV, componentes da biomassa algácea, sofrerá no retorno à digestão anaeróbica no UASB.

Van Haandel e Marais (1999) apud Brito (2006) apresentam valores da relação entre a produção de CH_4 em reatores UASB e as cargas afluentes de SSV que variam entre 1,42 e 1,50 mg DQO/mg SSV, sendo mais usual segundo Brito (2006) o valor de 1,48. Então, a massa de CH_4 produzida por massa de SSV afluente a um reator UASB é dada pela relação expressa pela Equação 16.

$$M_{SSV} = 1{,}50 \cdot M_{DQO} \quad (16)$$

Onde,

$M_{SSV} = massa\ de\ sólidos\ voláteis\ gerada\ por\ biomassa\ coletada(g/hab.dia)$;

$M_{DQO} = produção\ de\ DQO, em\ massa(g/hab \cdot dia)$.

De posse das informações obtidas em literatura, para este trabalho foi assumido valor de conversão de sólidos voláteis em CH_4 conservador de 0,30 L CH_4/g SV, para cálculo da produção de CH_4 (P_{CH_4}) proveniente da biomassa coletada (Equação 17).

$$V_{CH_4} = 0{,}30 \cdot M_{SSV} \quad (17)$$

Onde, $V_{CH_4} = produção\ de\ CH_4, em\ volume(L/hab \cdot dia)$.

Para confirmação dos resultados de produção de biogás, foram aplicadas as cargas de SSV estimadas à relação 1,50 mg DQO/mg SSV e recalculada a produção, no reator UASB, com base nos valores de DQO resultantes.

Assim, foi calculada a produção de CH_4 com base no teor de SSV presente na biomassa algácea e, por conseguinte, foi obtida a produção de biogás, para os cenários (C2 e C3) em que a biomassa foi adicionada ao reator UASB, após coleta.

4.5. BALANÇO DE ENERGIA DO SISTEMA

4.5.1. Produção de Biogás

O balanço de energia do sistema proposto tem como pressuposto básico o cálculo da produção de biogás no reator UASB para os três cenários avaliados. No cenário C1, o cálculo da produção de biogás foi analisado com base nas equações de 9 a 11, considerando apenas o esgoto doméstico, sem adição de biomassa coletada.

Em contrapartida, a avaliação do biogás no cenário C2 foi realizada considerando o potencial de transformação dos SSV presentes na biomassa coletada em biogás, conforme discutido no item 4.4.1.

No cenário C3 foi admitida, além da digestão anaeróbia da biomassa algácea, a injeção de CO_2, proveniente da combustão de biogás, na lagoa de alta taxa. Segundo Park et al. (2010), a adição de CO_2 em lagoa de alta taxa observada em pesquisas laboratoriais, em Israel, mostrou um aumento na produção algácea acima de 50%.

Além disso, numa lagoa de alta taxa em escala piloto na Nova Zelândia, durante o verão, foi observado um aumento de mais de 30% na produtividade de algas. Foi considerada uma produção adicional de biomassa algácea de 30%, valor moderado, depois da inserção de CO_2 na massa líquida da lagoa de alta taxa. Torres (2014) cita estudo de Godos et al. (2010) em que foi atingido aumento de 30% da concentração de algas com adição de CO_2. Por fim, o mesmo procedimento discutido no item 4.4.1 foi aplicada a este cenário.

4.5.2. Disponibilidade (DIE) e Demanda Energética (DEE)

A Disponibilidade Energética (DIE) é a quantidade de energia disponibilizada pelo sistema ao final de um processo. Para o caso estudado, a energia disponibilizada por esse sistema de tratamento de esgoto é a resultante da queima do biogás, e será liberada em forma de energia elétrica.

O biogás possui como poder calorífico 8.200 kcal/$m^3_{biogás}$, o que permite, desse modo, calcular a disponibilidade energética oriunda de sua queima, por meio da Equação 18:

$$DIE = Q_{bio} \cdot C \tag{18}$$

Onde,

$DIE = Disponibilidade\ Energética\ do\ biogás\ (Kcal/hab\ .dia)$

$Q_{bio} = Vazão\ de\ biogás\ per\ capita\ (m^3/hab.dia)$

$C = Poder\ calorífico\ do\ biogás\ (8200\ kcal/m^3)$

A queima do biogás ocorre por meio de um processo de combustão controlada responsável por converter a energia química presente nas moléculas do biogás para energia mecânica, que, por sua vez, será propulsora de um gerador que a transformará em energia elétrica. As tecnologias mais consolidadas para este tipo de processo de conversão são as turbinas a gás e os motores de combustão interna do tipo “Ciclo Otto” (COELHO et al., 2006).

Segundo Pecora (2006), turbinas a gás podem apresentar rendimentos na faixa de 20% a 30% em processos de geração de energia elétrica. Costa (2006) apresenta como faixa possível de 30% a 40% para rendimento elétrico de motores a gás “Ciclo

Otto”. Para este estudo foi designado um rendimento de 30% na conversão do biogás em energia elétrica nos motores.

A Demanda Energética (DEE) consiste no montante de energia que o sistema utiliza para a execução de todo seu processo. De acordo com Lundquist et al. (2010), uma planta de lagoa de alta taxa de 100 ha consome, em média, 10 MWh/dia, ou cerca de 4,1 kW/ha. Menger-Krug et al. (2012) assumem para cultivo e coleta de algas uma demanda de energia em torno de 70 kWh_{el}/ha.dia, para uma produção de biomassa de 18 g/m^{2}·dia e eficiência de coleta de 88%.

Para o sistema proposto neste trabalho, contando com um reator UASB, lagoa de alta taxa e sistema de separação de algas, adotou-se uma demanda energética (DEE) de 0,57 kWh/kgDQO tratada, como indicado por Craggs (2005). Essa demanda é equivalente à energia consumida para a rotação das pás responsáveis pela movimentação da massa líquida.

O índice de que se dispôs para verificação da viabilidade energética dos sistemas adotados foi o EROI, que foi aplicado para cada cenário (C1, C2 e C3) e para cada tamanho de população atendida. Este índice é dado pela razão entre DIE e DEE.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Seguem reunidos abaixo os resultados obtidos de balanço de massa e energia no reator UASB e na LAT, tendo como base a metodologia descrita nos itens anteriores. Todos os cálculos foram executados e replicados de maneira similar para as populações de 20, 50 e 100 mil habitantes.

5.1. REATOR UASB

Para o desenvolvimento dos cálculos do projeto foram, primeiramente, delimitados os valores referentes às dimensões do reator UASB para as populações distintas, fixando-se uma altura padrão de 4,5 m para os três cenários. O valor de TDH do reator UASB com base na Figura 55 e de acordo com a temperatura local de Vitória equivale a 8 horas, parâmetro adequado às recomendações de Chernicharo (1997), segundo as quais este valor deve ser superior a 4,8 horas.

Sabendo que o TDH e CHV são parâmetros inversos, a partir da fixação do primeiro foi calculado o segundo com base na Equação 2. Os valores obtidos para ambos são os expostos na Tabela 30.

Tabela 30 - Valores de TDH e CHV de acordo com as populações atendidas.

População atendida (hab.)	**TDH (horas)**	**CHV (m^3/m^3.dia)**
20.000	8,0	3,0
50.000	8,0	3,0
100.000	8,0	3,0

Fonte: Autoria própria.

O valor obtido para todas as projeções de população é adequado às recomendações de Chernicharo (1997), que indica valores da CHV menores que 5 m^3/m^3.dia.

Seguem dispostos na Tabela 31 os volumes dos reatores discriminados de acordo com as populações atendidas, que foram calculados utilizando a Equação 3. Sabendo-se que a vazão *per capita* de entrada assumida foi de 160 L/hab · dia, os volumes foram calculados pela razão entre essa vazão correspondente à população e a CHV.

