



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

CENTRO DE CIENCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOQUIMICA E BIOLOGIA MOLECULAR

CURSO DE BIOTECNOLOGIA

BRUNA ARAÚJO DE SOUSA

**PROPOSTA DE METODOLOGIA OPERACIONAL DE REATOR BIOLÓGICO
ANAERÓBIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO VISANDO A EFICIÊNCIA
DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS VIA SENSORIAMENTO ELETRÔNICO**

FORTALEZA

2021

BRUNA ARAÚJO DE SOUSA

**PROPOSTA DE METODOLOGIA OPERACIONAL DE REATOR BIOLÓGICO
ANAERÓBIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO VISANDO A EFICIÊNCIA
DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS VIA SENSORIAMENTO ELETRÔNICO**

Trabalho Acadêmico apresentado no curso de Biotecnologia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Biotecnologia.

Orientador: Prof. Dr. William Magalhães Barcellos

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S696p Sousa, Bruna Araújo de.

Proposta de metodologia operacional de reator biológico anaeróbio em estação de tratamento de esgoto visando a eficiência de produção de biogás via sensoriamento eletrônico / Bruna Araújo de Sousa. – 2021.
84 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Curso de Biotecnologia, Fortaleza, 2021.

Orientação: Prof. Dr. William Magalhães Barcellos.

1. Digestor anaeróbio. 2. Biogás. 3. Esgoto sanitário. 4. Sensoriamento. I. Título.

CDD 661

Bruna Araújo de Sousa

**PROPOSTA DE METODOLOGIA OPERACIONAL DE REATOR BIOLÓGICO
ANAERÓBIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO VISANDO A EFICIÊNCIA
DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS VIA SENSORIAMENTO ELETRÔNICO.**

Trabalho Acadêmico apresentado no curso de Biotecnologia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Biotecnologia.

Aprovada em: 09/04/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. William Magalhães Barcellos (Orientador/Interno)

Profa. Dra. Marjory Lima Holanda Araújo (Membro 1/Interno)

Prof. Dra. Michela Mulas (Membro 2/Interno)

FORTALEZA

2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me acompanhado em todos os momentos difíceis e felizes durante esses 5 anos de estudo.

A minha família, que amo muito, e que me apoiam, em especial a minha mãe Maria Valdeilza de Araújo e ao meu pai Valdianor Antônio de Sousa, por todos os momentos de alegria, e por serem um fator imprescindível nessa minha caminhada.

Em especial ao meu Orientador Prof. Dr. William Magalhães Barcellos por toda a paciência, incentivo e ensinamentos durante a execução deste trabalho.

Agradeço a Profa. Marjory Holanda e Profa. Michella Mulas por influência nesta busca por outras vertentes da pesquisa biotecnológica.

Agradeço a meus amigos que me ajudaram a seguir nesse curso e pelos momentos de felicidade durante esses cinco anos. Em especial ao Arthur Tomé Lopes e Daniel Moraes pela paciência em me ouvir diversas vezes e auxiliar na evolução desse trabalho.

Agradeço a toda a equipe do Laboratório de Combustão e Energia Renováveis (LACER)/UFC, pelo apoio e auxílio para seguimento deste estudo.

À Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) e toda a toda Gerência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação Tecnológica (GEPED) pela infraestrutura e aporte financeiro.

A UFC pela oportunidade de realização da Graduação, com nível de ensino de qualidade e todos os funcionários que de alguma forma contribuíram com a minha pesquisa.

"Por menores que sejamos, devemos sempre lutar pelo que acreditamos estar certo. E eu não quero dizer lutar com o poder dos nossos punhos ou das nossas espadas... E sim com o poder de nossos cérebros e nossos pensamentos e nossos sonhos." (Cressida Cowell; Livro Como Treinar o seu Dragão, 2003).

RESUMO

Os reatores biológicos anaeróbios têm sido cada vez mais utilizados como uma opção tecnológica para promover a concepção de projetos de estações de tratamento de esgoto mais compactas e eficientes, em termos na degradação da carga orgânica das águas residuárias. Neste contexto, a tecnologia de reatores de fluxo ascendentes dos reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), tem se tornado uma alternativa bem difundida no Brasil, por obdecer parâmetros normativos de tratamento secundário ideal para esfluentes domésticos e por conciliar com a produção de biogás, viável à sustentabilidade da ETEs, no tocante a sua utilização como fonte de energia renovável. O desempenho desse tipo de reator é influenciado por fatores biológicos, físico-químicos e estruturais, os quais afetam a eficiência do processo de digestão anaeróbia como um todo, ademais, por tratar esgoto doméstico, está sujeito a diversas variações de concentração e composição química do substrato (matéria orgânica), sazonalmente, por isso a implementação de um Manual de Operação focado no melhoramento de cada etapa do processo. Por essa razão, o objetivo desse trabalho é a proposição de uma metodologia de operação da ETE Alameda das Palmeiras - Fortaleza-CE administrada pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) baseada em indicadores de qualidade de processo, com a finalidade de contribuir para a operação de uma estação modelo de tratamento de resíduos orgânicos associado à produção de biogás. Através de visitas à ETE e avaliações da qualidade do esgoto afluente/eficiência do tratamento dos sistemas, foi possível estabelecer as modificações necessárias para a ETE. O sistema de sensoriamento, constituído de pH submersíveis e termopares, uma sonda de oxigênio dissolvido no reator aeróbio para controle de O₂, foi proposto não só para melhorar a qualidade do processo, mas também, para mitigar manter os custos de operação e manutenção da ETE. As análises colhidas na ETE coletadas evidenciaram uma eficiência na remoção de DQO via Reator UASB, entre 70 a 80%. A expectativa é obter um controle de processo mais eficiente e rentável, a fim de minimizar os impactos ambientais e maximizar a sustentabilidade energética da ETE, a partir do aproveitamento do poder calorífico do biogás e da destinação racional dos resíduos de processo, como o lodo estabilizado e a areia que é carreada pelas águas residuárias.

Palavras Chaves: Digestor Anaeróbio; Biogás; Esgoto Sanitário; Sensoriamento.

ABSTRACT

Anaerobic biological reactors have been increasingly used as a technological option to promote the design of more compact and efficient sewage treatment plant projects, in terms of the degradation of the organic load of wastewater. In this context, the upstream flow reactor technology of the UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors has become a widespread alternative in Brazil, as it complies with normative parameters for the ideal secondary treatment for domestic effluents and for reconciling with the production of biogas, viable to the sustainability of the ETEs, with regard to its use as a renewable energy source. The performance of this type of reactor is influenced by biological, physical-chemical and structural factors, which affect the efficiency of the anaerobic digestion process as a whole, moreover, by treating domestic sewage, it is subject to several variations in concentration and chemical composition of the substrate (organic matter), seasonally, so the implementation of an Operation Manual focused on improving each step of the process. For this reason, the objective of this work is to propose a methodology for operating the ETE Alameda das Palmeiras - Fortaleza-CE administered by the Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) based on process quality indicators, with the purpose of contributing for the operation of a model organic waste treatment plant associated with the production of biogas. Through visits to the ETE and evaluations of the quality of the affluent sewage / efficiency of the treatment of the systems, it was possible to establish the necessary modifications for the ETE. The sensing system, consisting of submersible pH and thermocouples, a probe of oxygen dissolved in the aerobic reactor to control O₂, was proposed not only to improve the quality of the process, but also to mitigate to maintain the costs of operation and maintenance of the TEE . The analyzes collected at the collected ETE showed an efficiency in the removal of COD via UASB Reactor, between 70 to 80%. The expectation is to obtain a more efficient and profitable process control, in order to minimize environmental impacts and maximize the energetic sustainability of the WWTP, based on the use of the calorific power of biogas and the rational destination of process residues, such as stabilized sludge. and the sand that is carried by the wastewater.

Key words: Anaerobic Digestor; Biogas; Sanitary sewage; Sensing.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Porcentagem dos tipos de sólidos Totais presentes em esgotos sanitários. (Adaptado de JORDÃO; PESSOA, 1995)	26
Figura 2. Reações presentes na Digestão Anaeróbia e suas interferências	29
Figura 3. Figura 2. Estrutura e composição de grânulos no tratamento anaeróbio. Elaborado pelo autor.....	30
Figura 4.Esquema da ação inibitória da amônia livre. Setas horizontais: reações inibidas; Setas verticais: Ação inibitória. Fonte: Wiegant e Zeeman (1986)	41
Figura 5. Representação do Reator <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (UASB Fonte: Chernicharo (2007)	42
Figura 6. Esquema da dinâmica dos estudos utilizadas no estudo.....	48
Figura 7.Imagem de satélite da localização da ETE-Alameda as Palmeiras.....	49
Figura 8. Esquema do Tratamento da ETE Alameda das Palmeiras.....	49
Figura 9. Diagrama para coleta de DQO da ETE Alameda das Palmeiras	51
Figura 10.Esquema do procedimento de Determinação de Sólidos Sedimentáveis	57
Figura 11. Ciclo de funcionamento da Bomba de Entrada de Esgoto ao Reator UASB	63
Figura 12.Metano dissolvido no efluente em função da DQO afluente (Kato, 1994)	65
Figura 13.Localização de Pontos de Coleta de Amostras e Sensores Eletroquímicos.....	70
Figura 14. Modelo de Sensor de Oxigênio Dissolvido DOTX-45	73
Figura 15.Sensor de pH Durável para Aplicações Submersíveis. Fonte: Ômega Instrumentos Especificações do Modelo pHE735215	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação do esgoto sanitário segundo as demandas bioquímica e biológica de oxigênio (DQO e DBO)	25
Tabela 2. Parâmetros Físico-químicos dos Afluente registrados em ETE's	27
Tabela 3.Níveis de Tratamento de Esgoto Sanitário	28
Tabela 4.Espécies de microrganismos para cada etapa da Digestão Anaeróbia.....	31
Tabela 5. Valores de K _s e ΔG _o para metanogênese e sulfetotogênese	34
Tabela 6.Características Físico-químicas das fases da Digestão Anaeróbia	35
Tabela 7. Comparação Energética entre reações envolvidas na digestão anaeróbia	37
Tabela 8.Relação Alcalinidade intermediaria/Alcalinidade Parcial em Reatores Anaeróbios.	39
Tabela 9.Concentrações de Macronutrientes e Micronutrientes no Esgoto Doméstico	39
Tabela 10.Métodos para Avaliação da Cinética de Lodos e Esgotos Domésticos	43
Tabela 11.Parâmetros iniciais calculados via Projeto Construtivo	50
Tabela 12.Parâmetros calculados para o Reator UASB da ETE-Alameda das Palmeiras	50
Tabela 13.Operações Diárias da ETE Alameda das Palmeiras	54
Tabela 14.Parâmetros Analisados no Efluente Tratado da ETE-Alameda das Palmeiras	59
Tabela 15.Valores de Entrada para o Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB (Probio 1.0).....	68
Tabela 16.Parâmetros Físico-químicos a serem realizados periodicamente na ETE Alameda das Palmeiras	70

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1.Análise dos Componentes de Entrada e Saída do Reator UASB.....	60
Gráfico 2.Analise dos componentes principais de entrada e saída do reator UASB	60
Gráfico 3.Concentrações de Demanda Química de Oxigênio no Esgoto Bruto	61
Gráfico 4.Concentrações de Demanda Química de Oxigênio após o Reator UASB>	61
Gráfico 5. Concentração de Demanda Química de Oxigênio após Tanque de Contato.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
pH	Potencial Hidrogênico
NA	Nitrogênio Amoniacal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ST	Sólido Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
P _T	Fosforo Total
OG	Óleos e Graxas Residuais
OD	Oxigênio Dissolvido
S.Sed.	Sólidos Sedimentáveis
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
COV	Carga orgânica volumétrica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
VFA	Ácidos graxos Voláteis

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	22
2	OBJETIVOS	23
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	25
3.1	Conceitos de Esgoto Sanitários	25
3.2	Fundamentos do Processo de Digestão Anaeróbia	28
3.3	Parâmetros do processo.....	35
3.4	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo- UASB	41
3.5	Principais Parâmetros de Controle de Processo de Digestão Anaeróbica.....	43
4	METODOLOGIA.....	47
4.1	Objeto de Estudo: ETE Alameda Palmeiras	48
4.2	Dados de Projeto.....	49
4.3	Parâmetros de Qualidade.....	51
4.3.1	<i>Tempo de detenção Hidráulica.....</i>	52
4.3.2	<i>Concentração de O₂ Dissolvido no Filtro Aerado Submerso.</i>	52
5	RESULTADOS: MANUAL DE OPERAÇÃO.....	52
5.1.1	<i>Operação e Controle dos Processos Unitários</i>	53
5.1.2	<i>Operações dos processos unitários</i>	54
5.1.3	<i>Monitoramento do Reator UASB.....</i>	55
6	DISCUSSÃO	63
6.1	Caracterização Físico-químicas da Estação de Tratamento de Esgoto-Alameda das Palmeiras	63
6.2	Analise comparativa dos parâmetros com Probio e Projeto	68
6.3	Pontos de Controle de Processo e Sensoriamento Eletrônico	69
7	CONCLUSÃO.....	74
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
ANEXO A: Nomenclatura, Definições e Unidades		86
ANEXO B: Taxas de Processos Bioquímicos e Taxas de Processos Físico-Químicas....		90

1 INTRODUÇÃO

O crescimento industrial e do desenvolvimento de novas tecnologias em diversas áreas, propiciou um maior crescimento populacional. Consequentemente, há uma porcentagem maior de geração de resíduos domésticos, que se não tratado, poderá proporcionar riscos à vida em comunidade. As ações visando a minimização desses impactos deu origem ao saneamento básico (POLIDO, 2013). Segundo o Instituto Trata Brasil (2013) cerca de 32 milhões de metros cúbicos em média de águas residuais por dia são no país diariamente nacionalmente. Todavia, somente 14 milhões de metros cúbicos de águas residuais são coletados e 4,8 milhões de metros cúbicos são tratados. Isso demonstra que apenas 44% da população é pelo serviço de tratamento de esgoto.

Segundo Corcoran et al. (2010), águas residuárias são constituídas por uma porção de efluentes domésticos, despejos industriais, efluentes de estabelecimentos comerciais e institucionais, águas pluviais e de drenagem urbana, e afluentes agropecuários, por fim água residuária é toda a água descartada pelas atividades humanas. A decomposição da matéria orgânica presente nas águas residuárias, pode gerar odores e levar a redução da percentagem de oxigênio dissolvido afetando a biota aquática, logo há a necessidade de tratamento desse material afim de diminuir o risco ao meio ambiente e saúde humana (SNAPE et al., 1995).

Existem várias técnicas utilizadas para o tratamento de águas residuárias, diante disso, a escolha do método a ser utilizado deve-se levar em conta a eficiência, disposição do lodo, área de implantação, impactos ambientais, custos de operação e implantação, sustentabilidade e simplicidade (VON SPERLING, 1996;2009). Em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) pode ocorrer duas formas ou mais de tratamento, por meio biológico aeróbio ou anaeróbio, sendo que ambos se utilizam de microrganismos para a degradação da matéria orgânica afluente.

Segundo Chermicharo (2007), tecnologias baseadas na digestão anaeróbia de tratamento de águas residuais têm ganhado popularidade por apresentarem vantagens sob o tratamento aeróbio, principalmente pela sua operação e baixo custo de implantação. Dentre as tecnologias já criadas, o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB*) visto que possui baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia e baixa produção de biomassa, quando comparado aos reatores aeróbios. Além do mais, esses reatores à medida que realizam o tratamento produzem uma certa quantidade de biogás, que pode vim a ser recuperado, refinado e usado como energia limpa. Os

reatores biológicos anaeróbios têm sua eficiência vinculada a diversos fatores, como temperatura, pH do meio, carga hidráulica e nutrientes disponibilizados para o meio.

A relação entre os principais nutrientes da digestão anaeróbia: carbono na forma de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, determinam o crescimento dos microrganismos e produção de biogás. Cuja composição tem uma maior percentagem de gás metano e dado a essa porcentagem maior a eficiência do processo (COURAS et al, 2014; WU, YIN, YUAN & ZHOU, 2010).

O projeto em que esse estudo nasceu é a implantação de sistemas integrados de engenharia destinados a montagem de uma Usina-Modelo (UM) de geração de energia, os quais vêm sendo desenvolvidos no Laboratório de Combustão e Energias Renováveis - LACER para serem instalados na ETE-Alameda das Palmeiras e funcionarem, de forma integrada, como uma mini termoelétrica a biogás. Projeto de pesquisa/engenharia, intitulado “Conversão de Águas Residuárias em Biogás e Lodo em Estação de Tratamento de Esgoto para Geração de Energia

Ambientalmente Sustentável”, em desenvolvimento via Parceria Institucional entre a Companhia de Água e Esgoto do Ceará e a Universidade Federal do Ceará, com o apoio do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES. Por essa razão, os reatores UASB, além de serem elementos fundamentais no tratamento da alta carga orgânica das águas residuárias, assumem um papel de maior importância, principalmente por serem também os componentes fundamentais no processo de geração de energia, ao produzir biogás.

Por fim, esse trabalho poderá contribuir de forma significativa para uma maior compreensão da dinâmica biológica da digestão de uma matéria orgânica de modo anaeróbio e proporcionar a oportunidade de uma aproximação dos dados de eficiência dos modelos teóricos que são utilizados para o projeto e construções de estações de tratamento de esgoto que utilizem o reator UASB ou quaisquer tipos de reator anaeróbio. Além de buscar uma maior eficiência da ETE de forma geral do tratamento e beneficiamento dos processos.

2 OBJETIVOS

Elaboração de uma Proposta de Manual de Operação e Manutenção de estação de tratamento de esgoto doméstico que poderá ser utilizado na Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras-Fortaleza.