Tabela 31 – Volumes dos reatores de acordo com as populações atendidas.

População atendida (hab.)	**Volumes (m^3)**
20.000	1.067
50.000	2.667
100.000	5.333

Fonte: Autoria própria.

5.1.1. Eficiências de remoção em termos de DBO e DQO

A partir das Equações 4 e 5 foram estimados os valores de eficiência do reator UASB em termos de DQO e DBO, respectivamente.

Os resultados obtidos seguem dispostos na Tabela 3231.

Tabela 32 – Eficiências do reator UASB em termos de remoção de DQO e DBO.

População atendida (hab.)	DQO (%)	DBO (%)
20.000	67	75
50.000	67	75
100.000	67	75

Fonte: Autoria própria.

De acordo com Campos (1999), os valores de eficiência têm comumente variado dentro da faixa de 40% a 75% para a remoção de DQO. No entanto, Von Sperling (2005) cita como razoável a faixa de 55% a 70%. As eficiências estimadas foram as mesmas para todas as projeções populacionais avaliadas e mostraram-se dentro das recomendações das duas referências supracitadas, o que leva a crer que o dimensionamento e os parâmetros de entrada do reator UASB estejam dentro das especificações de projeto que garantam seu bom funcionamento.

As mesmas literaturas recomendam que a eficiência de remoção de DBO varie nas faixas de 45% a 85% (CAMPOS, 1999) e 60% a 75% (VON SPERLING, 2005). Portanto, assim como para a eficiência de remoção de DQO, o parâmetro relativo à DBO apresentou-se de acordo com as recomendaçõe experimentais.

Fundamentado nos resultados de eficiências de remoção já estimados, foram determinados os valores de concentração destes parâmetros no efluente do reator UASB e afluente da lagoa de alta taxa, de acordo com suas concentrações iniciais apresentadas na Tabela 2222.

A Tabela 33 reúne os valores conseguidos para os três cenários.

Tabela 33 - Concentrações efluentes no reator UASB, em termos de DBO e DQO.

População atendida (hab.)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)
20.000	197	74
50.000	197	74
100.000	197	74

Fonte: Autoria própria

Para alçancar eficiências mais expressivas do que as expressas na Tabela 33, seriam necessários reatores UASB de dimensões maiores, operando em TDHs mais elevados, o que seria impraticável do ponto de vista técnico e econômico.

5.1.2. Eficiências de remoção em termos de nitrogênio e fósforo

As concentrações admitidas nos cálculos de remoção de nutrientes foram as propostas por Von Sperling (2005) e apresentadas na Tabela 2222.

Levando em consideração os valores típicos para as eficiências médias de efluentes de reatores também apresentados por Von Sperling (2005), foram tomadas para base de cálculo as eficiências de 20% e 10% para nitrogênio e fósforo, respectivamente.

Assente nos valores de concentrações e eficiências, obteve-se um resultado final de concentração de 36,0 mg/L para nitrogênio e 6,3 mg/L para fósforo. Os resultados foram aferidos considerando as projeções populacionais e, inegavelmente, os valores obtidos foram os mesmos para os três cenários.

5.1.3. Produção de lodo

A produção de lodo e o volume do lodo produzido por esgoto no UASB foram estimadas pelas Equações 6 e 7. Os valores resultantes (Tabela 3433), seguindo uma tendência natural, sofreram acréscimos com crescimento da população atendida.

Tabela 34 – Estimativa de produção de lodo para as populações atendidas.

População atendida (hab.)	Produção de lodo (kgSST/dia)	Produção Volumétrica de lodo (m^3/dia)
20.000	384	12,55
50.000	960	31,37
100.000	1.920	62,75

Fonte: Autoria própria.

5.1.4. Produção de metano e gás carbônico

Por meio da Equação 8 proposta por Chernicharo (1997) e baseando-se nos dados de concentrações efluentes de DQO apresentados na Tabela 33Tabela 32, foram calculadas as cargas de metano convertidas a partir das mesmas.

Na Tabela 3534 seguem reunidas as cargas de maneira discriminada de acordo com as populações equivalentes.

Tabela 35 – Cargas de metano para as populações atendidas.

População atendida (hab.)	Carga de metano (kgDQO/dia)
20.000	1.289
50.000	3.223
100.000	6.445

Fonte: Autoria propria

Para o posterior cálculo da produção volumétrica de metano foi preciso antes estimar o fator de correção para temperatura operacional (k(t)), presente na Equação 9.

Considerando condições de pressão a 1 atm, a carga orgânica dissolvida (k) correspondente a 1 mol de CH_4 (64 gDQO/mol), a constante de gases (R) equivalente a 0,08206 atm.L/mol.ºK e uma temperatura operacional do reator de 24,4 ºC, o valor obtido para o fator de correção para temperatura operacional foi de 2,62 kgDQO/m^3, com a aplicação da Equação 10.

Diante deste fator, as cargas volumétricas de metano *per capita* e total foram estimadas, por meio das Equações 8, 9 e 10, para os três montantes de população e os resultados estão dispostos na Tabela 3635, a seguir.

Tabela 36 – Produções volumétricas de metano para as populações atendidas.

População atendida (hab.)	Produção volumétrica de metano (m^3/dia)	Produção volumétrica de metano (L/hab.dia)
20.000	491,54	24,58
50.000	1228,86	24,58
100.000	2457,72	24,58

Fonte: Autoria própria.

Por meio do valor de carga volumétrica de metano foi possível estimar suas perdas no reator, que acontecem devido à trocas da superfíce do líquido com a atmosfera e também pela dissolução do gás no efluente. Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que as perdas efetivas de metano em reatores UASB podem variar de 20 a 50%. Adotou-se para os devidos fins de cálculo um valor de perda de metano da ordem de 35%. Os valores estimados de perda de CH_4 e as respectivas produções líquidas do gás, em relação às populações, seguem dispostos na Tabela 37.

Tabela 37 - Perdas de metano no reator para as populações atendidas.

População atendida (hab.)	Perdas de metano (m^3/dia)	Produção líquida de metano (m^3/dia)
20.000	172,04	319,50
50.000	430,10	798,76
100.000	860,20	1597,52

Fonte: Autoria própria.

Assumindo uma porcentagem de 25% de CO_2 no biogás produzido no reator, foram estimadas as parcelas produzidas (Tabela 3837) deste gás, oriundas das cargas afluentes de esgoto no reator UASB, para cada cenário populacional.

Tabela 38 – Produção de CO_2 para as populações atendidas.

População atendida (hab.)	**CO_2 produzido (m^3/dia)**
20.000	106,50
50.000	266,25
100.000	532,51

Fonte: Autoria própria.

5.1.5. Produção de biogás

Conhecidas as perdas de metano diárias foi possível determinar quais seriam as vazões diárias reais de produção de biogás nos reatores.

Tomando como base os valores listados na Tabela 2323, atribuiu-se como percentuais de composição do biogás os valores de 75% e 25% para metano e gás carbônico, respectivamente.

Fundamentadas nestas informações, as produções reais de biogás originárias do esgoto doméstico, debitadas as perdas de metano (Tabela 37), foram as seguintes (Tabela 3938).

Tabela 39 – Produção de biogás debitadas as perdas de metano no reator.

População atendida (hab.)	**Produção volumétrica de biogás (m^3/dia)**	**Produção de biogás (L/hab.dia)**
20.000	426,01	21,30
50.000	1065,01	21,30
100.000	2130,03	21,30

Fonte: Autoria própria.

5.2. LAGOA DE ALTA TAXA

5.2.1. Parâmetros de Projeto

Para o dimensionamento das LAT foram utilizados, para as três populações, alguns parâmetros de dimensionamento comuns aos três casos. O TDH e a profundidade (h) adotadas, considerando o que foi discutido no item 4.3.2, foram 4 dias e 0,4 m, respectivamente. O valor calculado (Equação 13) para demanda de área *per capita* foi de 1,6 m^2/habitante e as áreas demandadas para a LAT, de acordo com a população atendida, foram as expostas na Tabela 4039.

Tabela 40 – Área demandada para LAT de acordo com as populações

População atendida (hab.)	Área Demandada (m^2)
20.000	32.000,00
50.000	80.000,00
100.000	160.000,00

Fonte: Autoria própria.

A produção de biomassa, como especificado na Equação 12, depende dos parâmetros de radiação solar média, da eficiência máxima de conversão fotossintética da luz solar e do valor energético da biomassa algácea, bem como das perdas por respiração noturna de 10% (item 4.3.1) da produção de biomassa, o valor obtido foi de 21,0 $g/m^2 \cdot dia$. Levando em conta a eficiência de coleta de 78% atribuída para este caso, a biomassa coletada foi estimada em 16,4 $g/m^2 \cdot dia$.

De posse dessas informações, foi calculada (Equação 15) a produção de biomassa *per capita*, que foi de 33,6 g/habitante·dia, para todas as dimensões de população, sem levar em conta a injeção de CO_2, presente no cenário C3.

5.2.2. Remoções de DQO, DBO e nutrientes

Considerando os coeficientes de remoção considerados no item 4.3.4, foram obtidas as concentrações de DQO, DBO, N e P efluentes às LAT dispostas na Tabela 4140.

Tabela 41 - Concentrações de DQO, DBO, N e P efluentes às LAT

Parâmetros	Concentrações efluentes (mg/L)		
	20.000 habitantes	50.000 habitantes	100.000 habitantes
DQO	14	14	14
DBO	9	9	9
N	9,0	9,0	9,0
P	1,3	1,3	1,3

Fonte: Autoria própria.

Como pode ser inferido na tabela disposta, para as concentrações de DQO e DBO efluentes às LAT, as remoções se tornam menos eficientes com o aumento da população atendida, devido ao comprometimento do tratamento nos reatores UASB de maiores dimensões.

A resolução CONAMA nº 357/2005 prevê limites máximos de DBO_5 que variam de 3,0 a 10,0 mg/L para águas doces, dependendo da classe. Assim, para todas as projeções de população os efluentes conseguidos por intermédio de tratamento em LAT estão

dentro da legislação. Para o nitrogênio amoniacal total para elevados pH (maiores que 8,5) as concentrações limites são entre 0,5 e 1,0 mg/L, o que representa que os padrões atingidos pelo sistema proposto não estão de acordo com o que a legislação prevê. Para fósforo total a resolução determina limite superior entre 0,02 e 0,15 mg/L, dependendo da classe de água doce, o que significa que também este parâmetro de efluente está fora do indicado por norma.

Comparando os dados da Tabela 2222 com os dados da Tabela 4140 pode-se observar que as eficiências finais de remoção de DBO, DQO e nutrientes, para cada projeção de população atendida, são as que seguem (Tabela 4241).

Tabela 42 - Remoções finais do sistema UASB - LAT

Parâmetros	**Eficiência de remoção (%)**		
	20.000 habitantes	**50.000 habitantes**	**100.000 habitantes**
DQO	98	98	98
DBO	97	97	97
N	80	80	80
P	82	82	82

Fonte: Autoria própria.

A resolução CONAMA nº 430/2011 prevê que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente podem ser lançados em corpos receptores se ocorrer remoção mínima de 60% de DBO. Para os efluentes oriundos de ETE o limite máximo é de 120 mg/L de DBO_5, sendo possível a ultrapassagem deste limite somente atingindo a remoção mínima (60%). Portanto, os valores demonstrados apontam que as remoções atingidas com o sistema idealizado estão de acordo com tal resolução.

5.2.3. Produção de Biomassa Algácea

A produção de biomassa foi calculada com base nos três cenários (C1, C2 e C3) considerados, pelo manuseio da Equação 15. Nos cenários C1 (sem biomassa coletada) e C2 (com biomassa coletada) nos quais não foi prevista a injeção de CO_2 na massa líquida da lagoa, os valores de produção de algas *per capita* foram os mesmos citados no item 5.2.1 (33,6 g/habitante · dia). Para o cenário C3, em que foi prevista a injeção de CO_2 e um acréscimo de 30% na produção de biomassa algácea, a produção total de biomassa algácea para todas as dimensões de população foi de 43,7 g/habitante·dia.

Para considerações referentes à produção de biogás e energia foi calculada (Equação 15) a parcela da produção de biomassa que foi coletada nos cenários C2 e C3, com a consideração de eficiência de coleta (78%). Analisando os cenários propostos, a biomassa coletada calculada foi de 26,2 g/habitante·dia no cenário C2 e de 34,1 g/habitante·dia para o cenário C3.

5.2.4. Produção adicional de Biogás proveniente de Biomassa

Para os cenários C2 e C3, os sólidos suspensos voláteis correspondentes à produção de biomassa 26,2 e 34,1 g/habitante·dia foram, respectivamente, 18,3 e 23,8 gSSV/habitante · dia, levando em conta a relação sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos totais de 70%. Portanto, as produções de sólidos suspensos fixos foram de 7,9 e 10,3 gSSF/habitante · dia, para cenários C2 e C3, de forma respectiva, para todas as projeções de população.

De acordo com o descrito no item 4.4.1, 70% da massa de SSV proveniente da biomassa algácea coletada será convertida em biogás. Os valores obtidos para a carga de SSV que será biodegradada anaerobicamente para os cenários C2 e C3 foram respectivamente, 12,8 e 16,7 gSSV/habitante · dia.

Para o cálculo da produção adicional de biogás, oriundo da coleta de biomassa, nos cenários C2 e C3, foi calculada previamente a produção de CH_4 . Para tanto foi considerada a relação de produção de metano e sólidos suspensos voláteis, provenientes da biomassa algácea, de 0,30 L CH_4/gSSV (Equação 17), bem com as perdas de 35%, decorrentes da diluição com o efluente e do contato da superfície líquida com a atmosfera. Os resultados de produção de metano (75% do biogás) e as respectivas cargas de biogás resultantes, para todas as projeções de população, são dispostos na Tabela 4342. A produção de biogás por biomassa explícita nas tabelas referidas são as equivalentes à produção de CH_4 também explicitada no local indicado. Para o cenário C2 levou-se em conta que a carga de esgoto afluente ao reator UASB foi contabilizada, bem como a biomassa coletada, que se mistura ao efluente na recirculação. No cenário C3, a carga de esgoto afluente ao reator UASB foi contabilizada em associação com a biomassa coletada originária da injeção de CO_2.

Como passível de análise na Tabela 4342, a produção de biogás atingida no cenário C2 atingiu cerca de 16% a mais que o obtido para o cenário C1. No cenário C3, foi

observado melhor resultado para produção de biogás, sendo cerca de 4% maior que no cenário C2 e 20% vezes maior que no cenário C1.