Objetivos Específicos:

- a. Análise o Projeto construtivo da Estação Alameda das Palmeiras;
- b. Avaliação a Operação da estação de tratamento de esgoto doméstico, e;

c. Elaborar um manual de operação e manutenção da ETE com base no projeto construtivo e controle dos principais parâmetros de processo associados aos tratamentos de resíduos e produção do biogás.

Pressupostos

Serem válidas as equações empíricas relatadas na bibliografia e dados fornecidos pelo responsável geral da estação de tratamento de esgoto, estão de acordo com a realidade do projeto.

Limitações

Foi considerado como fatores limitantes deste trabalho foram a confiabilidade, validade e disponibilidade dos dados e informações fornecidos pelo responsável da estação de tratamento de esgoto, objeto de estudo do trabalho. Além da estrutura operacional de visitas ao local de estudo e análises físico-químicas possíveis em meio a pandemia causada pelo o COVID-19 durante o período de 2020-2021.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Conceitos de Esgoto Sanitários

Segundo com a NBR 9648 (ABNT, 1986), os esgotos sanitários advêm do despejo líquido da água que foi utilizada para higiene e necessidades fisiológicas humanas. O efluente possui em média 99% da sua composição de água, em conjunto com material orgânico e inorgânico, sólidos suspensos e dissolvidos e por fim organismos patogênicos (VON SPERLING, 2005). Os esgotos são classificados tendo como base através da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) segundo MARA,2004.

Tabela 1 – Classificação do esgoto sanitário segundo as demandas bioquímica e biológica de oxigênio (DQO e DBO).

Classificação do Esgoto	DQO (mg. L ⁻¹)	DBO (mg. L ⁻¹)
Baixa	<200	<400
Média	350	700
Alta	500	1000
Muito Alta	>750	>1500

De acordo com a FUNASA (2006), os esgotos contêm características que são divididas em físicas, químicas e biológicas. As químicas, são representadas por 70% de matéria orgânica e 30% de inorgânica. Já as características biológicas incluem os microrganismos como fungos e bactérias, incluindo alguns indicadores de poluição. Por fim, considerando parâmetros físicos temos temperatura, odor, cor, turbidez e variação de vazão.

a. Características Físicas

As características mais importantes para o dimensionamento e controle de operação das unidades de tratamento de esgoto estão relacionadas aos aspectos físicos da matéria sólida. Conforme Von Sperling (1995), a matéria sólida pode vir a ser classificada de acordo com tamanho e estado, características químicas e a sua sedimentabilidade. O esquema abaixo apresenta as diferentes classificações em porcentagens da matéria sólida presente em esgoto sanitário.

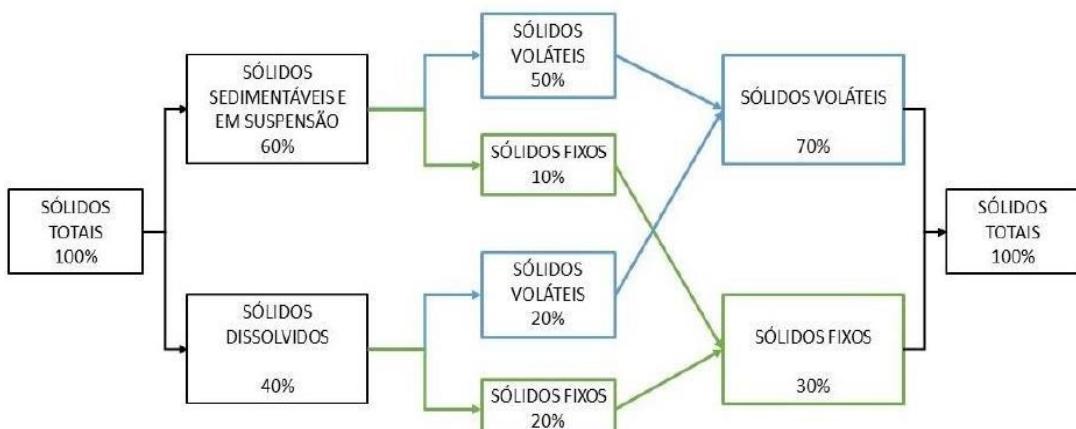


Figura 1. Porcentagem dos tipos de sólidos Totais presentes em esgotos sanitários. (Adaptado de JORDÃO; PESSOA, 1995)

A matéria sólida pode ser dividida em sólidos dissolvidos e sólidos em suspensão, considerando o tamanho das partículas. O esgoto, ao ser passadas em um papel filtro, as partículas de menores dimensões que passam pelo papel filtro e sólidos que permanecem no líquido corresponde aos sólidos dissolvidos. As partículas retidas pelo filtro, são nomeadas de sólidos suspensos. Os sólidos sedimentáveis podem ser determinadas via cone de Imhoff que possui 40 centímetros de altura e um litro de capacidade, e sólidos que sedimentam em um período de 1 hora, são considerados os sólidos sedimentáveis é expresso na unidade de ml/L (Imhoff, 1966).

b. Características Química

As características químicas do esgoto como demonstrado na tabela 2, é constituída por compostos químicos presentes no esgoto. Alguns parâmetros principais utilizados para avaliação do afluente e efluentes são: Potencial Hidrogeniônico (pH), temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Nitrogênio Amoniacal (NA), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Sedimentáveis (S.Sed.), Fósforo Total (Pt) e Óleos e Graxas Resíduais (OG).

Tabela 2. Parâmetros Físico-químicos dos Afluente registrados em ETE's.

Parâmetros (mg/L)	Furtado et al (2009)¹	Monaco et al. (2014)²	Alves et al. (2007)³	Tachini; Belli Filho; Pinheiro et al. (2002)⁴	Bem; Lazzarin (2009)⁵	Bem; Lazzarin (2009)⁶
pH*	9,07 – 7,01	7,16	7,19 – 8,47	6,89	-	-
Temperatura*	26,05- 27,99	-	-	-	-	-
Oxigênio Dissolvido	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amôniacal	0,89 – 4,67	-	-	-	73,39	45,54
P _T	5,0 – 8,6	11,81	1,5 - >6	5,88	18,06	8,24
DBO	-	526	3,39 – 314	255,87	490,18	612,35
DQO	-	5445	524 - 660	481,65	782,13	1439,63
Sólidos Totais	-	2377	202 - 904	378,00	232,84	414,75
Sólidos Totais Fixos	-	760	-	-	-	-
Sólidos Totais Volatéis	-	1617	-	212,00	-	-
Sólidos Sedimentáveis	-	-	0,2 a <0,1	-	-	-
Óleos e Graxas	-	-	-	-	46,28	-

* Sem unidade de Medida.

1 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Cajati – SP (meses no verão e outono).

2 Esgoto sanitário bruto coletado no reservatório localizado em Viçosa, MG.

3 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE de Passo Fundo, RS.

4 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Blumenau, SC.

5 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Santa Helena, PR.

6 Esgoto sanitário bruto coletado na ETE localizada em Medianeira, PR.

c. Características Biológicas

No esgoto sanitário é possível identificar diversos organismos, sendo eles bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas e grupos de plantas e animais. Dentre os organismos citados, o de maior relevância para o tratamento anaeróbio, são as bactérias que realizam a decomposição e estabilização da matéria orgânica, entretanto é necessário identificar alguns organismos patogênicos, que se não acompanhados podem vim a trazer patologias em humanos e animais.

A detecção dos agentes patogênicos é feita a partir de quantificação dos principais indicadores de contaminação fecal. Indicada via coliformes totais (CT) e os coliformes fecais (CF). Salientando que a presença de bactéria do tipo “Coli” (*Escherichia* e *Aerobacter*) não

venha a ser significativa de identificação de contribuição humana ou animal. A quantificação de CT e CF é dada pelo número mais provável de coliformes (NPM/100 ml).

Segundo Metcalf & Eddy Inc. (2003), os modos de tratamento de esgoto são constituídos por operações unitárias, nas quais ocorre aplicação predominante de forças físicas, e reações biológicas e químicas. As operações são agrupadas em níveis de tratamento conhecidos como: preliminar, primário, primário avançado, secundário (com ou sem remoção de nutrientes) e avançado (ou terciário). O Quadro 1 apresenta esses níveis e suas respectivas descrições.

Tabela 3.Níveis de Tratamento de Esgoto Sanitário.

Nível de Tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção de materiais no esgoto de maior dimensão (ex. galhos, objetos flutuantes, areia e gordura) que poderiam vir a causar dificuldades nas operações seguintes.
Primário	Remoção de uma quantidade de sólidos suspensos e da matéria orgânica.
Primário Avançado	Remoção mais avançada da porção de sólidos suspensos e matéria orgânica, normalmente realizada por aditivos químicos ou filtração.
Secundário	Remoção da matéria orgânica biodegradável (suspensa ou em solução) e de sólidos suspensos. A desinfecção pode ser de modo geral, incluída.

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY INC., (2003)

3.2 Fundamentos do Processo de Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia biológica (AD) é definida um processo microbiológico no qual ocorre que na ausência de oxigênio a matéria orgânica convertida em uma mistura de gases, sendo metano e dióxido de carbono e a produção de biogás é acompanhada pela produção de

lodo e o processo acontece em diversos ambientes naturais. Esse processo acontece em diversos ambientes naturais, por exemplo em pântanos, sedimentos de lagos e rios e aparelho digestivo de animais superiores (CHERNICHARO, 1997).

Comparado à digestão aeróbia, a anaeróbia possui várias vantagens, como a produção de menores quantidades de geradas de lodo residual, menores volumes de afluente no reator e a produção de biocombustível renovável, o biogás, composto de metano, gás carbono entre outros gases (MCKEOWN et al., 2012). Geralmente, os sistemas de AD operam sob condições mesofílicas (30-37°C) ou termofílicas (45-55°C), as quais garantem o crescimento microbiano e as taxas de reação em níveis maiores (SLAVOV, 2017).

A digestão anaeróbia é um processo metabólico complexo como apresentado na figura 2, que requer condições anaeróbias (potencial redox < -200 mV) e também depende da associação de microrganismos em sintrofia para transformar a matéria orgânica (AMARAL A.C, 2019). À luz da cinética, o processo digestivo anaeróbio pode ser definido como um processo de três etapas: hidrólise de compostos complexos, produção de ácidos (acidogênese e acetogênese) e pôr fim a produção de metano. Em termos de velocidade da digestão, a conversão da matéria orgânica é determinada pela cinética do estágio mais lento quando nos deparamos como o tratamento de esgoto, a hidrólise será a etapa que promove a degradação de macromoléculas e, que está sujeita a temperatura adequada e dos compostos orgânicos presentes nas águas residuárias, todas as reações exemplificadas na figura abaixo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

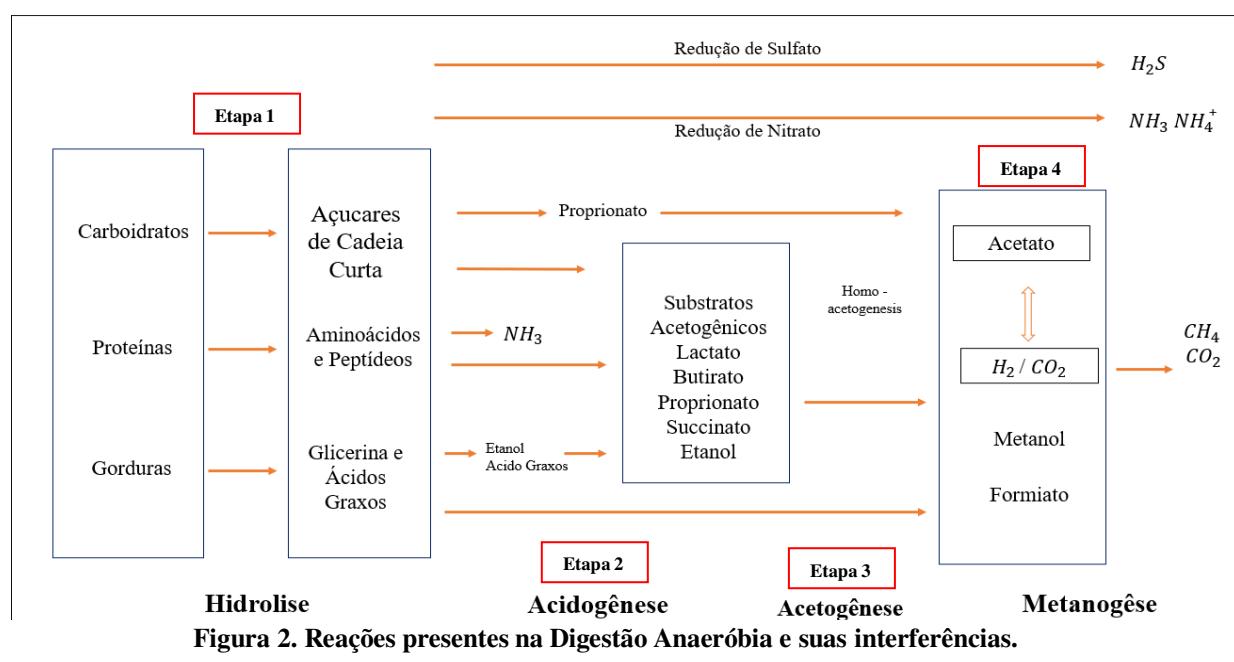


Figura 2. Reações presentes na Digestão Anaeróbia e suas interferências.

Fonte: Adaptado de Deublein e Steinhauser (2011).

3.2.1 Microrganismos

Na digestão anaeróbia, é possível identificar uma gama de microrganismos vivendo em sintrofia. Os compostos orgânicos complexos serão digeridos em dois estágios, sendo que no primeiro atuam um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias pertencentes ao domínio *Bacteria* presentes nas etapas de Hidrolise a Acetogênese, e o segundo estágio dominado por microrganismos pertencentes ao domínio *Archea* presentes na etapa da Meatanogêse no Figura 2. Esses microrganismos são dependentes da degradação da matéria orgânica uma vez que necessitam de nutrientes para executar suas funções fisiológicas (SHAH, 2014). O esquema abaixo exemplifica como é caracterizado os grânulos filamentosos presentes no reator,

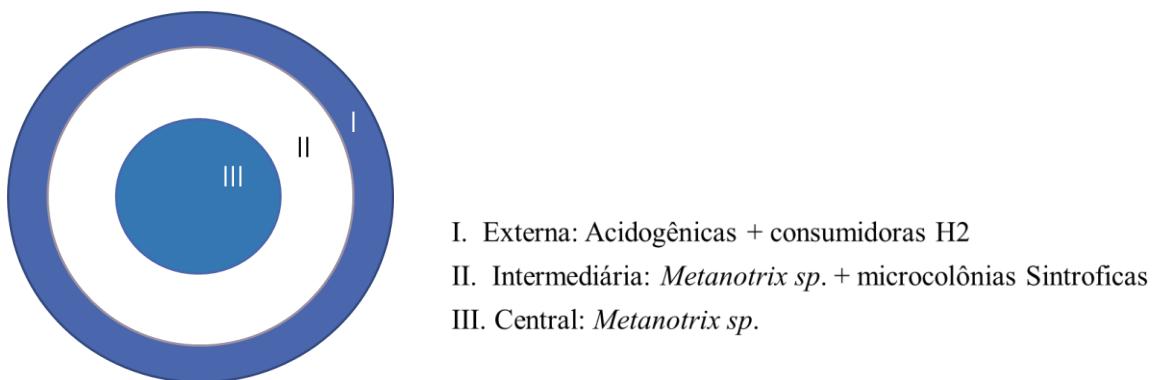


Figura 3. Figura 2. Estrutura e composição de grânulos no tratamento anaeróbio. Elaborado pelo autor.

compostos por esses microrganismos em sintrofia.

Os microrganismos além dos aspectos apresentados anteriormente, também apresentam diferentes respostas a estresses ambientais, como temperatura, variações de pH, composição/concentração do substrato ou presença de compostos inibidores ou tóxicos (SHAH, 2014; VENKITESHWARAN et al., 2015). Diversos estudos focaram no desenvolvimento de comunidades mesofílicas em escala laboratorial, com média de 35°C, com enfoque principal nas melhores condições para a produção de metano. (ENRIGHT et al., 2009; MCKEOWN et al., 2009; O'REILLY et al., 2009; ABRAM et al., 2011; BANDARA et al., 2012; ZHANG et al., 2012; GUNNIGLE et al., 2015; KEATING et al., 2018).

Estudos que buscam a compreensão da interação entre esses microrganismos vêm aumentando, devido a possibilidade de expansibilidade do uso desse modelo de digestão. Em um estudo realizado com a água residuária de indústria de leite, o tratamento foi acompanhado com a análise de cada microrganismo presente na digestão e pode-se afirmar que gêneros *Carnobacteriaceae* e *Defulfobulbaceae* eram abundantes e ativos no início da digestão, e com decorrer dos dias foram diminuindo sua população ativa, indicando que são agentes importantes

na fase de inoculação e desempenha papel importante na estruturação do lodo denso (PAULO L.M. et al., 2020). Além disso, reconhece-se que as espécies de *Pseudomonas* não estão presentes no dia 0 do reator, emergindo durante a fase de *start-up* e permanecendo estáveis na comunidade total, entretanto após um período de 50 dias, ocorre um decaimento, e somente com o choque de pH a comunidade voltou a ser ativa, indicando que as *Pseudomonas* teriam uma vantagem competitiva para quaisquer perturbações no reator, comprovando que as mesmas tem papel protagonista na digestão anaeróbia (SHAH et al., 2014).

Reatores operados com cerca de 150 dias apresentaram uma maior percentagem de DNA para os membros da família *Rhodocyclaceae*, principalmente os gêneros *Thauera* e *Azoarcos*. São organismos conhecidos como bactérias aquáticas versáteis, mas também por utilizarem o acetato em condições anaeróbias (WONGWILAIWALIN et al., 2010), o que poderia levar a uma competição entre eles e os metanogênicos acetoclásticos.

Espécies de *Methanothrix* são descritos como organismos que desempenham um papel importante na manutenção de um lodo granular forte e ativo (MACLEOD et al., 1990 MCHUGH et al., 2005) e acreditasse que seja dominantes em baixas concentrações de acetato (DE VRIEZE et al., 2012; CHEN E HE, 2015; CHEN ET AL., 2017). Em sistema de DA sob baixa temperatura é observada uma grande abundância de espécies metanogênicas ativas de *Methanothrix* (ENRIGHT Et al., 2009; SIGGINS et al., 2011a, b; BANDARA et al., 2012; GUNNIGLE et al., 2015a, b; Keating et al., 2018). Ademais, resultados de PCR em tempo real em uma população de *Archaea* no tratamento de água residual diluída de laticínios, demostrou uma dominância de *Mathanosaetaceae* (BIALEK et al., 2013). Em resumo podemos constar que para as quatro etapas na tabela 4.

Tabela 4.Espécies de microrganismos para cada etapa da Digestão Anaeróbia.

Reações	Microrganismos
Hidrolíticas	<i>Micrococcus, Bacteroides, Proteus, Vibrio, and Bacillus</i>
Acidôgenicas	<i>Clostridium, Streptococcus, Eubacterium, Firmicutes, Syntrophobacter, Lactobacillus, Bacillus, e Bacteroides</i>
Acetôgenicas	<i>Clostridium, Syntrophobacter, e Syntrophomonas</i>
Metanogênese	<i>Methanobacterium, Methanococcus, Methanobrevibacter, Methanospirillum, Methanosarcina,</i>

Methanoculleus, Methanosaet, e Methanosarcinaceae

Fonte: Elaborada pelo autor. (PASALARI et al. 2020; KUMAR et al. 2021)

3.2.2 *Hidrólise;*

Considerada a primeira etapa do processo digestivo, nessa fase há a degradação de compostos de alta massa molecular a partir da secreção de enzimas hidrolíticas pelos microrganismos, representados como a primeira etapa da Figura 2. A hidrólise das moléculas complexas ocorre ação catalítica das enzimas extracelulares como as celulases, proteases e lítases liberadas pelas bactérias e arquéias (BITTON, G. 2005).

A importância desta fase se deve a sua mesma influência na velocidade global da reação, pois a velocidade de degradação da matéria orgânica bruta depende das características do substrato envolvido e da presença de enzimas capazes de hidrolisar esses substratos. Ademais, o tempo da hidrólise varia de acordo com o substrato, no caso de carboidratos algumas horas, proteínas e lipídeos podem durar dias. No caso de substratos ricos em lignocelulose e lignina a hidrólise é mais lenta e em sua maioria, em sua maioria de maneira incompleta, necessitando de pré-tratamento antes de submetê-lo à uma digestão anaeróbia. (AMARAL. A.C, 2019)

3.2.3 *Acidogênese*

Durante a fase da acidogênese os monômeros da etapa anterior são usados como substrato para as bactérias anaeróbias facultativas, sendo então degradadas a ácidos orgânicos de cadeia curta, moléculas de 1 á 5 carbonos, como por exemplo ácido butírico, propiônico e acético, álcoois, óxidos de nitrogênios, hidrogênio e dióxido de carbono, como exemplificado na segunda etapa da Figura 2. Todavia, a pressão parcial de hidrogênio durante o processo diretamente o estado de oxidação dos produtos resulta em produtos com maior quantidade de carbono, devido a isso deve-se manter a pressão de hidrogênio em torno de 10^{-4} a 10^{-6} . (AMARAL. A.C, 2019)

Os carboidratos, como a glicose, são degradados em piruvato, o qual será convertido em ácido láctico por *Lactobacillus* e etanol pela ação de leveduras. No caso da produção do ácido láctico, ocorre a fermentação homolática, no qual ocorre o consumo de glicose formando lactato e ATP, através da lactato desidrogenase. Nas leveduras, a glicose é transformada em piruvato e posteriormente em etanol e CO₂. Nesse caso, o piruvato é descarboxilado em uma reação irreversível através piruvato-descarboxilase e em seguida o acetaldeído é reduzido a etanol pela ação da álcool-desidrogenase.

Ácidos graxos livres devem ser ligados a *coenzima A* e oxidação dessas moléculas ocorre passo a passo através da liberação sequencial de duas unidades de carbono, na forma de acetato nas mitocôndrias. Os aminoácidos são degradados em pares pelo *Clostridium botulinum* através da reação de *Stickland*, onde o aminoácido pode servir como doador de elétron e outro como acceptor. Essa reação resulta na formação de acetato, amônia, dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio.

3.2.4 Acetogênese

A terceira etapa do processo de digestão anaeróbica (Figura 2) é considerada um ponto crítico e com reações endotérmicas, conduzida através de um grupo de bactérias denominadas acetogênicas (AMARAL.A.C, 2019). Ademais, há presença de microrganismos homoacetogênicos como as espécies *Acetobacterium woodii*, *Ruminicoccus hydrogenotrophicus*, que de modo contínuo reduzem H₂ e CO₂ exergônicamente em ácido acético, entretanto, esses organismos são encontrados em quantidade muito baixa em relação aos organismos acidogênicos. (DEUBLEIN, D. et al. 2008).

Nessa fase da digestão, os ácidos de cadeia longa são transformados em ácidos de cadeia curta, com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), coproduzindo hidrogênio e dióxido de carbono. os organismos homoacetogênicos mantém o equilíbrio da direção do consumo de hidrogênio e gás carbônico para ocorrer a produção de acetato (AMARAL. A.C, 2019).



Equação I

As bactérias acetogênicas produzem acetato através dos ácidos graxos de cadeia longa, como por exemplo ácido propiônico e butírico, culminando na produção de H₂. Logo é termicamente favorável que essa reação seja ativada apenas com pressões parciais de hidrogênio muito baixas, favorecendo, as bactérias acetogênicas. Por fim, comprehende-se que através da simbiose as bactérias acetogênicas produzem acetato e H₂, em reações endergônicas e as arquéias metanogênicas através de reações exergônicas utilizam os produtos (acetato, CO₂ e H₂) para a produção de metano, deixando o ambiente favorável para as acetogênicas.

3.2.5 Metanogênese

A fase final da digestão anaeróbica (Figura 2), através da ação das arquéias metanogênicas, o carbono contido na mistura presente no reator será convertido em dióxido de carbono e metano, em um conjunto de reações exotérmicas. O grupo de arquéias metanogênicas podem apenas ser distinguidas por meio do sequenciamento de 16S rRNA. As arquéias são classificadas internamente de acordo com suas vias metabólicas em acetoclásticas e hidrogenotróficas. As acetoclásticas convertem acetato a metano, já as hidrogenotróficas convertem hidrogênio e dióxido de carbono a metano. (AMARAL. A.C, 2019). Estudos apontam uma concentração maior de arqueias metanogênicas hidrogenotróficas, que pode ocorrer pelo fato que as arqueias metanogênicas acetoclásticas são mais sensíveis a quaisquer alterações de pH e concentrações elevadas de amônia. (AMARAL. A.C, 2019).

a. Sulfetogênese

O processo conhecido como sulfetogênese ocorre na presença do íon Sulfato favorece o crescimento das bactérias redutoras de sulfato (BRS), quais convertem o sulfato, em outros compostos a base de enxofre como sulfeto, ácido disulfúrico (S^{2-}), Ácido Sulfídrico $H_2S_{(AQ)}$ (FUESS, 2013). Águas residuárias tratadas em reatores anaeróbios com altas concentração de sulfato, favorece o crescimento de bactérias redutoras de Sulfato (BRS) e entrar em competição com as acetogênicas produtoras de hidrogênio (APH) e as arquéias metanogênicas (AM) pelos substratos (H_2 , acetato).

Esse efeito de competição aumenta quando a vazão de DQO/sulfato diminui e as BRS são favorecidas por sua maior afinidade pelo substrato (menor constante de saturação, K_s). Ademais, a sulfetogênese é termodinamicamente mais favorável que a metanogênese (menor energia livre de Gibbs, ΔG°), como mostra na Tabela 5 (MUYZER & STAMS, 2008).

Tabela 5. Valores de K_s e ΔG° para metanogênese e sulfetotogênese

Processo		ΔG°	$K_s (g \cdot L^{-1})$
Metanogênese	$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	- 135	Hidrogênio: $1,0 \mu\text{m}$
	$CH_3COOH + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3$	- 31	Acetato: $6,0 \mu\text{m}$
Sulfetogênese	$4H_2 + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2H_2O + 2OH^-$	- 154	Hidrogênio: $0,2 \mu\text{m}$
	$CH_3COOH + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2HCO_3$	- 43	Acetato: $3,0 \mu\text{m}$

Adaptado. (MUYZER & STAMS, 2008).

A concentração de sulfato observadas normalmente em águas residuárias, não é tóxico. Entretanto, a redução a sulfeto pode inibir o processo anaeróbico, não somente pela competição entre BRS e AM, mas também causar toxicidade nos microrganismos da metanogênese (PAULA JR. & FORESTI, 2009). Normalmente, em meio ácido, a toxicidade do sulfeto metanogênese é maior do que em meio neutro ou alcalino, devido ao fato do sulfeto não ionizado pode atravessar a membrana celular. A redução de 1,5g de sulfato necessita da oxidação de 1,0 g de DQO, obtendo-se um decréscimo de 0,233 m³ na produção de metano para cada quilograma de sulfato reduzido durante a digestão anaeróbia. Em águas residuárias com a razão com DQO/Sulfato de 0,67 ou inferior, a matéria orgânica se direcionaria para a via sulfetogênese, já para o caso da razão DQO/Sulfeto é maior de 0,67, só é possível obter alta remoção de matéria orgânica se a sulfetogênese e metanogênese ocorrerem simultaneamente (HU et al., 2015).

Vários trabalhos demonstram que as remoções eficientes de DQO e sulfato em razões DQO/Sulfato menores que 2,0 (SILVA et al., 2002; DAMIANOVIC & FORESTI, 2007; COSTABILE et al., 2011). Em um estudo com reatores UASB, analisando a influência da relação DQO/sulfeto entre 10,0 e 0,5, foi observado que razões DQO/sulfeto maior que dez não interferia na metanogênese, obtendo a remoção de DQO entre 73,5 – 80,3%. Já para razão de DQO acima de 2,0 verificou-se que a remoção de sulfato entre 82,6±6,4 %. Ademais, verificou-se instabilidade no sistema quando a razão de DQO foi reduzida para 2,0 e, ocorreu a diminuição na produção de biogás e acúmulo de ácidos graxos voláteis, principalmente acetato, quando a razão DQO/sulfato atingiu os valores 1,0 0,5 (LU X. et al. 2016)

3.3 Parâmetros do processo

Durante o processo da digestão anaeróbica, os organismos são anaeróbios mesofílicos, por conseguinte são dependentes de diversos fatores como pH, temperatura, relação C:N, potencial redox, relação C:N:P:S, elementos traços e concentração da matéria seca como mostrado na Tabela 6. Logo para que ocorra uma fermentação bem sucedida e maior produção de compostos de alto valor agregado como o metano, é necessário o controle de múltiplos parâmetros e compreensão do papel de cada um deles sobre o processo.

Tabela 6. Características Físico-químicas das fases da Digestão Anaeróbia.

Parâmetros	Hidrólise/ Acidogênese	Metanogênese
pH	5,2-6,3	6,7 - 7,5
Relação C:N	10-45	20-30
Temperatura (°C)	25 - 35	32 - 42
Potencial Redox (mV)	+400 até -300	<-200

Relação de C:N:P:S (ideal)	500: 15: 5: 3	600: 15: 5: 3
Elementos traços	-	Ni, Co, Mo, Se (Essencial)
Concentração de matéria seca (%)	<40	<30

Fonte: Adaptado de Wellinger et al, (2013)

Ademais, a sintrofia existente no sistema anaeróbio necessita de extrema atenção. Pode-se observar que ocorre um compartilhamento de energia para a bioconversão de algumas moléculas para a produção final de metano e dióxido de carbono, oferecendo-se então a possibilidade de atingir reações intermediárias endergônicas. Estudos mostram que o primeiro aspecto para compreensão dessas reações intermediárias é usar como referência a energia mínima gerada pelo um mol do produto formado ou substrato convertido. Schink & Friedrich (1994) já nessa época formularam que a energia mínima para a vida seria por volta de -21 kJ por mol de produto formado ou do substrato convertido. Tendo em vista esse fato, podemos utilizá-lo para entender como reações intermediárias da digestão anaeróbica só podem ocorrer se alguma delas chegar a alcançar o mínimo de energia para a sobrevivência e liberar o restante para outras que necessitam.

3.3.1 Pressão parcial de Hidrogênio

Há a necessidade de uma simbiose estreita entre os microrganismos produtores de H₂ e consumidores de H₂, durante a metanogênese. O balanceamento da concentração de hidrogênio é guiado pelos microrganismos metanogênicos que necessitam de hidrogênio para produzir o metano (arquéias metanogênicas hidrogenotróficas). Todavia, a pressão parcial de hidrogênio deve ser baixa suficiente, 10⁻⁴ a 10⁻⁶ bar, para que as bactérias acetogênicas não sofram inibição por excesso de hidrogênio, deixando estagnado a produção de ácidos de cadeia curta.

A pressão parcial de hidrogênio máxima suportada pelo sistema depende da característica do substrato envolvido e das diferentes espécies de microrganismos presentes do reator. Os substratos como polímeros orgânicos são lisados, produzindo H₂, CO₂, formato, acetato e compostos orgânicos a propionato, butirato, succinato e etanol. Como se pode observar na Tabela X, a maior parte das reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis, devido não ocorrer liberação de energia livre. Entretanto, o consumo de H₂ e acetato por microrganismos metanogênicos estabelece uma relação sintrofica, que viabiliza o crescimento dos acetogênicos (Madigan et al., 2004). Essa relação é melhor exemplificada pelas reações 3, 4, 10, 11 e 14, com o intermediário (ácido propionílico) como resultante

principalmente da degradação de carboidratos e proteínas, que, em média, 30% dos compostos orgânicos complexos iniciais são convertidos nesse ácido (Chernicharo, 2007).

Tabela 7. Comparação Energética entre reações envolvidas na digestão anaeróbia

(Chernicharo, 2007)

Etapa	Reação	ΔG°	Eq.
Acidogênese (I)	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ glicose acetato	- 206 kJ/reAÇÃO	1
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ glicose propionato	- 358 kJ/reAÇÃO	2
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 2H_2$ glicose butirato	- 255 kJ/reAÇÃO	3
Acetogênese (II)	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ propionato acetato	+ 76,1 kJ/reAÇÃO	4
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ propionato acetato	+ 72,2 kJ/reAÇÃO	5
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ butirato acetato	+ 48,1 kJ/reAÇÃO	6
	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ etanol acetato	+ 9,6 kJ/reAÇÃO	7
	$CH_3CHOHCOO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 2H_2$ lactato acetato	- 4,2 kJ/reAÇÃO	8
	$2HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \rightarrow CH_3COO^- + 4H_2O$ bicarbonato acetato	- 104,6 kJ/reAÇÃO	9
	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ acetato metano	- 31 kJ/reAÇÃO	10
Metanogênese (III)	$H_2 + \frac{1}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} H_2O$ hidrogênio metano	- 33,9 kJ/reAÇÃO	11
	$HCOO^- + \frac{1}{4} H_2O + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} HCO_3^-$ formiato metano	- 32,6 kJ/reAÇÃO	12
	$HCO_3^- + 4H_2 + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$ bicarbonato metano	- 135,6 kJ/reAÇÃO	13

Ademais, para que essa relação de sintróficos reativos ocorra necessita de uma faixa de pressão parcial de H_2 estreita (AQUINO S.F. et al., 1994). As pressões parciais baixas só podem ser mantidas se o hidrogênio seja formado rapidamente e ser efetivamente removido pelos microrganismos que são consumidores de hidrogênio.

3.3.2 Temperatura

A temperatura apresenta efeitos considerados importantes nas propriedades físico-químicas que os componentes substratos destinados a processos anaeróbios. A temperatura também influência na velocidade de crescimento e metabolismo dos microrganismos, e por fim na dinâmica populacional em um biodigestor. Esses microrganismos podem ser classificados de acordo com a faixa de temperatura que propiciam um ótimo crescimento: Termofílicos com temperatura em torno de 60°C, Mesófilos com 37°C e Psicrofílicos com 15°C.

As arqueias metanogênicas acetoclásticas são o grupo mais sensível ao aumento da temperatura, pois a mesma tem efeito na pressão parcial de hidrogênio, influenciando no

metabolismo sintrófico. O aumento da temperatura pode influenciar no aumento da solubilidade dos compostos orgânicos, aumentando assim a velocidade das reações bioquímicas. Em regiões com altas amplitudes térmicas, a produção de biogás pode ser diminuída ou até parada em caso de elevações muito altas da temperatura. Tendo em vista esses fatores a temperatura do reator não pode alterar mais do que 2°C (KUNZ e SAQIB, 2016).

Termodinamicamente, a quebra do propionato em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio, são reações endotérmicas que são favorecidas com o aumento da temperatura, entretanto as reações exotérmicas são menos favorecidas, como por exemplo as reações metanogênicas hidrogenotróficas. A temperatura influencia na dissociação da amônia, podendo ter efeito inibitório. O equilíbrio químico é deslocado de NH_4^+ para NH_3 (aquoso) em caso de aumento da temperatura, aumentando a chance de falência do processo. Essa amônia livre torna-se tóxico às arquéias metanogênicas, pela facilidade de difusão pela membrana celular dos microrganismos, que por fim afetam o equilíbrio químico celular e por conseguinte ocasiona deficiência de potássio (K^+) (KUNZ e SAQIB, 2016).