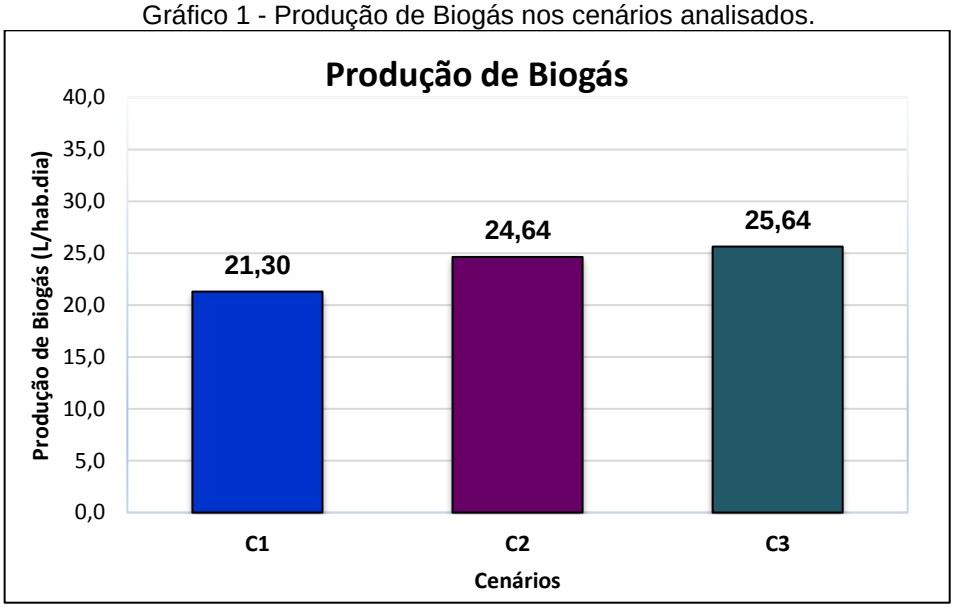
Tabela 43 - Produção de Biogás por cenários.

Produções (L/hab.dia)	C1	C2	C3
Produção de CH_4 por biomassa	-	2,50	3,25
Produção de Biogás por biomassa	-	3,34	4,34
Produção de Biogás por efluente	21,30	21,30	21,30
Produção Total de Biogás	21,30	24,64	25,64

Fonte: Autoria própria.

O Gráfico 111 ilustra melhor os resultados obtidos.

Gráfico 1 - Produção de Biogás nos cenários analisados.



Fonte: Autoria própria.

Além da relação entre CH_4 e SSV expressa na Equação 17, também foram feitos cálculos utilizando a relação proposta pela Equação 16, com os dados de produção de SSV exibidos anteriormente neste item (5.2.4), somente para os cenários C2 e C3. Os resultados destes cálculos foram submetidos ao procedimento para obtenção da produção volumétrica de biogás, constituído pelas Equações 4,8,9,10 e 11, expressas em etapas anteriores (itens 4.2.1, 4.2.3 e 4.2.4). É importante salientar que um teor de metano no biogás de 75% e que perdas resultantes do processo de produção de CH_4 (35%) foram consideradas novamente.

Os valores obtidos de produção de CH_4 e biogás por procedimento descrito anteriormente são os descritos na Tabela 4444.

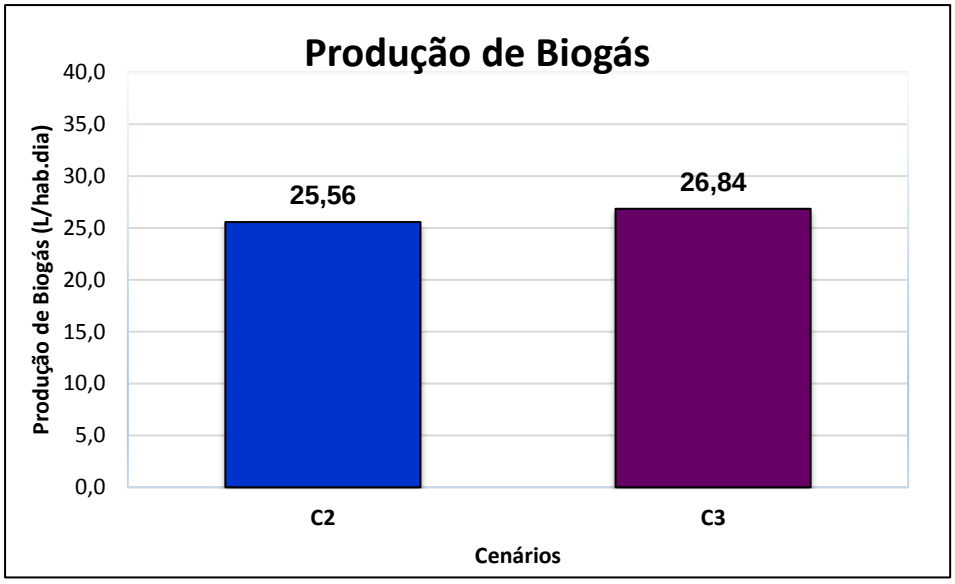
Tabela 44 - Produção de Biogás nos cenários C2 e C3.

Produções (L/hab.dia)	C2	C3
Produção de CH_4 por biomassa	3,20	4,16
Produção de Biogás por biomassa	4,26	5,54
Produção de Biogás por efluente	21,30	21,30
Produção Total de Biogás	25,56	26,84

Fonte: Autoria própria.

Inspecionando a Tabela 4444, percebe-se que se pode estabelecer uma correspondência entre as relações impostas nas Equações 16 e 17, já que os resultados se assemelham aos expostos na Tabela 4342 (vide Gráfico 222).

Gráfico 2 - Produção de biogás nos cenários C2 e C3.



Fonte: Autoria própria.

5.2.5. Disponibilidade (DIE) e Demanda Energética (DEE)

Os cálculos de disponibilidade energética foram feitos pelo produto do valor de poder calorífico do biogás considerado (8.200 kcal/m^3) pela vazão *per capita* de biogás produzido conforme a Equação 18. Para a conversão de energia mecânica em energia elétrica, foi levada em consideração uma eficiência de 30% (relativa aos motores), razão pela qual a energia potencial do biogás é substancialmente superior à realmente gerada. Os valores de produção de biogás e da energia potencial resultantes dessa geração, para cada dimensão de população atendida, são expressos na Tabela 45.

Tabela 45

Pela simples inspeção da Tabela 45, nota-se que a produção de energia elétrica é potencializada se comparados os cenários propostos. Comparando os cenários C3 e

C1, verificou-se que no primeiro é gerada cerca de 20% mais energia elétrica que no segundo. No caso do C2, foi fornecida cerca de 16% a mais de energia elétrica que no C1 e teve sua quantidade de energia elétrica gerada superada em pouco mais de 4% pelo C3.

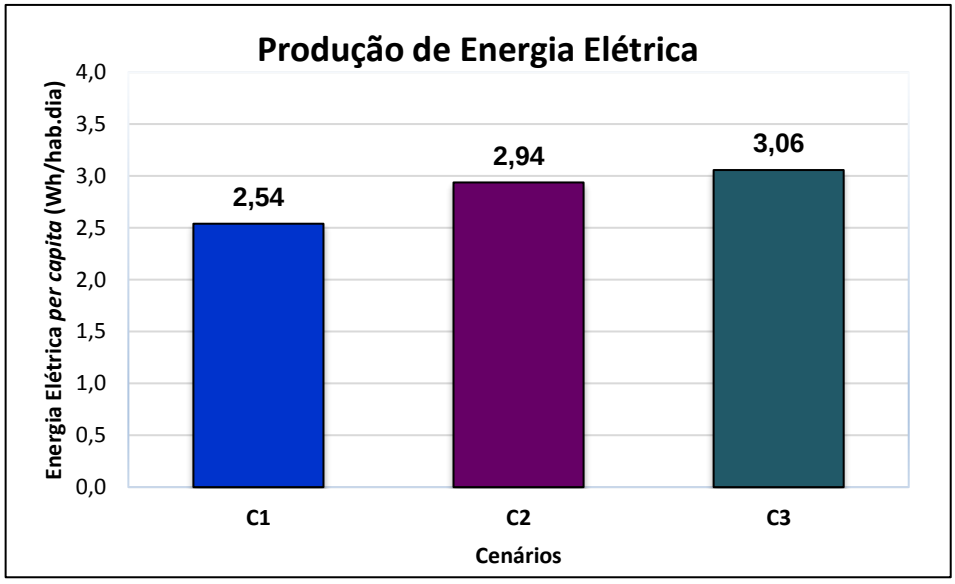
Tabela 45 - Energia gerada pelo biogás.