3.3.3 Potencial de Hidrogênio, alcalinidade e ácidos Voláteis

Todos os grupos de microrganismos já citados possuem um valor diferente de pH ótimo. Os microrganismos fermentativos menos sensíveis ao pH e adaptam-se a variações de pH entre 4,0 e 8,5. Em caso de baixos valores de pH os produtos em maior abundância serão os ácidos acéticos e butírico, todavia quando o pH se aproxima de 8,0 os principais produtos serão os ácidos acéticos e propiônico. Entretanto, as arquéias metanogênicas já são mais sensíveis as variações de pH, possuindo um valor ótimo entre 6,7 e 7,5. Os ácidos voláteis produzidos no decorrer do biodigestor tendem a reduzir o pH do meio. Tal redução é combatida pela atividade das arquéias metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato (KUNZ A., et al., 2019).

O sistema possui uma forma de controle do pH mediada pela concentração de dióxido de carbono na fase gasosa, continuamente liberado no biodigestor e HCO_3^- alcalino na fase líquida. Caso o pH do sistema reduza excessivamente, uma maior concentração de CO_2 será dissolvida no meio reacional. Entretanto, caso o pH do sistema aumente, o CO_2 dissolvido irá formar ácido carbônico, por conseguinte ocorrerá liberação dos íons de hidrogênio (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Em pH 4,0 quase todo o CO_2 estará na forma de molécula livre e em pH 13,0 o CO_2 estará dissolvido na forma de carbonato no substrato, e o equilíbrio do sistema será alcançado no pH 6,52. Portanto, o aumento do pH resultará em uma menor concentração de CO_2 na fase

gasosa. No caso de diminuição do pH abaixo de 6,6 implica na inibição do crescimento das arquéias metanogênicas, entretanto, as bactérias acidogênicas continuam suas funções até o pH 4,5 e como resultado ocorrerá o acumulo de Ácidos Orgânicos voláteis (AOVs), processo conhecido como acidificação do biodigestor. A estratégia para evitar esse problema é durante a digestão anaeróbia fazer o monitoramento indireto da relação alcalinidade intermediaria/alcalinidade parcial (AI/AP), sendo que a primeira fornece valores referentes a alcalinidade por bicarbonato, enquanto a segunda refere-se a dos ácidos voláteis realizar o acompanhamento do pH interno do meio também é recomendado.

Tabela 8.Relação Alcalinidade intermediaria/Alcalinidade Parcial em Reatores Anaeróbios.

Relação AI/AP	Características do Reator
>0,4	Reator em sobrecarga
0,3 – 0,4	Faixa Ótima
<0,3	Reator em subcarga

Fonte: Adaptado de Mézes, et al. (2011).

3.3.4 Nutrientes

As células microbianas contêm nitrogênio, fósforo e enxofre em proporções aproximadas de matéria seca de 12, 2 e 1%, com base na matéria seca. Quando voltado para o sistema anaeróbio são necessárias relações de 700:5:1 de demanda biológica de oxigênio, N e P. Além disso, os íons de enxofre, potássio, cálcio, magnésio, cloro e sulfato são necessários para o bom funcionamento da digestão anaeróbia. Elementos traços importantes como ferro, cobre, zinco, magnésio, molibdênio e vanádio é importantes para o crescimento celular (KUNZ A., et al., 2019).

Segundo Chernicharo (1997), os organismos metanogênicos têm em sua composição química de macro e micronutrientes, os teores apresentados na tabela 9.

Tabela 9.Concentrações de Macronutrientes e Micronutrientes no Esgoto Doméstico.

Macronutrientes		Micronutrientes	
Elemento	Concentração (mg/kg SST)	Elemento	Concentração (mg/Kg SST)
Nitrogênio	65	Ferro	1800
Fósforo	15	Níquel	100

Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibdênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: LETTINGA, et al., 1996, apud CHERNICHARO, 1997

O enxofre pode causar problemas para o processo anaeróbio, pois precipitam os nutrientes essenciais em níveis traços como Ferro, Níquel, Cobre e Molibdênio que são insolúveis em baixos potenciais redox (precipitação como sulfeto). Com potencial inibitório os íons de metais pesados como Cu^{++} e Zn^{++} , íons metais alcalinos e alcalinos terrosos e NH_4^+ . A maioria dos efeitos causados pela toxicidade desses compostos são reversíveis, em muitos dos casos observa-se um elevado potencial de aclimatação quando é disponibilizado um tempo pré-reactor anaeróbio para os microrganismos anaeróbios.

3.3.5 Nitrogênio Amoniacial e Amônia Livre

A fermentação de materiais ricos em ureia e proteínas libera a amônia no meio reacional, a qual pode ser tóxica em altas concentrações, entretanto é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos anaeróbios. Por conseguinte, sua concentração pode influenciar o pH e a temperatura do meio (DE PRÁ et al. 2013). O equilíbrio químico do sistema para que ocorra a formação de amônia livre (AL) pode ser calculado pela equação 4.

$$AL (\text{NH}_3, \frac{\text{mg}}{\text{L}}) = \frac{17}{14} * \frac{[\text{total de amônia com N}] * 10^{pH}}{e^{\frac{6344}{(273+T\ (^{\circ}\text{C})]+10^{pH}}}}$$

Equação 2

A amônia livre em altas concentrações é tóxica as arquéias metanogênicas, pela sua capacidade de se difundir na membrana dos microrganismos. Estudando o processo de digestão Rodríguez et al., (2011) relataram os níveis de amônia até 375 mg. L⁻¹ não afetaram a eficiência do projeto. Garcia e Angenet (2009) em um estudo da digestão de dejetos suíños e informaram que ocorreu a inibição na produção de metano em concentrações a partir de 200 mg. L⁻¹ a 35°C com pH 7,6. A Figura 4, representa a ação inibitória de reações da metanogênese hidrogênotroficas e acetonogênese por ação da amônia, onde as setas continuas representam a inibição da reação e as setas tracejadas indicam as possibilidades das ações inibitórias.

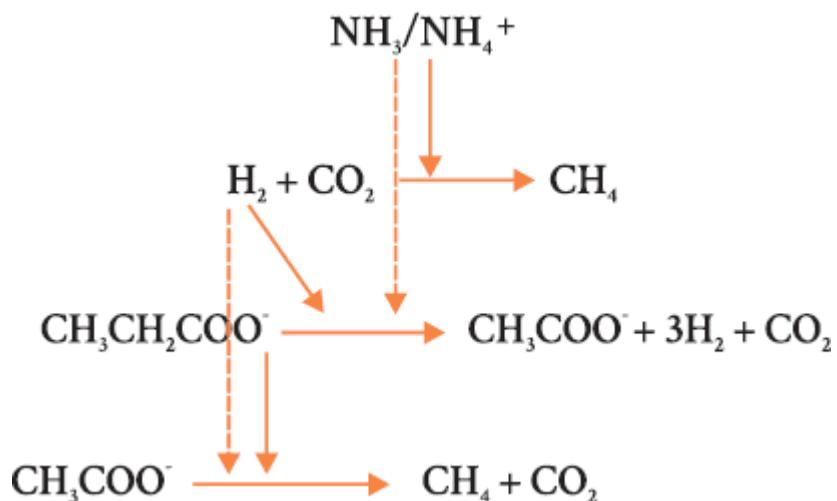


Figura 4. Esquema da ação inibitória da amônia livre. Setas horizontais: reações inibidas; Setas verticais: Ação inibitória. Fonte: Wiegant e Zeeman (1986).

3.4 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo- UASB

O reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) foi desenvolvido pelo Professor Lettinga e seu grupo na Universidade Wageningen, na Holanda, na década de 70. O biodigestor UASB caracteriza-se por conter um fluxo ascendente do afluente via manta de lodo até a parte superior do reator, no qual encontra-se um separador trifásico. O separador trifásico também conhecido como separador de gás-sólido-líquido, trabalha como uma barreira para que os sólidos não sejam arrastados pelos coletores de biogás, como representado na Figura 5 (VAN HAANDEL E VAN DER LUBBE, 2012).

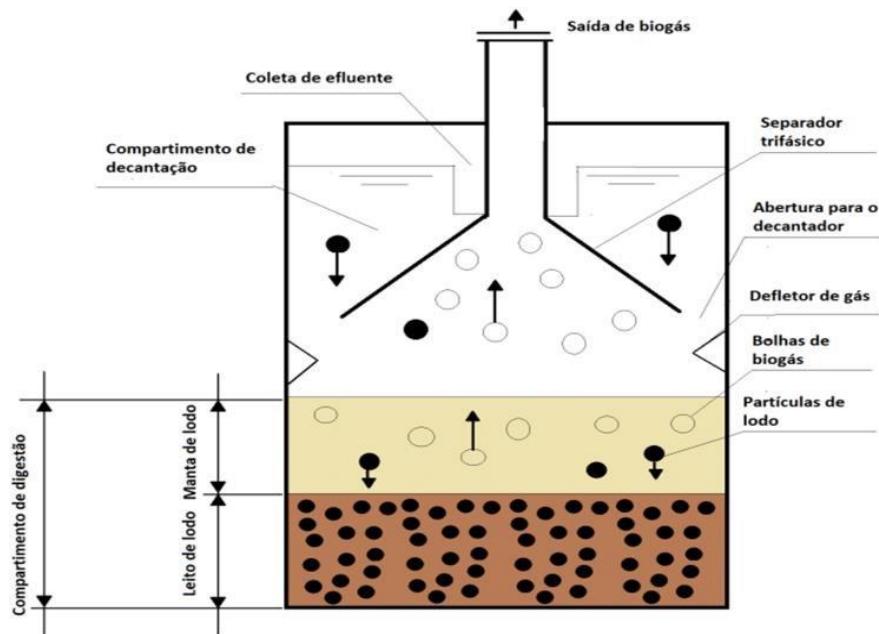


Figura 5. Representação do Reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB)

Fonte: Chernicharo (2007)

Esses reatores possuem alta capacidade de retenção biomassa, que proporciona trabalhar com baixo tempo de retenção hidráulica (4 a 72 horas). Ademais, esse tipo de reator apresenta estabilidade à alta carga orgânica volumétrica ($0,5$ a $8,0$ $\text{Kgsv. m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ou 2 a 32 $\text{KgDQOsolúvel. m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). Devido a questões hidrodinâmicas, o afluente do Reator UASB deve apresentar uma baixa concentração de sólidos totais, de < 2% (MARCHIORO, V. 2018).

O perfil de sólidos varia muito desde partículas granulares com alta capacidade de sedimentação próximas ao fundo do reator (leito de lodo) e um lodo mais disperso e leve próximo ao topo do reator (manta de lodo). O lodo formado no interior do reator em excesso deve ser periodicamente retirado e encaminhado para o pós-tratamento. Em estações de tratamento, usualmente o lodo gerado em excesso gerado é encaminhado para ser desidratado, higienizado ou reaproveitado como um adubo agrícola. O efluente do reator UASB, deve passar por um pós-tratamento, para ser lançado nos corpos hídricos, devido não estar pronto segundos os padrões estabelecidos pela legislação (BRASIL, 2015).

Um dos princípios do processo da digestão anaeróbia é o conceito de desenvolver uma biomassa com elevada atividade. Um lodo com boa qualidade pode ser conseguido com uma eficiência de seleção do inóculo. O lodo mais leve, de má qualidade, será arrastado para fora do sistema e o lodo de boa qualidade é retido. O lodo mais pesado com concentração de sólidos totais na ordem de 40 a 100 g ST/L, estará presente no fundo do reator (CHERNICHARO, 1997).

3.5 Principais Parâmetros de Controle de Processo de Digestão Anaeróbica

3.5.1 Avaliação de qualidade do lodo anaeróbio e a qualidade do substrato

Para que seja realizado um acompanhamento da digestão anaeróbia são recomendados em ensaios laboratoriais de menor escala, sob condições controladas e monitoradas. É imprescindível a caracterização da composição química e física dos resíduos afluentes tanto para o controle da vazão de entrada quanto para os ensaios biocinéticos para a compreensão da interação dos microrganismos e substratos (CHERNICHARO, 2003).

Os ensaios cinéticos consistem em análises respirométricas anaeróbias e normalmente envolvem a produção de biogás ou de metano advinda de uma biomassa já conhecida (matéria orgânica definida) ou conhecimento sobre o substrato. Diversos métodos já foram padronizados, comumente encontrados na literatura para a avaliação cinética anaeróbia, como pode ser visto na Tabela (10). Os ensaios têm focos diferentes, análises para avaliação do potencial bioquímico de metano (potencial energético) do substrato, degrabilidade do substrato em condições anaeróbias, avaliação da toxicidade de substâncias inibidoras no processo. Entretanto, todos os métodos baseiam-se na incubação de substrato (s) e/ou inóculo anaeróbio, em batelada em condições anaeróbias.

Tabela 10. Métodos para Avaliação da Cinética de Lodos e Esgotos Domésticos.

Sigla	Propósito e/ou aplicação
AME (Atividade Metanogênica Específica)	Utilizado normalmente para realizar comparação entre inóculos ou testar a eficiência degrabilidade dos microrganismos. Mensura a atividade específica de produção de metano em efluentes anaeróbios.
ISO 13.641	Ensaio de toxicidade anaeróbia, baseando-se na medida da inibição da produção de biogás após três dias de incubação.
ISO 11.734	Proporciona a estimativa de degradação de substâncias orgânicas pela medição de biogás.
ASTM E2170-01	Estima a degradação de químicos pela medida da produção de biogás.

DIN 38.414-8	Mensura a degradação de lodos e efluentes por meio da medida da produção de biogás.
VDI 4.630	Apresenta os métodos para mensurar o PBB e PBM. Pode ser aplicado em diversos efluentes. Método reconhecido na Alemanha e países europeus.

Elaborado pelo autor.

3.5.2 Monitoramento da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia costuma apresentar diversos desequilíbrios sob substratos com alta taxa orgânica (Méndez-Acosta et al., 2010), logo o controle do processo é indispensável para alcançar a máxima eficiência do sistema anaeróbio. Em sumo, os parâmetros mais utilizados incluem pH, ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade, produção de biogás e o teor de metano (BJORNSSON et al., 2001).

Normalmente, o monitoramento do processo tem dois principais etapas. A primeira busca a elucidação das instabilidades, explorando os indicadores para possível alerta precoce (LI D, et al. 2018; LI L et al., 2014; LABATUT RA et al., 2014; LI D et al., 2017). Já a segunda seria o desenvolvimento de um conjunto de métodos e equipamentos robustos para o monitoramento dos indicadores de alerta precoce propostos anteriormente (LI L ET al., 2018; MADSEN M. et al., 2011). Entretanto, devido à falta desse sistema de monitoramento comercialmente para a digestão anaeróbia, a gestão operacional é depende principalmente da experiência prática do operador e detecção *offline* dos indicadores precoces (CARBALLA M. et al., 2015).

O processo de digestão anaeróbia como o processo de quatro estágios, que inclui a hidrolise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, apresenta a hidrolise e a metanogênese os processos mais críticos. Cada estágio está extremamente relacionado, portanto o monitoramento dos produtos metabólicos é essencial para manter um processo estável (Di Wu. Et al., 2019). Vários estudos têm explorado a eficácia de criação dos indicadores, e apontaram a conversão de substrato (COD; taxa de remoção de sólidos- TA e sólidos voláteis -VS), metabolitos intermediários (VFAs totais e individuais, pH, H₂, monóxido de carbono- CO; e alcalinidade total, intermediria e alcalinidade de bicarbonato) e os produtos metabólicos (com base na produção e composição do biogás) (LI L. et al., 2018). No entanto, esses indicadores não podem ser aplicados para todos os sistemas de digestão anaeróbia.

3.5.3 Técnicas de monitoramento de processos anaeróbios.

Os métodos de monitoramento ideais devem ser *in-situ*, automatizado e contínuo, que significa que a detecção do parâmetro é realizada diretamente na operação da planta. Comercialmente, apenas métodos de medição dos parâmetros operacionais como temperatura, pH, composição do biogás, potencial redox, pressão e fluxo de alimentação, podem ser medidos facilmente por instrumentos como medidores de vazão e sensores eletroquímicos (MADSEN M. et al., 2011; NGUYEN D. et al., 2015; ELIASSON LANTZ A. et al., 2010).

As técnicas espectroscópicas para medir uma ampla gama de parâmetros, incluindo Sólidos Totais e Voláteis, Carbono Inorgânico Total, Nitrogênio total e Ácidos Fixos Voláteis, podem fornecer resultados de forma rápida (MESQUITA DP. et al., 2017). A tecnologia espectroscópica não requer uso de uma alta quantidade de reagentes ou solventes especiais. Essa tecnologia fornece uma oportunidade para o monitoramento *online* e pode auxiliar nas flutuações na composição e qualidade da digestão.

A espectroscopia de infravermelho médio (MIR) é uma técnica promissora usada para a caracterização da matéria orgânica em sistemas AD. Um estudo recente mostrou que a MIR pode ser utilizado para o monitoramento *online* de concentrações individuais de Ácidos Fixos Voláteis (VFA) em um processo real da digestão anaeróbia. O sistema de sensor a cada duas horas, verificou a dinâmica do aumento e a diminuição das concentrações de VFA, propondo uma estratégia de alimentação do reator com base nessa dinâmica (FALK HM. et al., 2015).

O monitoramento *online* com uso de técnicas espectroscópicas foi implantado em escala laboratorial e em escala real com resultados satisfatórios. Entretanto, não ocorreu relatórios posteriores na aplicação dessas técnicas para usinas em grande escala pois devem atender os requisitos de robustez, aplicabilidade e baixo custo (GAIDA D. et al., 2017). Ademais, a espectroscópica requer calibração usando métodos indiretos, com isso a precisão do modelo diminui de acordo com as condições de operação, enquanto que ETE's em grande escala normalmente contém uma quantidade variável e flutuações comuns de substratos (FALK HM. Et al., 2015).

As técnicas cromatográficas podem ser aplicadas para a identificação e quantificação de parâmetros-chave nas fases líquida e gasosa de sistemas anaeróbios. A cromatografia gasosa é bastante aplicada para a análise da composição do biogás. No entanto, devido ao alto custo, equipamentos complexos, profissionais especializados e ser realizado em

offline para realização das análises, torna-se difícil o monitoramento de linha da produção de biogás em escala real (BOE K. et al., 2007).

Buscando solucionar as limitações, um estudo desenvolveu um sistema de monitoramento de Ácidos Voláteis Fixos (VFA) *online*, baseando-se cromatografia gasosa espacial (HSGC). O projeto utilizou a cromatografia de ionização de chama, e a cada extração amostras do digestor são acidificados, e estão aquecidos para entrar na fase gasosa e então analisados pela cromatografia (BOE K. et al., 2007). A conversão da amostra em gás, impede um dos problemas que dificulta o uso desse material líquido, que seria as possíveis incrustações. Mesmo com o sucesso desse procedimento, o fator custo e necessidade de equipamentos complexos impedem o desenvolvimento para aplicações comerciais.

Quando voltado para os métodos usados para o monitoramento de rotina, os métodos de titulação são amplamente convenientes por causa de seus procedimentos operacionais simples e equipamentos básicos (SUN H. et al., 2016). Os métodos titulométricos são considerados mais baratos do que os outros métodos de monitoramento. Os métodos de dois pontos de pH de Ripley e Nordman é comumente aplicado por sua simplicidade e aplicabilidade. A titulação de Nordmand (SUN H. et al., 2017) está comercialmente disponível ((TIM840, HachLange e TitroLine 6000, SI Analytics), o método baseia-se na composição do biogás e qualidade da alimentação do digestor anaeróbio para a obtenção dos valores de VFA, conforme equação 3:

Equação 3

$$VFA = \frac{TS_{in} * M_{(in)} - 0.001 * (M_{CH4} * \frac{V_{CH4}}{22,4} + M_{CO2} * \frac{V_{CO2}}{22,4})}{M_{out}} - 118.3$$

Onde:

VFA: Ácidos Voláteis Fixos.

$V_{5-4,4}$ é o volume do titulante adicionado de pH 5 a pH 4,4 (mL); Ts_{in} é o conteúdo de Sólidos Totais da alimentação diária (%); M_{in} é massa de alimentação diária (t); M_{out} é a massa diária do efluente diário do efluente (t); M_{CH4} é o peso molecular de CH4; V_{CH4} é a produção de volume diário de CH₄ sob condições padrão (m³); M_{CO2} é o peso molecular de CO₂; V_{CO2} é o volume diário de CO₂ em condições normais (m³). As vantagens desse método é de não incluir um tempo alto de preparação da amostra e uma alta precisão da medição.

O Modelo de Digestão Anaeróbia N1 (ADM1), foi desenvolvido como um modelo matemático de aplicação generalizada, que aporta todas as equações bioquímicas da digestão

anaeróbia, com objetivo de aumentar a aplicação de modelagem ao dimensionamento, operação e optimização de estações de grande escala que utilizem o sistema de digestão anaeróbia (BATSTONE et. Al. 2002). No qual os processos biológicos abordados na figura 2 e em toda a seção deste trabalho 3.2, são divididos em (1) extracelulares: desintegração e hidrolise, e (2) intracelulares: acidogênese, acetogênese e metanogênese. Os processos físico-químicos abordados na figura são transferência de massa na interface líquido-gás, reações de equilíbrio de ácidos e bases, funções de inibição e efeitos da temperatura da operação adotada nos parâmetros de entrada.

Alguns estudos propõem maneiras para a caracterização do efluente em estudo de acordo com as variáveis de estrada do ADM1. Um estudo realizado por Jeppsson (2007) estabeleceu uma metodologia para a avaliação da aplicação em planta real do ADM1, ainda com muitas limitações devido à dificuldade de caracterização do efluente e dos produtos da digestão anaeróbia, consequência da instabilidade dessas concentrações em escala real. Esse modelo pode vim a ser aplicado na maioria das ETEs sendo necessário um estudo de caracterização inicial do esgoto da ETE. O ANEXO A vêm com a descrição das variáveis e parâmetros utilizados (BATSTONE et. Al. 2002). A matriz estequiométrica envolve 12 substratos solúveis, 12 insolúveis (incluindo a biomassa) e 19 processos bioquímicos, no ANEXO B. (BATSTONE et. Al. 2002, p. 12). Essas equações serão bases para a modelagem do programa para ETE de estudo.

4 METODOLOGIA

A metodologia aplicada nesse trabalho foi distribuída em quatro etapas: revisão bibliográfica, estudo de caso da Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras, determinação de operação e aplicação da operação planejada. De início com o estudo da referência bibliográfica acerca de todas as etapas da digestão biológica e o processo completo de tratamento de esgoto sanitário para a definição de pontos de maior importância.

Em posso das atividades operacionais, dados e documentos já existentes da ETE em estudo, foi possível realizar o acompanhamento do tratamento, e avaliar sua eficácia. Além disso, foram realizadas visitas ao local acompanhadas pelos operadores da estação sendo registrados todos os problemas já decorridos no período de avaliação do projeto. O esquema abaixo demostra de forma sucinta as etapas desse trabalho:

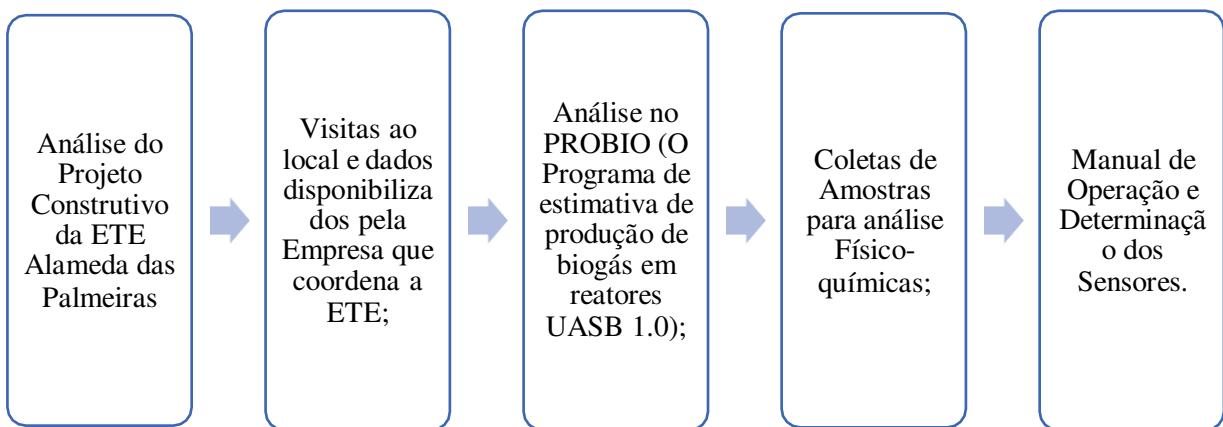


Figura 6. Esquema da dinâmica dos estudos utilizadas no estudo.

4.1 Objeto de Estudo: ETE Alameda Palmeiras

A ETE Alameda das Palmeiras, o objeto de estudo deste trabalho, trata esgotos provenientes do Conjunto Habitacional Minha Casa Minha Vida inteiramente doméstico. A ETE situada entre a dívida de Fortaleza e Itatinga, atende uma população de cerca de 20 000 mil habitantes, instalado em uma área de 313,14 km². A ETE foi escolhida como objeto de estudo para a implantação da Usina de Beneficiamento de Biogás devido algumas características comuns na empresa que coordena as estações (CAGECE), principalmente por se tratar de uma ETE que cobre uma população de cerca de 20 000 hab, esgoto de cunho doméstico e estrutura de tratamento mais aplicado em todas as estações de tratamento de esgoto no estado.

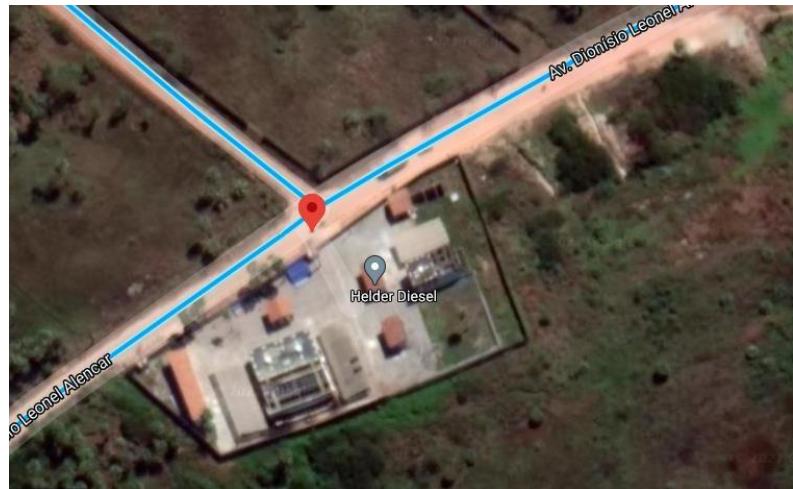


Figura 7. Imagem de satélite da localização da ETE-Alameda as Palmeiras.

O processo de tratamento utilizado na estação de tratamento de esgoto é composto por quatro sistemas principais: pré-tratamento com gradeamento e caixa de areia; reator anaeróbio modelo UASB; reator aeróbio FSA; e por fim tanque de contato com cloro. Todo o sistema compacto atende a uma vazão de afluente de em torno de 24 l/s.

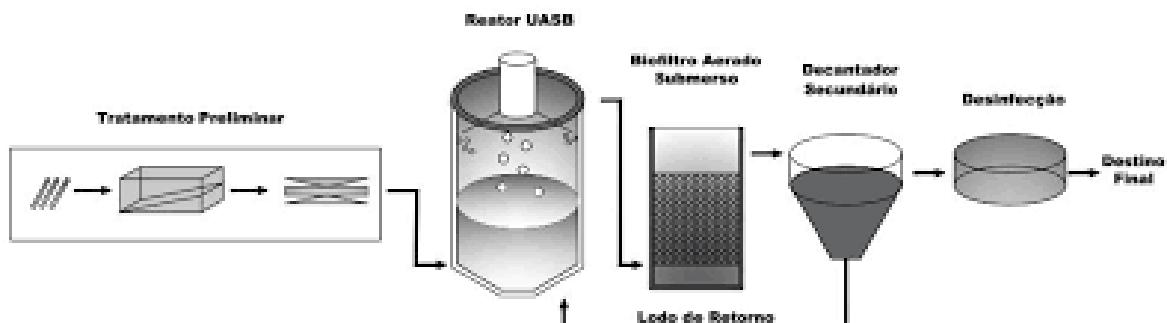


Figura 8. Esquema do Tratamento da ETE Alameda das Palmeiras

4.2 Dados de Projeto

A população atendida pelo sistema foi baseada no projeto arquitetônico com capacidade para um total máximo de 22.569 habitantes, considerando a capacidade de imóveis totais da região. Em complemento a ETE conta com três estações elevatórias, sendo a principal elevatória localizada próxima a ETE, apresenta a primeira etapa do tratamento do esgoto sanitário, o gradeamento e caixa de areia, com cerca de vazão média de 22,92 L/s. Devido a

ETE despejar em um corpo receptor, há a necessidade de seguir os parâmetros levantados pela resolução da CONSEMA nº 355 de 2017.

A ETE foi projetada baseando na população atendida e porcentagem de carga orgânica aplicada no sistema. Os dados do Projeto Constitutivo apresentado nas tabelas 10 e 11, foram analisados e comparados com a bibliografia.

Tabela 11. Parâmetros iniciais calculados via Projeto Construtivo.

Dados Iniciais de Projeto	
População	19968 hab
Contribuição per capita	125 L/hab.d
População institucional	2601 hab
Comprimento de rede	13505,6 m
Taxa de contribuição de infiltração	0,000025 L/s.m
Contribuição per capita de DBO	54 g/hab.d
Contribuição per capita de DQO	100 g/hab.d

Partindo dos valores apresentados na tabela acima, é possível determinar todos os parâmetros dos processos subsequentes de tratamento. A tabela abaixo 11, mostra os valores calculados para o reator anaeróbio UASB.

Tabela 12. Parâmetros calculados para o Reator UASB da ETE-Alameda das Palmeiras

Parâmetros de Projeto-Reator UASB		
Vazão média unitária do reator UASB	Qméd	49,84 m ³ /h
Vazão máxima unitária do reator UASB	Qmáx	84,85 m ³ /h
Carga hidráulica volumétrica média	CHVméd	2,95 m ³ /m ³ .d
Carga hidráulica volumétrica máxima	CHVmáx	5,03 m ³ /m ³ .d
Velocidade superficial média	Vméd	0,62 m/h
Velocidade superficial máxima	Vmáx	1,05 m/h
Carga afluente de DBO	LDBO	1218, 73 kg/d
Carga afluente de DQO	LDQO	2256,9 kg/d
Concentração afluente de DBO	S0, DBO	510 mg/L
Concentração afluente de DQO	S0, DQO	950 mg/L
Concentração afluente de coliformes	N0	5,0E+07 NMP/100mL
Concentração efluente de DBO	SDBO	125,5 mg/L
Concentração efluente de DQO	SDQO	310,7 mg/L
Concentração efluente de coliformes	SCF	5,0E+06 NMP/100mL
DQO convertida em metano	DQOCH4	526,15 kgDQO/d

Vazão de metano	QCH4	200,36 m ³ /d
Vazão de biogás	Qg	267,15 m ³ /d
Taxa de liberação de biogás	Vg	2,47 m ³ /m ² .h
Velocidade média nas aberturas para os decantadores	Va,méd	1,73 m/h
Velocidade máxima nas aberturas para os decantadores	Va,máx	2,95 m/h
Produção de lodo	Plodo	225, 69 kgSS/d
Vazão de lodo	Qlodo	4,38 m ³ /d

Elaborado pelo autor.

4.3 Parâmetros de Qualidade

Para realizar o levantamento das análises físico-químicas e pontos hidráulicos cruciais de processo foi levantado entre as resoluções da CONSEMA 2017 e através de uma revisão bibliográfica profunda acerca do processo de digestão anaeróbia. Tais pontos serão estudados e analisados em *locus*. Todo o material levantado de análises laboratoriais dos parâmetros tabelados será coletado seguindo a procedimento padrão para efluentes biológicos e encaminhados para o Laboratório Central da Companhia de Água e Esgoto do Ceará.

O principal parâmetro adotado será a Demanda Química de Oxigênio, que ao decorrer da operação da ETE, deverá ser realizado baseado no TDH proposto para o Reator UASB. O diagrama abaixo demonstra como foi proposto para a ETE:

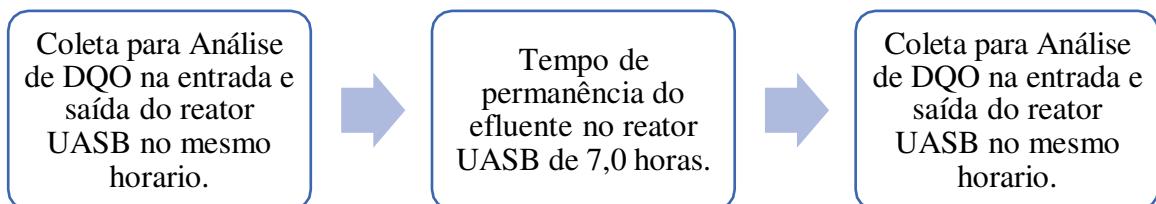


Figura 9. Diagrama para coleta de DQO da ETE Alameda das Palmeiras

Devido aos novos protocolos adotados pela empresa no período da pandemia, foi possível realizar um sistema de coletas semanal em um período menor do que 7 horas, para o levantamento da característica do esgoto da ETE Alameda das Palmeiras. Nesse foi incluindo as análises Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO e DBO), Sólidos Suspensos Totais, Fosforo Total, Óleos & Graxas, Sulfato, Sulfeto, Nitrogênio, pH e temperatura. A coleta foi realizada em diferentes pontos da ETE, o primeiro coletando esgoto bruto na entrada do reator UASB, o segundo na saída do reator UASB, e por último no ponto final de tratamento da ETE, após o Tanque de Contato. As amostras foram coletadas entre 09 horas e 13 horas na segunda, quarta e sexta.

4.3.1 *Tempo de detenção Hidráulica*

O tempo de detenção Hidráulica (TDH) representado na equação 5 tem relação direta com a velocidade do processo de digestão anaeróbia. O TDH é o tempo médio no qual o substrato n interior do biodigestor, ou seja, é a razão entre o volume do biodigestor e a vazão de alimentação.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 4}$$

onde:

TDH = Tempo de Detenção Hidráulica (d)

V = Volume do biodigestor (m^3)

Q = Vazão de alimentação ($m^3.d^{-1}$)

No caso da ETE Alameda das Palmeiras o TDH a ser utilizado será o de 7,0 h, com uma vazão média de 49,68 m^3/h .

4.3.2 *Concentração de O_2 Dissolvido no Filtro Aerado Submerso.*

O sistema de aeração é um componente básico no sistema de lodos ativados. Segundo Peirano (2016) os sólidos suspensos no tanque de aeração apresentam-se como uma suspensão de microrganismos que consomem a matéria orgânica do efluente enquanto utiliza o Oxigênio Dissolvido (OD) e libera o dióxido de carbono para a produção de um novo crescimento celular.