Biogás	C1	C2	C3
Produção Total (L/hab.dia)	21,30	24,64	25,64
Energia potencial (kcal/hab.dia)	174,66	202,03	210,24
Energia elétrica potencial (Wh/hab)	8,46	9,79	10,19
Energia gerada (Wh_{el}/hab) – 30%	2,54	2,94	3,06

Fonte: Autoria própria.

O Gráfico 33 ilustra melhor os resultados obtidos.

Gráfico 3 - Produção de energia elétrica nos cenários analisados.



Fonte: Autoria própria.

O mesmo procedimento de cálculo de energia elétrica, utilizando a Equação 18, foi adotado para os valores de produção de biogás que constam na Tabela 4444. Os valores resultantes deste procedimento são os da Tabela 4646.

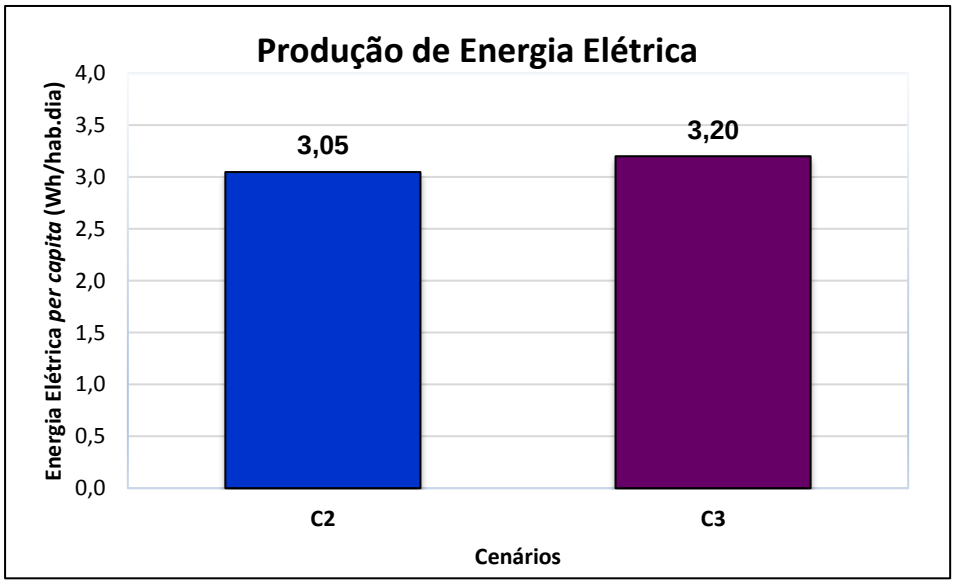
Tabela 46 - Energia gerada pelo biogás, nos cenários C2 e C3.

Biogás	C2	C3
Produção Total (L/hab.dia)	25,56	26,84
Energia potencial (kcal/hab.dia)	209,62	220,10
Energia elétrica potencial (Wh/hab)	10,16	10,67
Energia gerada (Whel/hab) – 30%	3,05	3,20

Fonte: Autoria própria.

Pode-se notar pela comparação entre as Tabela 45Tabela 45 e Tabela 4646 que, utilizando a relação proposta na Equação 16, os valores de energia elétrica gerada são mais expressivos para os cenários C2 e C3. Comparando esses valores à energia elétrica gerada no cenário C1, apresenta-se uma situação em que é mais significativa a vantagem na utilização da biomassa coletada para geração de biogás, o que se torna mais evidente com a injeção de CO_2 na massa líquida da lagoa de alta taxa. A energia elétrica gerada resultante do segundo procedimento adotado para cálculo de biogás (Equação 16), foi cerca de 4% a mais que do primeiro (Equação 17) no cenário C2, e cerca de 5% a mais no cenário C3. Esses resultados corroboram a afirmação de que as Equações 16 e 17 se equivalem. Os dados para energia elétrica expressos na Tabela 4646 estão ilustrados no Gráfico 444.

Gráfico 4 - Produção de energia elétrica nos cenários C2 e C3.



Fonte: Autoria própria.

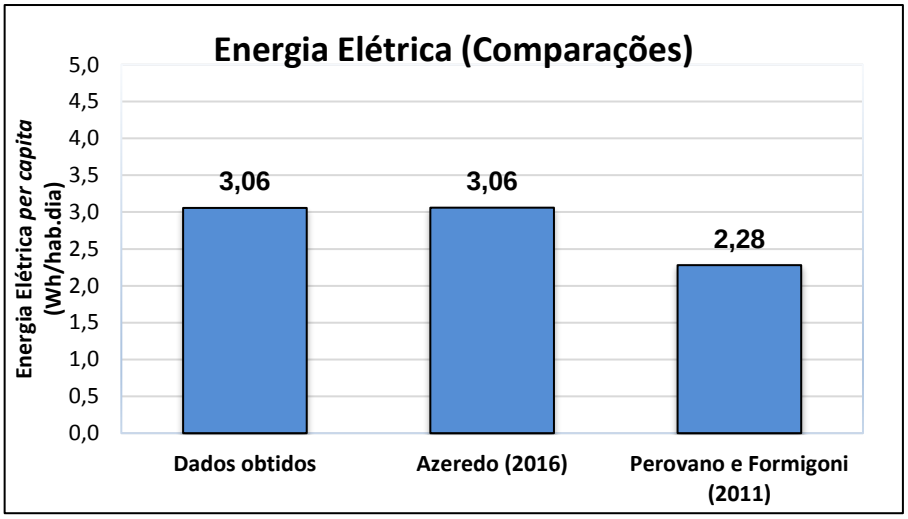
Azeredo (2016), em estudo semelhante ao aqui proposto obteve, para sistema de tratamento com UASB e lagoa de alta taxa, prevendo injeção de CO_2, valor de DIE de 10,21 Watts por habitante. Azeredo (2016) também considerou eficiência de geração de energia elétrica de 30%, o que corresponde a 3,06 Watts por habitante.

Em contrapartida, Perovano e Formigoni (2011), em análise para mesma situação, em que se considerou eficiência de 30% na geração de energia elétrica, encontrou valor para DIE de 7,59 Watts por habitante, representando, 2,28 Watts por habitante.

Avaliando os resultados obtidos para Disponibilidade Energética (últimas linhas das Tabela 45 e Tabela 46), com os derivados de análise em literatura, depreende-se que

os resultados estão em conformidade com os valores mais recorrentes neste tipo de sistema (Gráfico 55).

Gráfico 5 - Valores comparativos entre estudos para DIE



Fonte: Autoria própria.

A Demanda Energética para o sistema analisado foi calculada com base nas considerações feitas por Craggs (2005), segundo as quais a maior parte da energia requerida pelo sistema é necessitada por parte da lagoa de alta taxa, mais precisamente o rotor das pás que movimentam a massa líquida. Para tanto foi considerada a necessidade energética de 0,57 kWh/kgDQO tratada, que equivale, levando em conta as vazões do sistema, a 0,75 Wh_{el} / habitante, para todos cenários e projeções de população analisadas.

5.2.6. Retorno Sobre Investimento Energético (EROI)

Considerando os valores calculados de DIE (Equação 18) e DEE, para cada projeção populacional e para cada cenário, foi calculado o Retorno sobre o Investimento Energético (EROI), por meio da Equação 1, para determinação da eficiência energética em cada caso. Os resultados são os disponíveis na Tabela 4747.

Tabela 47 - EROI obtidos para primeiro procedimento de cálculo.