Metcalf & Eddy Inc (2003) recomendam concentrações o oxigênio dissolvido nos tanques de aeração deve se manter de 1,5 a 2 mg/L em todas as áreas do tanque. Em caso de concentrações maiores que 4 mg/L não melhoram tão significativamente as operações, porém aumentam o custo da aeração (METCALF & EDDY INC, 2003).

5 RESULTADOS: MANUAL DE OPERAÇÃO

Esse capítulo tem como objetivo apresentar os procedimentos operacionais da Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras. Lembrando que os itens a seguir são apenas uma amostra do Manual de Operação proposto para a ETE.

5.1.1 Operação e Controle dos Processos Unitários

O item em questão irá apresentar os processos de início e parada da Estação, a operação de rotina utilizada, a operação dos sistemas de forma unitária, o controle do processo, e uma guia rápido e prático das normas de segurança da ETE.

5.1.1.1 Processos de início e parada

A partida e parada da ETE é realizada seguindo os procedimentos:

- I. Verificar o Bombeamento de Esgoto Bruto: Anotar vazão e realizar avaliação da estrutura da mesma.
- II. Conferir a limpeza do gradeamento
- III. Verificar o nível de areia da caixa de areia
- IV. Atentar visualmente a quantidade de escuma no topo do reator via janelas de visualização.
- V. Verificar o lodo denso do reator anaeróbio.
- VI. Conferir o sistema dos sopradores para o FSA.
- VII. Analisar a concentração do bombeamento de cloro do Tanque de Contato.

5.1.1.2 Rotina de Operação

O quadro 15 apresenta as necessidades operacionais da ETE. No quadro está presente o que fazer, quando e como fazer, ademais o registro de quem realizou a atividade.

Tabela 13.Operações Diárias da ETE Alameda das Palmeiras.

Etapa	Controle	Frequência	Ação	Responsável
Gradeamento	Limpeza da Grade	2x ao dia	Realizar Verificação da Quantidade de Material retido e caso haja a necessidade limpar o gradeamento	
Caixa de Areia	Monitoramento e Limpeza	2x ao dia	Verificar o nível de areia e outros materiais depositados, e caso esteja a nível elevado, realizar a retirada.	
Bombeamento	Medição da corrente elétrica (A) Nível do poço da bomba	3x ao dia	Verificar as condições de controle da bomba, anotar o valor do horímetro, verificar a estabilidade do sensor de nível do poço de sucção, e anotar o nível da bomba.	
Reator UASB	Sensor de pH	1xdia	Retirar os sensores verificar o nível de incrustação, caso haja a necessidade, limpá-los, coloca-los novamente nos suportes e verificar a estabilidade dos mesmos.	
	Sensor de Temperatura			
Reator UASB	Lodo Denso	3x ao dia	Retirar amostra de Lodo para o teste de cone Imhoff, e caso o resultado cone imhoff for menor que 50 mL/g, efetuar a retirada de lodo para as baías de secagem.	
	Escuma		A escuma no topo do reator deve ser verificada e caso esteja formando uma casca grossa, deve-se efetuar a retirada manual dessa escuma e pesar, anotando o valor na tabela de acompanhamento.	
Reator Aeróbio (FSA)	Sensor de Oxigênio Dissolvido Sopradores	1x ao dia	Retirar o sensor e verificar a possibilidade de incrustações, e caso haja a necessidade, limpá-lo e coloca-lo novamente do reator, verificando a estabilidade do suporte. Analisar as condições dos sopradores.	

5.1.2 Operações dos processos unitários

5.1.2.1 Grade de limpeza manual

1. As ferramentas necessárias são: rastelo, pá, carrinho de mão, balde, mangueira, saco plástico, arame e formulários de controle.
2. Remover o material retido usando o rastelo, com o devido cuidado, de forma a evitar a entrada de sólidos grosseiros no sistema e o contato direto com o material removido.
3. Depositar o material removido em vasilhame devidamente protegido e que permita a medição do volume depositado, posteriormente, limpar a grade com jato de água.

4. Ao fim do turno, medir o volume do material retirado e anotá-lo em formulário apropriado, em seguida, ensacar o material para ser encaminhado ao aterro sanitário.

5.1.2.2 Desarenação- Limpeza manual

1. As ferramentas necessárias são: pá, enxada, carrinho de mão, vassoura, mangueira, balde, saco plástico, arame e formulários de controle.
2. Colocar a comporta (stop-log) para impedir a entrada de esgoto na caixa, verificando se ficou bem vedada.
3. Utilizando balde, retirar o líquido que ficou na caixa, o qual deve ser encaminhado para a entrada da caixa de areia em operação.
4. Retirar o material depositado com a pá e a enxada, colocando-o no carrinho de mão e, posteriormente, ensacar o material para o seu aterrramento.
5. Limpar a caixa de areia com jato de água, esfregando as paredes internas com vassoura, e retirar a água de lavagem.
6. Ao fim do turno, medir o volume do material removido e anotar em formulário adequado

5.1.2.3 Manutenção da Bomba

A bomba é o que mantém a vazão esperada para o reator UASB, no qual alteração muito altas nessa vazão influencia diretamente no tratamento do reator anaeróbio. A bomba está instalada totalmente submersa, e caso perceba-se que a mesma não se encontra submersa, deve-se verificar a vazão que a mesma se encontra (normalmente a vazão média), caso esteja na vazão máxima ou média esperada, diminuir para a vazão mínima, e verificar pelo período de 2 horas, se a bomba volta a ficar submersa. Caso isso não ocorra, deve-se desligar e comunicar o ocorrido imediatamente e adicionar na planilha de controle da Estação.

5.1.3 Monitoramento do Reator UASB

Recomenda-se que seja realizada a descarga de lodo do reator semanalmente, através da válvula destinada para tal, localizada na caixa de manobra. Ademais, devido a inconstância do esgoto, e suas variações de DQO (Demanda Química de Oxigênio) é necessário realizar semanalmente um teste do Índice Volumétrico de Lodo (IVL), também conhecido

como Teste de Imhoff, no qual determina o quanto denso é o lodo presente no reator. Sendo que um alto valor de IVL representa um lodo com dificuldade de sedimentação devido à baixa densidade, logo representa o lodo que deve ser retirado do reator.

É ideal que seja realizada uma vistoria diária na parte superior do reator, para verificação de materiais flutuantes. Caso haja materiais flutuantes em excesso deve-se abrir a válvula de retirada da escuma. O material em questão irá ser depositado nos leitos de secagem e deve ser retirado pelo menos 1 vez na semana para evitar o bloqueio da passagem de gás.

Outras medidas devem ser seguidas durante a operação do reator UASB, evitar a utilização de cigarros ou materiais passíveis de chamas próximo ao reator, devido a possibilidade de incêndio pois se trata de uma área com presença de biogás (combustível). Além disso, deve-se verificar diariamente se há a presença de entupimento na tubulação de biogás. Ademais, para evitar ou diminuir o escape de mau odor na ETE, deve-se sempre verificar se o reator está com todas as tampas fechadas.

5.1.3.1 Controle de Vazão de Entrada

Na estação está instalado um medidor de vazão no poço da bomba que determinará a vazão diária que está presente no poço da bomba e que, por conseguinte, será repassado para o reator UASB. O medidor de Nível Ultrassônico irá repassar os dados para uma planilha e deverá ser verificado a cada final de turno. Além disso, deverá sempre ser anotado através do horímetro da bomba, na planilha e verificado a cada final de turno. O medidor de nível instalado no poço da bomba, é necessário diariamente a situação de sua instalação para evitar quaisquer problemas de perda de sensor. Em caso de chuva forte e que ocorra extravasamento do poço deverá ser retirado o sensor para evitar perdas, e anotar o ocorrido no protocolo de acompanhamento da estação.

5.1.3.2 Manutenção das Rosas de Distribuição

A rosa de distribuição é a porta de entrada para o esgoto no reator no qual proporciona que o líquido entre de forma uniforme no reator. Logo, é de extrema importância que ocorra a verificação diária da rosa de distribuição para evitar que ocorra o entupimento. Caso isso ocorra deve-se desobstruir imediatamente, e anotar no protocolo de acompanhamento da ETE. Se não conseguir desobstruir com a vara, deve-se anotar no protocolo, indicando o ocorrido.

5.1.3.3 Remoção de Lodo Denso

A retirada de lodo denso do interior do reator é de extrema importância para que se mantenha uma alta eficiência do tratamento, garantindo uma menor concentração de sólidos para a próxima etapa do tratamento. O descarte do lodo deve ser realizado do fundo à meia altura do reator, o acompanhamento da concentração do lodo pode ser através do sistema de amostragem, localizado na lateral do reator em diferentes alturas. Através da análise visual do lodo do sistema de amostragem, da disponibilidade dos leitos de secagem e do teste de Imhoff (descrito abaixo), deve-se realizar a retirada deste lodo buscando manter a regularidade de descarte estabelecido na tabela de controle. Seguindo os passos abaixo que deverão ser realizados diariamente e os resultados anotados na planilha de acompanhamento da ETE

1. Procedimento do Teste de Imhoff:

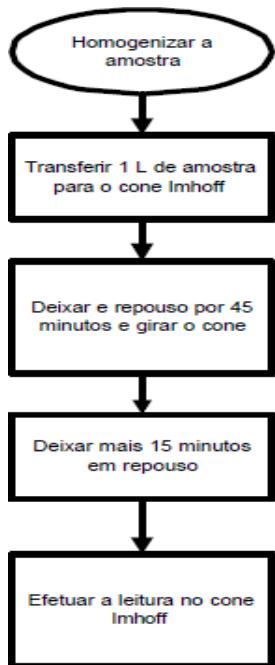


Figura 10. Esquema do procedimento de Determinação de Sólidos Sedimentáveis.

A transformação dos valores seguirá a equação 5. Lodos que apresentarem valores menores de 50 mL/g devem ser retirados do reator. O valor de Sólidos Suspensos Totais será utilizado a análise mais recente realizada na saída do reator UASB.

$$IVL \text{ em } \frac{\text{mg}}{\text{g}} = \frac{\text{Volume lido no cone, em } \frac{\text{mL}}{\text{L}} * 1000}{SSTa, \text{em mg/L}} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

SSTa = valor de sólidos suspensos totais na amostra do aerador, em mg/L.

5.1.3.4 Retirada de Escuma

O acúmulo de escuma no interior dos reatores UASB pode interferir no desprendimento do biogás no separador trifásico, além disso em caso de acúmulo excessivo pode prejudicar a estrutura do reator, principalmente o separador trifásico. A averiguação da necessidade da retirada de escuma nos reatores é realizada através da visualização pela abertura das escotilhas/grades de visualização localizadas na parte superior do reator. Neste último caso o operador deve ter o extremo cuidado ao abrir a escotilha visto que há uma liberação de biogás (altamente tóxico), por isso deve-se utilizar todos os equipamentos de proteção individual.

A ETE Alameda das Palmeiras apresenta sistema próprio para a retirada de escuma, sendo assim uma vez por semana deve-se ser aberta a válvula de retirada de escuma, sendo verificado o volume retirado e anotado na planilha de acompanhamento da estação.

5.1.3.5 Controle da Aeração dos Filtros

De acordo com os dados fornecidos pelo memorial de cálculo, o soprador deve sempre se manter estável em seu valor previamente adicionado.

5.1.3.6 Manutenção dos suportes no leito

A manutenção do Biofiltro Aerado e Decantador Lamelar se resume a realizar uma lavagem do tanque a cada 6 meses ou 12 meses. Diariamente deve-se ser realizada uma vistoria para a verificação de formação atípica de espuma, sua cor e forma, que ocasiona perda na eficiência da qualidade do efluente final. Caso haja uma alta concentração de espuma escura no qual é proporcionada pela baixa taxa de aeração do tanque e por presença de despejos tóxicos, deve-se aumentar a vazão de ar dos sopradores e/ou identificação dos despejos tóxicos para posterior tratamento adequado. No caso de espuma observada marrom escura, grossa e oleosa, provocada pela elevada idade do lodo, deve-se realizar a descarga do lodo de excesso do FSA/Decantador. A descarga do lodo excedente do FSA/Decantador será cotidianamente 2 vezes ao dia.

Diariamente deve-se realizar uma avaliação do Decantador Lamelar, afim de identificar incrustações e acúmulo de lodo, caso ocorra algum desses problemas o ideal é a realização de uma limpeza das paredes laterais e calhas com esguicho de água ou pá para a retirada das incrustações.

5.1.3.7 Procedimentos de Controle de Qualidade de Verificação Diária

- i. pH
- ii. Oxigênio Dissolvido (OD)

- iii. Turbidez
- iv. Temperatura
- v. Percentagem de Sólidos Sedimentáveis
- vi. Demanda Química de Oxigênio
- vii. Concentração de Cloro

A ETE em estudo segue as normas legislativas ambientais e devido a isso há uma necessidade mensal de análises desse esgoto que vá a ser descartado no corpo receptor hídrico. Devido a esse padrão de análises é possível estabelecer uma caracterização do esgoto da ETE e sua eficiência de tratamento. Foi determinado, no esgoto tratado (efluente) o valor de Demanda Química de Oxigênio, e para o esgoto tratado (efluente) a tabela 12 mostra os valores médios para: potencial hidrogeniônico, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, cloro residual, materiais flutuantes, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, coliformes fecais e *E.coli*.

Tabela 14. Parâmetros Analisados no Efluente Tratado da ETE-Alameda das Palmeiras.

Analise	Data da Coleta	Unidade de medida	Método
Demando Química de Oxigênio	83,748	mg/L	410.4, USEPA, 1993
Cloro residual livre	2,863636364	mg/L	1015, SMEWW 13TH ED., 1971
Coliformes totais	0,23941	NMP/100 mL	9223, SMEWW 23RD ED., 2017
<i>Escherichia coli</i>	0,263	NMP/100 mL	9223, SMEWW 23RD ED., 1017
Materiais Flutuantes	Visualmente Ausentes	---	2110, SMEWW 23RD, ED 2017
Óleos e Graxas	<10,00	mg/L	5520 D, SMEWW 23ND, ED 2017
pH	7,45	---	4500-H+ B, SMEWW 23RD, ED 2017
Sólidos Sedimentáveis	0,766666667	mL/L	2540 F.3A, SMEWW 23RD, ED 2017
Sólidos Suspensos Totais	31,48181818	mg/L	2540 D, SMEWW 22ND, ED 2017
Sulfeto	<0,53	mg/L	4500 S2- F, SMEWW 23RD, ED., 2017
Temperatura	31,64	°C	2550 B, SMEWW 22ND, ED., 2012
Cloreto	210,9075	mg/L	2550 B, SMEWW 22ND, ED., 2012

As análises realizadas durante 3 dias na semana na ETE Alameda das Palmeiras, obtiveram os resultados demostrados abaixo.

Gráfico 1. Análise dos Componentes de Entrada e Saída do Reator UASB.