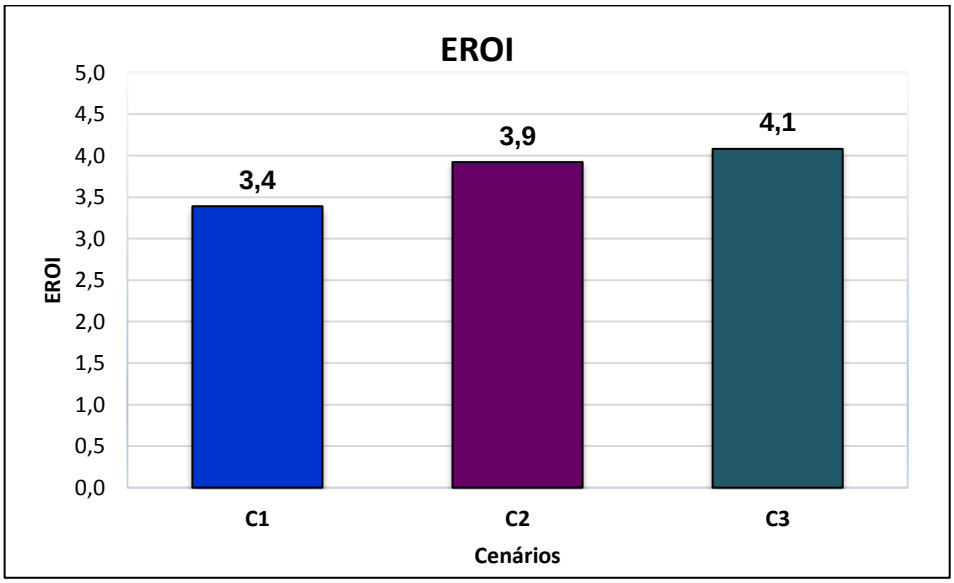
Cenários	EROI
C1	3,4
C2	3,9
C3	4,1

Fonte: Autoria própria.

Tanto a disponibilidade quanto a demanda energética deste sistema são influenciadas pela quantidade de DQO tratada, sendo estes índices diretamente proporcionais a esta variável. As diferenças entre os índices EROI obtidos nos cenários não são significativamente discrepantes, porém, dado que estes valores sejam oriundos de uma razão entre DIE e DEE, a diferença entre os cenários C1 e C3 (0,7) mostra a viabilidade do sistema. Mesmo no cenário em que apenas foi avaliada a viabilidade energética do reator UASB (C1), o índice EROI já se mostrou bastante satisfatório quando comparado à associação entre lodos ativados e lagoa de alta taxa, como nos estudos de Menger-Krug et al. (2012).

Não obstante, nota-se que em todos os três cenários os sistemas produzem mais energia que consomem, sendo viável, do ponto de vista técnico, o aproveitamento do biogás gerado na operação da ETE para geração de energia elétrica. O Gráfico 6 Gráfico aponta os resultados de forma mais clara.

Gráfico 6 - Valores de EROI por cenários (primeiro procedimento).



Fonte: Autoria própria.

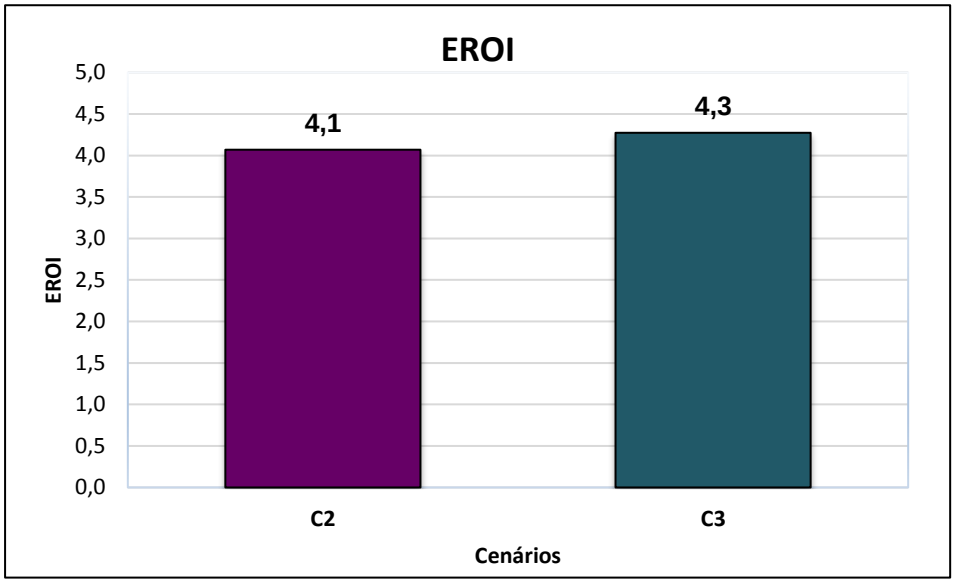
Com base nos dados da Tabela 4646, foram calculados os valores de índice EROI para os cenários C2 e C3 novamente. Os valores obtidos são os dispostos a seguir (Tabela 4848) e ilustrado no Gráfico 77.

Tabela 48 - EROI obtidos para segundo procedimento de cálculo.

Cenários	EROI
C2	4,1
C3	4,3

Fonte: Autoria própria.

Gráfico 7 - Valores de EROI para cenários C2 e C3 (segundo procedimento).



Fonte: Autoria própria.

Percebe-se que o procedimento adotado a partir da Equação 17 alterou em pequena significância a eficiência energética do sistema, corroborando a proposição de equivalência em relação à Equação 16.

Pelos dados até então dispostos, percebe-se o potencial de geração energética de reatores anaeróbios de manta de lodo, uma vez que mesmo não havendo recirculação de matéria orgânica originada em LAT, os índices de retorno energético apresentaram-se bastante satisfatórios.

Essa inferência baseia-se na comparação com outros estudos, em que também foram utilizadas LAT como pós-tratamento. Estudos esses realizados por Beal et al. (2012) e Menger-Krug et al. (2012), em que foi proposta a utilização de lodos ativados como tratamento biológico, e os resultados não demonstraram a viabilidade energética dos sistemas, uma vez que em alguns foram atingidos valores de EROI menores que 1, indicando maior consumo de energia em relação à oferta (vide Tabela 2121).

Em estudo de sistema com lodos ativados e recirculação de biomassa algácea coletada, Menger-Krug et al. (2012) obtiveram resultados entre 2,1 e 2,4 para EROI,

apresentando resultados satisfatórios, porém inferiores aos expostos neste trabalho (Tabela 47 e Tabela 48), com o uso do reator UASB.

Em estudo semelhante, Azeredo (2016) considerou tratamento de esgoto por meio de reator UASB, seguido de lagoa de alta taxa, com adição de CO_2 produzido na digestão anaeróbia e codigestão da biomassa algácea. Os resultados obtidos pela autora citada apresentam valor de EROI de 13,8, em situação semelhante a considerada no cenário C3. Os valores obtidos neste trabalho podem ser considerados expressivos se comparados ao citado.

No modelo de ETE estudado, no qual há a integração de um sistema de microalgas com reatores anaeróbios, é visível a vantagem da recirculação de massa no mesmo. O processo de reinserção de biomassa algácea coletada (C2) no reator UASB melhorou a eficiência energética do sistema, proporcionando maior disponibilidade de energia pelo mesmo consumo energético.

Pode-se perceber que do ponto de vista energético, a injeção de CO_2 na LAT (C3) não impactou de maneira significativa a eficiência do processo em comparação com o cenário C2. Porém, da perspectiva ambiental o aproveitamento deste gás, considerado de efeito estufa, é importante para que se evitem emissões fomentadoras do aquecimento da atmosfera, e para minimização dos impactos gerados pelo tratamento. Portanto, apesar de possíveis dificuldades técnicas, operacionais e econômicas, a injeção de CO_2, mostra-se um fator relevante em um sistema de tratamento de esgotos domésticos dotado de um reator UASB integrado a uma LAT.