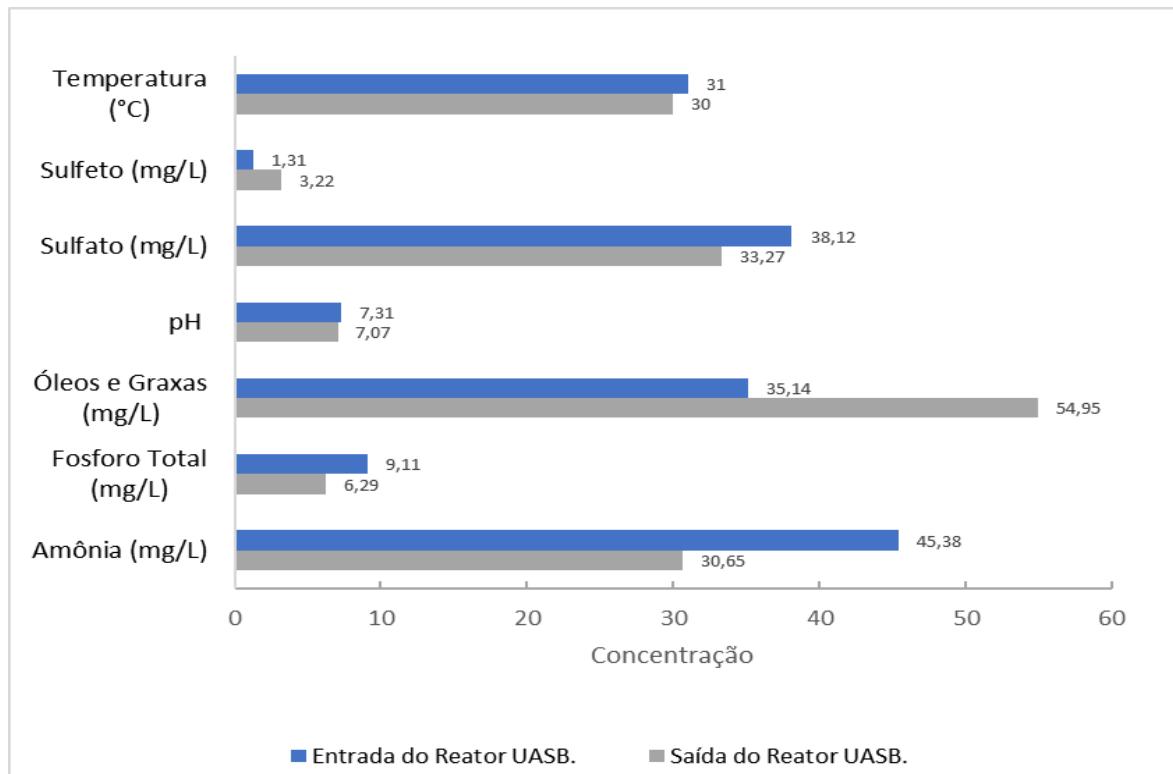
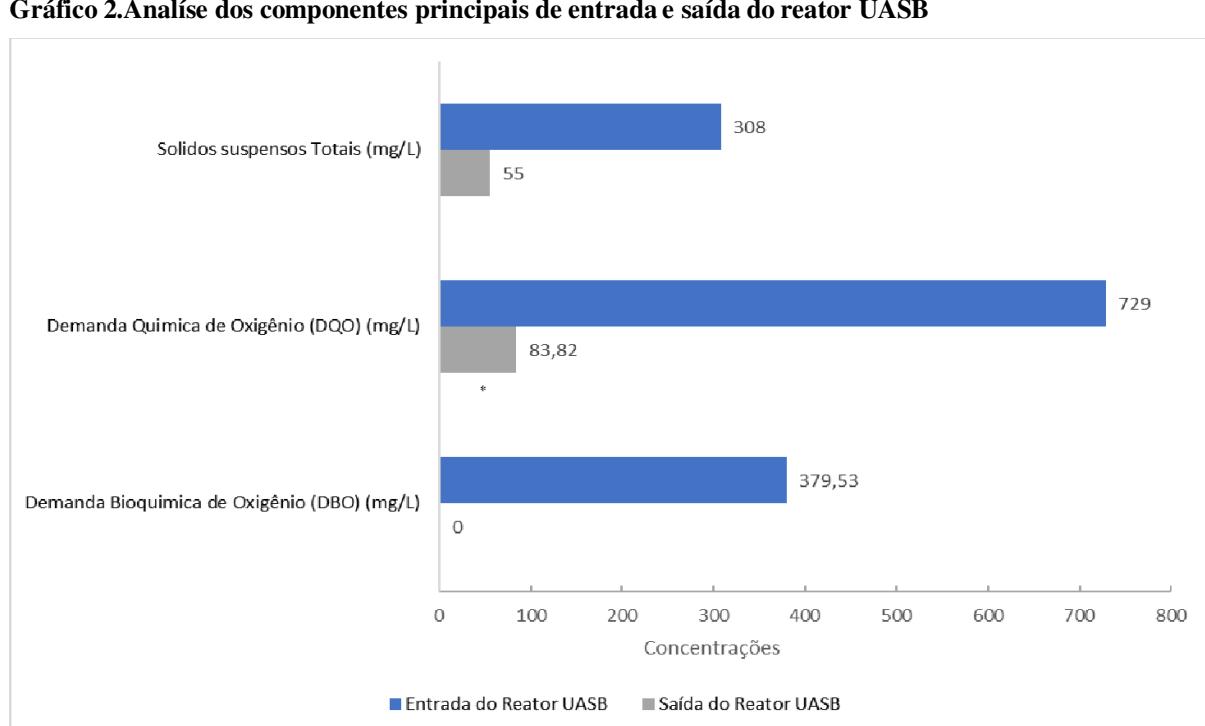
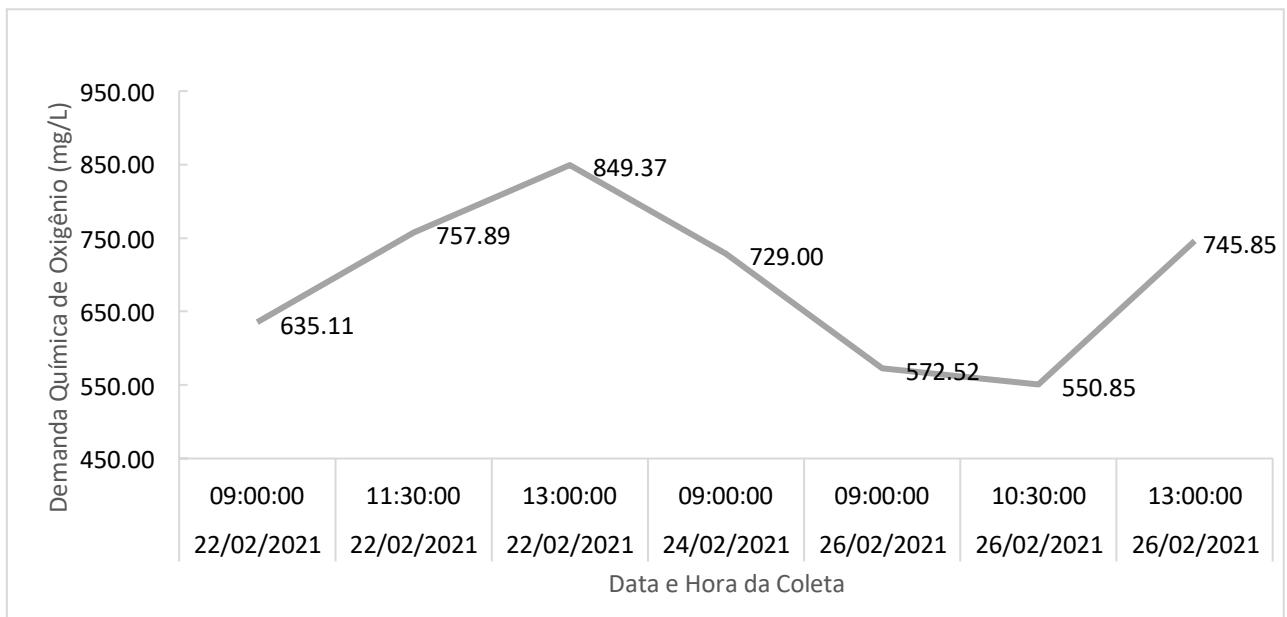


Gráfico 2. Análise dos componentes principais de entrada e saída do reator UASB



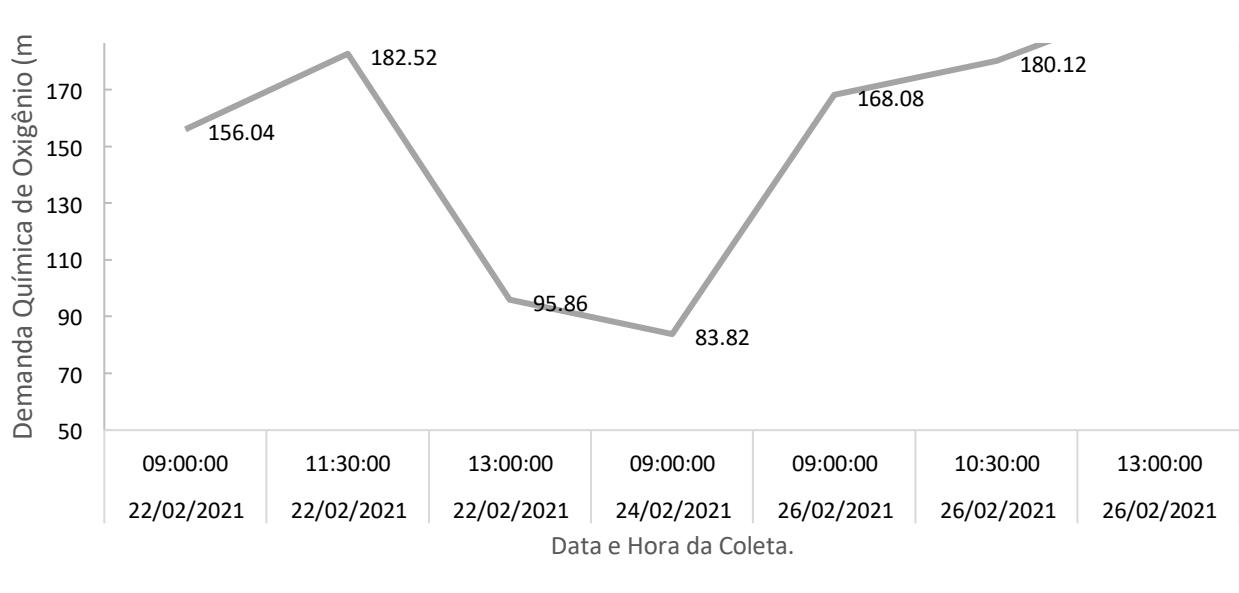
As amostras de DQO foram colhidas no mesmo horário, não sendo representativas do tempo de detenção Hidráulico do reator, como demonstrado nos gráficos abaixo, com a DQO presente no Esgoto Bruto (Grafico X), pós-Reator (Grafico X) e na saída da ETE para o corpo receptor, pós-Tanque de contato (Grafico X).

Gráfico 3. Concentrações de Demanda Química de Oxigênio no Esgoto Bruto.



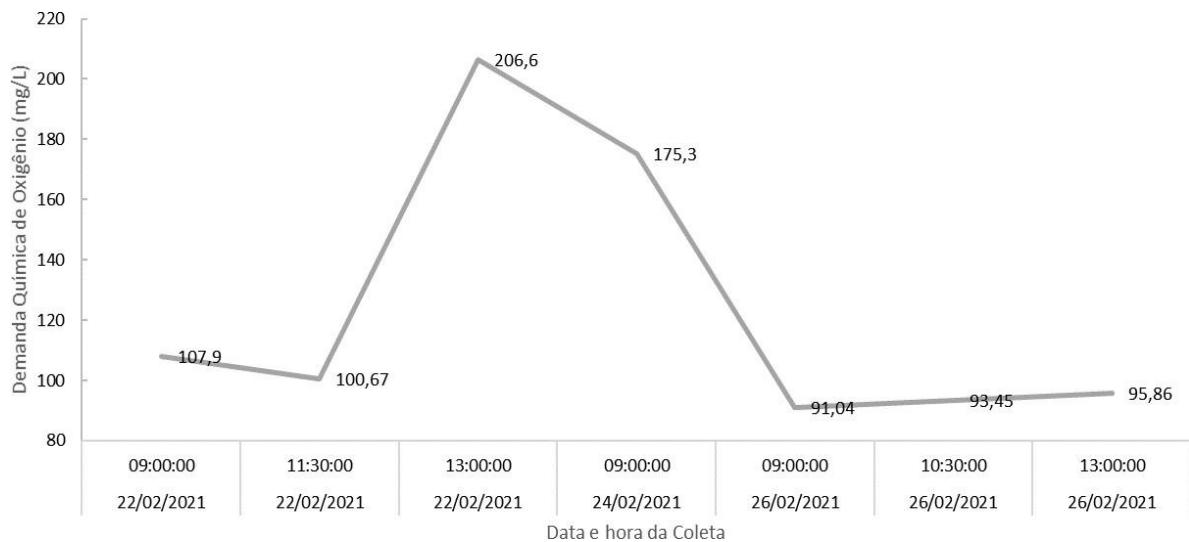
Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 4. Concentrações de Demanda Química de Oxigênio após o Reator UASB>



Fonte: Elaborado pelo autor.

Gráfico 5. Concentração de Demanda Química de Oxigênio após Tanque de Contato.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O gráfico 4 pode representar bem a relação entre as concentrações de DQO relatadas no gráfico 3, durante o período de 11 as 13 horas no primeiro dia ocorreu um decaimento da concentração de DQO enquanto que houve uma maior entrada de DQO, isso implica que em caso de concentrações maiores que 600 mg/L a digestão ocorre normalmente sem deficiências, entretanto quando essa concentração inicial está baixa a digestão é menor e por isso apresenta maiores DQO's. Já para o último dia (26/02) a DQO no horário das 13 horas apresentou elevações significativas com uma eficiência de tratamento de apenas 74,32 % quando comparada com o mesmo horário em outro dia (22/02) de 88,71%, essas alterações irão ser melhor estudadas no caso de uma quantidade maior de dados para obter-se um perfil do dia completo da ETE.

5.1.3.8 Sistema de Sensoriamento

Segue abaixo os procedimentos diários de verificação do sistema de sensoriamento aplicado:

- i. Conferir no sistema de aquisição de dados está funcionando corretamente
- ii. Verificar a estabilidade de instalação dos sensores;
- iii. Em caso de haver a necessidade de limpeza dos sensores, retirar, seguindo o procedimento.

6 DISCUSSÃO

6.1 Caracterização Físico-químicas da Estação de Tratamento de Esgoto-Alameda das Palmeiras

O reator UASB, é um reator anaeróbio que há a necessidade de um regime contínuo, mantendo a carga hidráulica estável durante o processo. Observou-se que pelos cálculos o reator se encontra em conformidade acerca Carga Hidráulica e TDH previstas por Chermicaro et al., (2008). Entretanto em visitas a ETE, observou-se problemas operacionais da bomba que distribui o esgoto para o reator anaeróbio. A mesma opera em sua potência máxima constantemente, logo os operadores optaram deixa-la em pausa por 1 hora. Nessa condição o reator está recebendo uma carga alta em alta velocidade a cada 1 hora, e pode estar ocasionando um arraste na manta de lodo, diminuindo a produtividade do reator (Figura 11). Reatores Anaeróbios sob choque hidráulico vêm sendo apresentados e discutidos na literatura com o resultado de da queda de eficiência de remoção, degradação e lavagem das estruturas internas, acumulo de Ácidos Graxos Voláteis, podendo até alterar a constante de saturação de Monod (COUROS C.S.,2014)

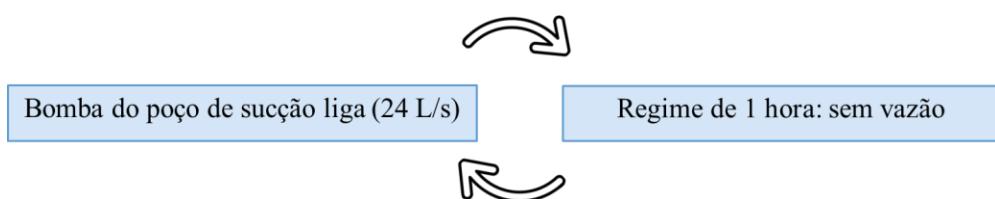


Figura 11. Ciclo de funcionamento da Bomba de Entrada de Esgoto ao Reator UASB.

Ademais, em visitas periódicas a ETE, foi possível a identificação de acúmulo de escuma em um dos lados do reator. Esse acúmulo vem a ser um indicador de instabilidade hidráulica do reator proveniente do mal gerenciamento da carga hidráulica aplicada diariamente no reator. A escuma é uma camada de sólidos suspensos e óleos e graxas que se acumulam na parte superior do reator, formando uma crosta de materiais que pode vir a impedir a dinâmica de troca de gases da superfície, mas também pode vir a causar entupimentos no coletador de biogás. A escuma foi investigada pela composição do leito, em teor de sólidos e possíveis acumulação de substâncias floráveis (lipídios e proteínas) que podem ser consequências de alterações no pH interno do reator (LAUBSHER et al., 2001). A escuma na parte superior do reator foi a operação mais complicada pois acaba endurecendo e aprisionando o biogás, já a

escuma formada na área de decantação a recomendação foi realizar sua saída com o efluente (MIKI, 2010).

Foi repassado para os administradores da ETE algumas opções para resolver o problema da bomba. A primeira opção seria construir um tanque de equalização, que teria como objetivo evitar os picos de vazão muito alto no reator UASB. O tanque auxiliaria de além de manter a vazão constante no reator anaeróbio, mas também diminuir o consumo de energia elétrica, devido aos processos de ligar a bomba submersa que tem alto consumo de energia. Mas também, há a segunda opção que seria realizar um *by-pass* no poço de sucção da bomba submersa para mantê-la em trabalho constante, pois teria o reciclo de líquido no interior do rotor da bomba. Enquanto essas medidas não são tomadas esse processo, o modo de minimizar esse efeito será no acompanhamento constante do horímetro da bomba e alterar caso haja a necessidade.

O projeto a ser implantado na ETE, será uma Usina de Beneficiamento de Biogás e Lodo, logos os parâmetros além do tratamento de esgoto são de máxima importância. A produção de Biogás como já abordado anteriormente é um dos subprodutos da digestão anaeróbia e produção dele é um parâmetro de qualidade do tratamento (CHERNICHARO, 2006). Na ETE foi observado uma não produção de biogás durante os períodos de visitas a estação, isso pode ser consequência da alta produção de escuma no reator, que pode vir a ser resolvida com a operação correta da retirada da escuma. Em termos físicos do reator, com o acúmulo excessivo de escuma pode ter quebrado a coifa do reator ou entupindo a rede de biogás.

A inexistência de biogás também pode ser consequência da baixa concentração de substrato, que é acompanhado pela Demanda Química de Oxigênio. Segundo o projeto a construção do reator UASB foi planejado para uma DQO de 950 mg/L, entretanto há a necessidade de verificar qual a concentração real de DQO que está chegando do reator. Todavia, com o problema apresentado na vazão afluentes, pode ocorrer um arraste a cada 1 hora no substrato e sendo repassado direto para as outras etapas do tratamento, logo os microrganismos no reator não estão conseguindo acessar o substrato. No caso de operação com valores superiores de CHV e inferiores de TDH levar a esse arraste do efluente que culmina na redução de tempo de residência celular e por conseguinte a diminuição do grau de estabilização sólidos (CAMPOS, 1999; VON SPERLING, 2012).

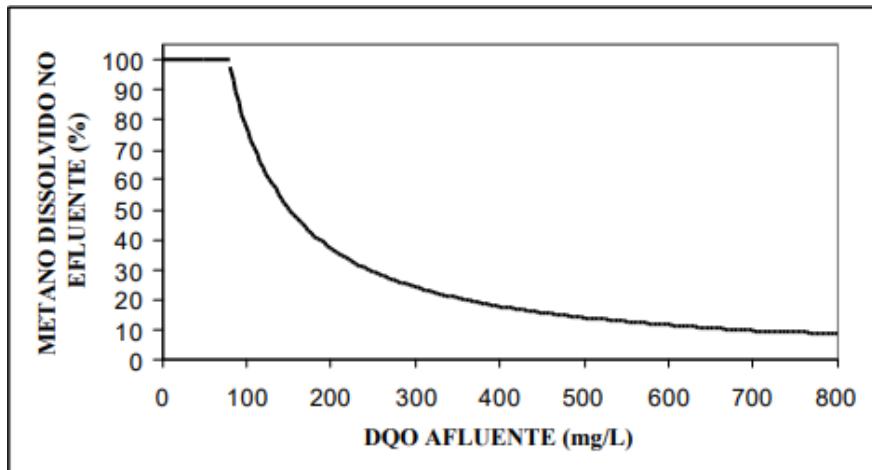


Figura 12.Metano dissolvido no efluente em função da DQO afluente (Kato, 1994)

Os resultados mostram uma eficiência de cerca de 85,58% de redução da carga de DQO, o que indica que o sistema de tratamento composto por um reator anaeróbio, aeróbio e tanque de contato vêm mostrando uma boa eficiência. Entretanto, esse valor não se torna possível concluir que o reator UASB encontra-se em completa eficiência, devido a ação dos outros sistemas posteriores. Vale ressaltar que a concentração de Sulfeto no efluente se encontra baixa o que leva a alinhar que a taxa de solubilização do Sulfeto de Hidrogênio produzido do reator UASB encontra-se baixa, toda via por ser um gás de alta periculosidade está ocorrendo uma alta em sua liberação. Ademais a alta concentração de Cloreto e Cloro residual, deve-se a etapa de tratamento do tanque de contato, no qual há a adição de cloro como agente desinfetante.