6. CONCLUSÃO

Expostos todos os resultados conseguidos neste estudo, pode-se inferir que o sistema de tratamento de esgoto composto por reator UASB e lagoa de alta taxa mostra-se ineficiente na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), quando analisados os padrões exigidos em legislação. Para a melhoria destes resultados recomenda-se aprimoramento dos parâmetros utilizados, a fim de se obter resultados mais positivos de produção algácea e de coleta de biomassa.

A coleta de biomassa mostrou-se como fator determinante no aumento da eficiência energética do sistema, sendo a injeção de CO_2 fator secundário para a geração de energia elétrica. Porém, a injeção deste gás determinou um aumento considerável na produção de biomassa. A Disponibilidade Energética (DIE) do sistema obtida neste estudo para o cenário C3, em que busca potencializar o aproveitamento energétio do biogás gerado, foi condizente com os recorrentes em literatura.

Do ponto de vista energético, o sistema mostrou-se viável tecnicamente, apresentando todos os valores calculados do índice EROI convergentes para tal conclusão (maiores que 1), indicando de maneira positiva o aproveitamento de biogás para geração de energia elétrica. Salienta-se que a busca por novas tecnologias, mais eficientes, de conversão da energia química do biogás em energia elétrica são necessárias para o aprimoramento do sistema proposto. Recomenda-se para prosseguimento do estudo sobre o sistema uma análise de viabilidade econômica, garantindo que seja rentável a economia feita com a geração de energia elétrica, possibilitando até mesmo a venda desta para empresas distribuidoras deste tipo de serviço.

Ciente destas informações, este estudo buscou ser uma contribuição para o favorecimento do uso de reator UASB e de lagoas de alta taxa, aproveitando as favoráveis condições brasileiras para o tratamento de esgotos com essas tecnologias. Além disso, buscou-se incentivar a aplicação dessas tecnologias de tratamento de esgoto, almejando a mitigação dos impactos ambientais gerados no processo, como por exemplo, a utilização de subprodutos como o metano para a geração de energia elétrica.

7. REFERÊNCIAS

[ABNT] Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 12.209: **Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários.** 2 ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 60 p.

[ABNT] Associação Brasileira de Normas Técnicas, NBR 13.969: **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60p.

ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Capítulo 9: Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 17p. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2001. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>. Acesso em: 26 jun. 2015.

ANDRADE NETO, C.O. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários:** experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997. v.1. 301p.

AZEREDO, L. Z. **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.** UFES (Vitória) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (PPGES). Dissertação de Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Saneamento Ambiental e Saúde Pública, 2016.

BEAL, C. M. et al., **Energy Return on Investment for Algácea Biofuel Production Coupled with Wastewater Treatment.** Water Environment Research, v.84; n.9.; 2013.

BECKER, W. Microalgae in human and animal nutrition. In: Richmond, A. (ed.). **Handbook of microalgacea culture.** Blackwell, Oxford, 2004, p.312-351.

BERNARDINO, L., **Tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização no centro oeste do Brasil**. UFRGS (Porto Alegre) – Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, 1988.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357/2005**, de 17 de março de 2005 - Em: Resoluções, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 23 abr. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 430/2011**, de 13 de maio de 2011 - Em: Resoluções, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 24 abr. 2016.

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.

BRITO, M. F., **Determinação das frações orgânicas de efluentes de reator UASB**. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CAMPOS, J. R. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1ed. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 1999. 464 p.

CARVALHO JÚNIOR, R.M. **Desenvolvimento e análise energética do processo de obtenção do biodiesel de microalga por metanólise *in situ*.** Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

CASSINI, S. T. (Coordenador). **Digestão anaerónia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de Biogás.** 1. Ed. Vitória: PROSAB/FINEP, 2003. 196p.

CATUNDA, P.F.C.; VAN HAANDEL, A.C. Improved performance and increased applicability of waste stabilization ponds by pretreatment in a UASB reactor. **Water Science and Technology**. 1996. v. 33, n.7, p.147:156.

CAVALCANTI, P. F. F., et al. Capítulo 3: **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por Lagoas de Polimento**. 51p. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP,

2001. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>. Acesso em: 26 jun. 2015.

CHEN, C et al., **Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: A critical review.** Bioresource Technology; Taiwan, 2011; n.102. p.71-78.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios;** DESA/UFMG, Belo Horizonte; 1997. v.5, 246 p.

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

CHISTI, Y., **Biodiesel from Microalgae**. Biotechnology Advances. Institute of Technology and Engineering, Massey University, Nova Zelândia; 2007; p.294–306.

CLARENS, A. F.; RESURRECCION, E. P.; WHITE, M. A.; COLOSI, L. M. **Environmental Life Cycle Comparison of Algae to Other Bioenergy Feedstocks**. Environmental Science Technology, 2010, p.1813–1819.

COELHO, S. T., et al. **Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás Proveniente do Tratamento de Esgoto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA (CBE), 2006, Rio de Janeiro: Anais do XI Congresso Brasileiro de Energia, 2006. p. 547-562.

COSTA, D. F., **Geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto**. Universidade de São Paulo (USP), Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia, Dissertação de mestrado; São Paulo, 2006.

COURA, M. A.; VAN HAANDEL, A. C., **Viabilidade técnica e econômica do digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) no sistema anaeróbio/aeróbio**. Anais do 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) - Arquivo de referência: I - 169, Rio de Janeiro, 1999.

CRAGGS, R. J. Advanced integrated wastewater ponds. In: SHILTON, A. (Ed.). **Pond Treatment Technology**. Londres: IWA Publishing, 2005. p. 282–310.

DELAZARE, T. **Desnitrificação de esgoto Sanitário tratado a nível secundário através de biofiltros submersos utilizando comparativamente Metanol e Metano como fonte de Carbono.** 174 f. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental - Universidade Federal do Espírito Santo; Vitória, 2004.

DEMIRBAS, A. **Biodiesel from oilgae, biofixation of carbon dioxide by microalgae: A solution to pollution problems**. Applied Energy. 2011, v.88, p.3541-3547.

DEVI, M.P.; MOHAN, S.V. **CO_2 supplementation to domestic wastewater enhances microalgae lipid accumulation under mixotrophic microenvironmente: Effect of sparging period and interval.** Bioresource Technology. 2012. v.112, p.116–123.

DRHIMA; URRJ; **Unidade de Tratamento UTE – Reator UASB**. Disponível em: <http://saneamento.poli.ufrj.br/site/pt-br/reator-uasb/>. Acesso em: 10 nov. 2014.

ELLER, C. M., **Caracterização dos compostos traços influentes no aproveitamento energético do biogás gerado em reator UASB no tratamento de esgoto doméstico.** Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 81 f. 2013.

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

FRANÇA JÚNIOR, A. T. **Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto**. 148 f. Universidade Estadual Paulista, Dissertação de mestrado; Ilha Solteira, 2008.

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**. 2010. Journal of Hazardous Materials, Elsevier, 2010, v.179, p.1049-1054.

GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L.; CHERNICHARO, C. A. **Tratamento Secundário de Esgoto Sanitário Através da Associação em Série de Reatores UASB e Biofiltros Aerados Submersos.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., Foz do Iguaçu, 1997. **Anais**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. p. 450-461

GOUVEIA, L., OLIVEIRA, A.C., **Microalgae as a raw material for biofuels production**. Journal of Industrial Microbiology Biotechnology, 2009. n.36, p.269–274.

HALL, C. A. S.; CLEVELAND, C. J.; KAUFMANN, R. K., **Energy and Resource Quality: The Ecology of the Economic Process**; Wiley & Sons: New York; 1984.

ICLEI, Brasil, **Governos Locais pela Sustentabilidade. Manual para aproveitamento do biogás: volume dois, efluentes urbanos**. Escritórios de projetos no Brasil, São Paulo, 2010.

INSTITUTO TRATA BRASIL (São Paulo). **Saneamento: Situação do Saneamento no Brasil.** 2015. Disponível em: < http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>. Acesso em: 18 maio 2016.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 3 ed. ABES: Rio de Janeiro, 1995.

JUSTI, J et al., **Viabilidade de Geração de Energia Elétrica em Estação de Tratamento de Esgoto Urbanas Baseado na REN 482/12.** IX Congresso Nacional de Excelência em Gestão, 2013; p.1-19.

KING, C. W., **Energy Intensity Ratios as Net Energy Measures of United States Energy Production and Expenditures**. Environmental Resources. Lett., 5; 2010.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento Energético de Biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico.** Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011; 187 p.

LOPES, E.J.; SCOPARO, C.H.G.; QUEIROZ, F.T.T. Biotransformations of carbon dioxine in photobioreactors. **Energy Conversion and Management.** 2010. v.51, p.894-900.

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

MAESTRI, R. D.; JIMÉNEZ, J. R., **Estudo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente. In. Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e digestão controlada no solo**, Coletânea de trabalhos técnicos, São Carlos: ABES, 2000, p 122-136.

MARA, D. D. & PEARSON, H., **Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds.** em: REHM, H. J. & REED, G., ed. Biotechnology. Weinheim, Verlagsgesellschaft. 1986; v. 8, chap. 4, p 177-206;

MARA, D. D., **Waste Stabilization ponds: Effluent Quality Requiriments and Implications for process Design**. Water Science and technology, 1996; v.33, n.7, p.23-31;

MASSERET E., AMBLARD C., BOURDIER G. SARGOS D. **Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream.** *Water Environmental Research*, 2000; n.72, p.285 – 294;

MELLO, J.C.O.; ANDRADE CANELLAS CONSULTORIA E ENGENHARIA LTDA. **Geração de eletricidade a partir de biomassa e biogás**. Minuta do Termo de Referência TR8. Comissão Especial de Bioenergia de Estado de São Paulo - CEBE, São Paulo, 2007. 75p.

MENGER-KRUG, E. et al.; **Integration of Microalgae Systems at Municipal Wastewater Treatment Plants: Implications for Energy and Emission Balances.** Environmental Science and Technology; 2012, nº 46, 10p.

MULDER, K.; HAGENS, N. J. **Energy Return on Investment: Toward a Consistent Framework**. AMBIO: Journal of Human Environment, 2009; n.37, p.74–79.

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.

NASCIMENTO, J.R.S,; MONTEGGIA, L.O.; GOMES, R.J., **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas.** UFRGS, XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 8p.

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

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

PECORA, V., **Implementação de Uma Unidade Demostrantiva de Geração de Energia Elétrica a partir do Biogás de Tratamento de Esgoto Residencial da USP.** Dissertação de Mestrado em Energia – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo. Guaratinguetá, 2005.

PELETEIRO, C. S.; ALMEIDA, M.L.R. de. **Dimensionamento, análise e comparação da viabilidade econômica de uma estação de tratamento de esgotos utilizando os processos de lodos ativados convencional e aeração prolongada.** Trabalho de Conclusão de Curso; Engenharia Ambiental; Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 112p.; 2014.

PEROVANO, T. G.; FORMIGONI, L. P. A. **Geração de energia a partir de Subprodutos do Tratamento de Esgotos Sanitários.** Trabalho de Conclusão de Curso; Engenharia Ambiental; Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, 2011,101p.

PULZ, O. **Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms**. 2001. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, v.57, p. 287–293.

RAUGEI, M.; FULLANA-I-PALMER, P.; FTHENAKIS, V., **The Energy Return on Energy Investment (EROI) of Photovoltaics: Methodology and Comparisons with Fossil Fuel Life Cycles.** Science Direct, 2012 Disponível em: < http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421512002133>. Acesso em: out. 2015.

RAWAT, I.; KUMAR, R.R.; MUTANDA, T.; BUX, F. **Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production**. Applied Energy. 2011. v.88, n.10, p.3411-3424.

RICHMOND, A. **Principles for attaining maximal microalgal productivity in photobioreactors:** an overview. 2004. Disponível em:<http://www.springerlink.com/cont ent/p22g1p5rr13w344g/>. Acesso em: 14 mar. 2016.

SANTIAGO, A. F., **Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar**. 159 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

SCHENK, P.M.; STEPHENS, E.; POSTEN, C. Second generation biofuels: high-efficiency microalgae for biodiesel production. **Bioenergy Research.** 2008. v.1, p.20-43.

SHELEF, G & AZOV, Y., **High rate oxidation ponds. The Israeli experience.** Water Science Technology, 1987; v.19. n.12, p.249-255.

SHIMADA, P.; BIDONE, F. & ALMEIDA FILHO, M., **Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgotos doméstico na região centro-oeste**. Revista DAE, São Paulo, 1987; p.268-74.

SIALVE, B., **Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable**. Biotechnology Advances, Narbonne, 2009; n.27, p.409-416, 14 mar.

SILVA, A. L. B.; ANDRADE, M. C. F. E.; GONÇALVES, R. F.; LOUZADA, A. G.; CASSINI, S. T. A., **Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos.** XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. & OLIVEIRA, R., **The performance of a series of Five deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil**, Waste Science and Technology, 1987; v.19, n.12, p.61-64;

SILVA, S. A.; MARA, D. D., **Tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES, 1979; 140p.

SPOLAORE, P. et al. **Commercial Applications of Microalgae. Journal Of Bioscience And Bioengineering**. Ecole Centrale Paris, 2005. v. 101, n. 2, 87–96;

STILLWELL, A. S.; HOPPOCK, D. C.; WEBBER, M. E. **Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy-Water Nexus.** Sustainability, 2010; n.2, p.945–962.

STURM, B. S. M.; LAMER, S. L., **An Energy Evaluation of Coupling Nutrient Removal fromWastewater with Algácea Biomass Production**. Appl. Energy, 2011; n.88, p.3499–3506.

TADESSE, I.; GREEN, F. B.; PUHAKKA, J. A., **Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent**. 2004. Water Res., 2004, v.38, p.645–654.

TCHOBANOGLOUS, G. et al. **Wastewater Engineering:** Treatment, disposal, reuse. Metcalf & Eddy. 4. ed. New York: McGraw-Hill International Editions, 2003. 1848p.

TEIXEIRA PINTO, M. A.; ONOYAMA, M. T., **Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoas de alta taxa.** Revista DAE-SABESP, n. 161, p. 6-13; 1991.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. **Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, Campinas, v.17, n.1, p.7-12, 2011.

TORRES, H. S. J. **Cultivo de microalgas em efluente de tratamento anaeróbio de esgoto.** Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014. 208 f.

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.** 2001.151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Vitória, 2011.

VERSIANI, B. M., **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológicos de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 1, 3 ed., 452p.; 2005.

VON SPERLING, M., **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996; v.1, 211p.

YAAKOB, Z.; FAKIR, K.; ALI, E.; ABDULLAH, S.R.S.; TAKRIFF, M.S., **An Overview of Microalgae as a Wastewater Treatment.** Jordan International Energy Conference, Malásia; 2011; 10p.

YANG, P. Y. & NEGANO, S. Y., **Integrated Anaerobic Digestion and Algácea-Biomass Treatment Process for Swine Wastewater.** Procedings. In: 37ª Conferencia da Universidade de Purdue, 1982; p.141-161.

ZILOTTI, H. A. R. **Potencial de produção de biogás em uma estação de tratamento de esgoto de cascavel para a geração de energia elétrica cascavel paraná.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2014; 52 f.