6.1.1 Avaliação da eficiência do Tratamento do Esgoto da ETE

Para a avaliação do tratamento e melhor compreensão o funcionamento do reator UASB, foi realizado a análise geral do esgoto bruto e pós-reator UASB. Foi possível confirmar que a temperatura e o pH se mantiveram constantes durante o dia, indicando uma estabilidade no reator UASB em seu volume de saída, como demonstrado no Gráfico 1. Entretanto, só será possível afirmar a estabilidade interna do reator se houver um acompanhamento de todos os lados do reator com os sensores eletroquímicos. O fator pH pode representar a possibilidade de acidificação (azedamento) do reator, fato causado pelo aumento da concentração dos ácidos voláteis com taxa de utilização menor, isso pode vim a causar inibição a bactérias sensíveis ao

pH, como as arqueobactérias metanogênicas (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994). Mantendo-se esse pH essa escala neutra, é possível reduzir os problemas de produção de biogás.

Medição da concentração de Sulfato presente no Gráfico 1, torna-se um fator importante para a determinação indireta do equilíbrio da relação entre as arqueais metanogênicas e as bactérias redutoras de sulfato. No caso, se a razão DQO/sulfato for inferior a 0,67 o sistema estará direcionado para a redução de sulfato (remoção de DQO via sulfetogênese), mas caso a razão por maior a sulfetogênese e metanogênese podem ocorrer simultaneamente, e para razões maiores que 10,0 a concentração de sulfato não interferiria (HU et al., 2015; LU et al. 2016). A razão DQO/Sulfato da ETE em estudo resultou em 19,123 evidenciando que para esse volume de esgoto, logo essa concentração de entrada do esgoto teoricamente não estaria afetando a produção de metano.

A concentração amônia presente em águas residuais depende da temperatura e pH do meio. Visto essa relação temos que um efluente com cerca de 37°C e em pH 7,0 a concentração de amônia seria $46,58 \text{ mg/L}^{-1}$ como representado na equação 2 (DE PRÁ et al. 2013). A amostra do esgoto coletado da ETE, apresentou-se dentro dessa concentração podendo estabelecer como ponto de partida, que não esteja ocorrendo processo inibitório da metanogênese via toxicidade da amônia no sistema. Esse parâmetro continuará sendo avaliado tanto como parâmetro de entrada e saída para que não alcance valores próximos de 200 mg/L^{-1} (GARCIA E ANGENENT, 2009). Caso ocorra a elevação dessa concentração, a alternativa seria inocular novamente o reator, fornecendo primariamente uma aclimatação dos microrganismos na presença de amônia livre, para a seleção de organismos mais adaptados a essa concentração (SILVA et., 2014).

A concentração de Óleos e Graxas (O&G) foram as únicas que obtiveram aumento da concentração a de saída do reator UASB. No esgoto doméstico a principal fonte de O&G são de efluentes de cozinhas no caso de lipídeos (degradação da manteiga, gordura, óleos vegetais) e resíduos de combustíveis, que podem ser provenientes de oficinas encontradas na região. A digestão desses elementos se houver moléculas de baixa solubilidade em água, que em conjunto acarretam a solidificação sobre a superfície líquida, retendo os sólidos flutuantes (escuma), consequentemente provocando problemas na troca de gases do reator (ZAWADZKI, 2011).

Os lipídeos são compostos orgânicos estáveis, mas de difícil degradação pelos microrganismos, os triglicerídeos são hidrolisados a ácidos graxos de cadeia longa e posteriormente oxidados (β -oxidação), aos intermediários acetato ou propionato. Logo, a etapa

da hidrolise é limitante no processo de redução a concentração de O&G (ZEEMAN E SANDERS, 2001; CHERNICHARO, 2007). Para a da ETE Alameda, seria ideal a diminuição da concentração de O&G, entretanto não foi o esperado, isso pode vim a ser efeito da alta carga hidráulica aplicada no sistema, que esteja influenciando na dinâmica do leito e causando um efeito de mistura da escuma, que não foi retirada devidamente. O acúmulo da escuma sobre o líquido impede que o liquido e impedir a interação substrato-microrganismo, causando uma diminuição na probabilidade de digestão dos lipídeos e acumulando-o no interior do reator.

Para efeito de estudo dessa hipótese, será necessária uma avaliação mais aprofundada nas concentrações de O&G. Além de continuar a avaliação do material de entrada e saída do reator, será necessário realizar uma análise de determinação de O&G para a escuma do reator UASB, no qual indicará a concentração desse material retido na superfície do liquido. Ademais, caso venha a ser comprovada essa hipótese, idealmente poderia ser aplicado um pré-tratamento (tanque de equalização) desse esgoto, submetido a ação de lipases, para realizar a digestão do material em glicerol e ácidos graxos, entrando no sistema UASB (LEAL et al. 2002). Caso não venha ser possível a entrada de um Tanque de contato, a solução seria após a organização da vazão de entrada do reator, aumentar a retirada da escuma do reator, para impedir esse efeito de mistura.

As concentrações de entrada e saída do reator resultaram em uma eficiência na biodegradação da carga orgânica apresentada. A carga de DQO em comparação com o afluente obteve uma eficiência de 88,50% de tratamento e uma redução dos sólidos suspensos de 82,14%. O valor de DBO não foi possível apresentar devido a não relação com a concentração de DQO apresentada para a mesma amostra, sendo necessário a realização de outra analise no mesmo local e hora da amostra.

6.1.1.1 Avaliação da Demanda Química de Oxigênio na ETE Alameda das Palmeiras.

A DQO será utilizada como um fator de análise da concentração do substrato afluente do reator UASB, medição deverá ser realizada continuamente para chegar a uma caracterização completa do esgoto visto suas variações de carga orgânica. O esgoto coletado durante 3 dias em horários diferentes, obteve o perfil apresentado no Gráfico 3, pode-se observar que durante o período entre 9 horas e 11 horas ocorre uma diminuição da concentração de DQO, e logo depois no período entre 11 e 13 horas a DQO aumenta consideravelmente. Essas flutuações de carga podem influenciar no período de digestão dos microrganismos devido a sua necessidade de estabilidade durante seu processo de fermentação. Mas também, essas variações poderiam vim a ser corrigidas no caso de construção de um tanque de equalização,

no qual poderia ser controlado o afluente em sua concentração de DQO e vazão, devido as concentrações de DQO estarem abaixo do esperado para o reator anaeróbio desse porte.

A medição da concentração de saída da ETE apresentou-se em uma boa eficiência de tratamento do esgoto cerca de 82,01%. Logo, teoricamente temos que a ETE está devidamente tratando o esgoto sanitário, entretanto a porcentagem poderia ser maior visto que a dois sistemas de tratamento, aeróbio e anaeróbio). Espera-se que com o melhor funcionamento do reator UASB e controle de aeração do reator aeróbio venha a aumentar a eficiência da ETE em torno de 10%.

6.2 Analise comparativa dos parâmetros com Probio e Projeto

O Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB (Probio versão 1.0) foi estruturado de acordo com as rotas de conversão da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e os fluxos de metano (CH_4) em reatores UASB, o seu uso possibilitou estabelecer um padrão de parâmetros esperados para a ETE trabalhar em sua maior eficiência. Os valores de entrada para a resolução dos parâmetros serão a população atendida de 20.000 hab e utilizada duas DQO, a disponibilizada pelo projeto construtivo da ETE e a outra com a média de DQO das análises realizadas entre o período de 2019-2020. A tabela 13 apresenta os valores de entrada do programa e os valores de saída do mesmo.

Tabela 15. Valores de Entrada para o Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB (Probio 1.0)

Dados de Entrada*	Unidade de Medida	Dados do Projeto Construtivo	Média de DQO (06/2019-02/2020)
População	Hab.	19968	19968
Contribuição de Esgoto Por habitante	L/hab.d	125	125
DQO Afluente	mg/L	950	581,02
Vazão	m ³ /d	2496	2497,625
Carga DQO afluente	kgDQO/d	2.371,20	1.451,20
Carga SO ₄ afluente	kgSO ₄ /d	199,7	199,8
Carga DQO efluente	kgDQO/d	948,50	580,80
Carga DQO removida	kgDQO/d	1.422,70	870,70
Carga DQO utilizada na redução do SO ₄	kgDQO/d	106,5	106,5
Carga DQO convertida em lodo	kgDQO-lodo/d	303	185,5
Carga DQO convertida em CH ₄	kgDQO-CH ₄ /d	1.013,10	578,60
Porcentagem de DQO convertida em biomassa	%	21,3	21,3
Porcentagem de DQO utilizada na	%	7,5	12,2

redução do SO ₄			
Porcentagem de DQO convertida em metano	%	71,2	66,5
Porcentagem de Metano no Biogás	%	71,8	69,6
Perda de metano dissolvido no efluente	mg/L	26,2	25,4
Carga DQO convertida em metano	kgDQO-CH ₄ /d	1.013,10	578,60
Fator correção de temperatura	kgDQO/m ³	2,6	2,6
Perda volumétrica de metano com o efluente	m ³ /d	99,8	96,8
Perda volumétrica de metano com o gás residual	m ³ /d	21,6	9,3
Outras perdas volumétricas de metano	m ³ /d	21,6	9,3
Produção real de metano no biogás	m ³ /d	244,2	105,6
Produção real de biogás	m ³ /d	340,1	151,7

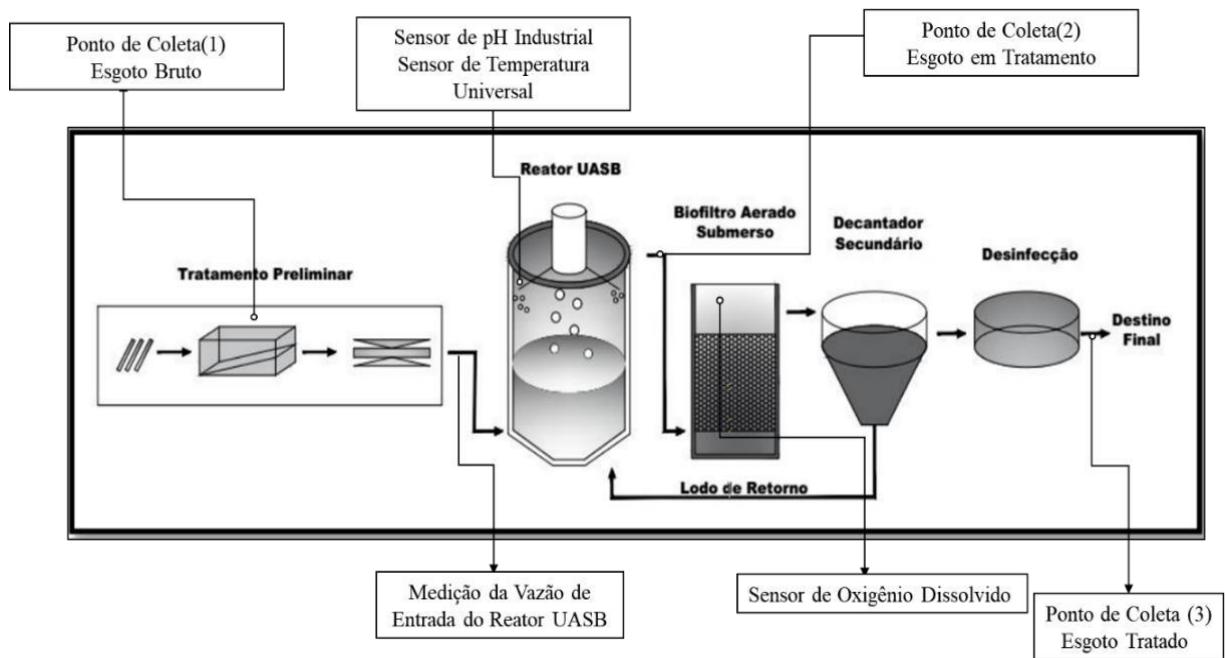
*Os dados de entrada foram colocados com “o pior” que caracteriza que o sistema trabalhará em sua mínima capacidade.

Analisando os dados pode-se observar que a concentração em Kg/DQO/d contém uma alta diferença que demonstra que o sistema UASB encontra-se trabalhando abaixo da do seu mínimo de DQO. Esse fator pode estar comprometendo a eficiência do tratamento e principalmente a produção de biogás. Ademais, praticamente todos os valores de entrada estão apresentando diferença quando comparado com os valores de *input* dos projetos construtivo. Tendo como base esses dados colocaremos os mesmos como padrões a serem alcançados com a nova operação e acompanhamento diário.

6.3 Pontos de Controle de Processo e Sensoriamento Eletrônico

Devido a variedade de transformações bioquímicas que os processos anaeróbios se tornam difícil monitorar um único parâmetro. Logo vários parâmetros físico-químicos são frequentemente empregados, são eles: temperatura, pH, potencial redox, sólidos totais, íons e demanda química de oxigênio, além de parâmetros a nível de biogás, sua composição e fluxo (MADSEN et al. 2011; LI et al. 2018). Analisando as possibilidades presentes na ETE, foi possível identificar os pontos ideais para a coleta de amostra para ensaios laboratoriais e instalação de Sensores Eletrônicos (Figura 13).

Figura 13.Localização de Pontos de Coleta de Amostras e Sensores Eletroquímicos.



Na Figura 7, todos os pontos de coleta (1, 2, 3) serão responsáveis por demonstrar as análises físico-químicas essenciais para a verificação da qualidade de esgoto afluente na ETE (1), saída do Reator UASB (2) e afim de verificar a qualidade do tratamento da ETE, o do esgoto tratado (3). Partindo dos dados bibliográficos obtidos nesse estudo foi possível identificar quais os parâmetros essenciais de acompanhamento (tabela 16) assim como sua periodicidade. Obtendo-se esse acompanhamento do esgoto bruto e saída do reator é possível traçar as características da ETE Alameda das Palmeiras, e como adaptar a operação para a mesma.

Tabela 16.Parâmetros Físico-químicos a serem realizados periodicamente na ETE Alameda das Palmeiras.

Analises Físico-químicas (Semanais)	Método
Demandia Química de Oxigênio (DQO)	410.4, USEPA, 1993
Sólidos Sedimentáveis	
Demandia Bioquímica de Oxigênio (DBO)	2540 F.3A, SMEWW
Fósforo	23RD, ED 2017
pH e temperatura	4500-H+ B, SMEWW
	23RD, ED 2017/2550
	B, SMEWW 22ND,
Amônia	ED., 2012

Sulfeto	4500 S2- F, SMEWW 23RD, ED., 2017
Óleos e Graxas	5520 D, SMEWW 23ND, ED 2017

Como sugestão para o projeto a medição da matéria orgânica será realizada semanalmente pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pela Demanda Bioquímica de Oxigênio. Vale salientar que DBO é a quantidade de oxigênio necessário para a oxidação bioquímica da matéria orgânica e a DQO representa a quantidade de oxigênio consumido durante a oxidação química da matéria orgânica em dióxido de carbono e água (HAMMER, 2007, p. 41; WEF et al., 2005, p. 13).

O nitrogênio é requerido em maior concentração para o crescimento bacteriano e a concentração de fósforo é cerca de 1/5 a 1/7 do valor para o nitrogênio. A relação DQO:N:P é de 1000:5:1 que indica a melhor opção para a degradação de ácidos graxos obtendo-se baixa produção celular, e caso obtenha-se um substrato com 350:5:1 será melhor para a degradação de carboidrato tendo-se ao fim biomassa com alta produção celular (LETTINGA et al, 1996; CHERNICHARO, 2007). No interior do reator UASB a principal fonte de nitrogênio será a concentração de Amônia e medição direta para o Fosforo, podendo ao fim do processo de adaptação formar uma tabela para essa relação DQO:N:P e direcionar como está o requerimento de substrato pelas bactérias.

Os compostos de Enxofre podem causar problemas para o processo devido a precipitação de nutrientes essenciais em níveis traços como ferro, níquel, cobre e molibdênio, que são insolúveis em baixos potenciais redox (precipitação como sulfeto) (Rodríguez, D.C., 2011). Devido a esse fator de causar interferência na nutrição dos microrganismos a concentração de Sulfeto foi incluída nas análises semanais.

A concentração de Óleos e Graxas (O&G) foi adicionado devido a sua concentração ser uma constante em esgotos domésticos e causar alguns problemas internamente no reator UASB. Os O&Gs podem ocasionar uma diminuição da atividade biológica, ocasionada pela sua aderência nas células microbianas, que irá dificultar a absorção da matéria orgânica, o que pode levar a outro fator como o acúmulo de escuma nos separadores trifásicos (GNIPPER, 2008; GUIMARÃES et al., 2002; SANTOS et all 2014).

Comercialmente, o monitoramento em tempo real dos reatores anaeróbios limita-se ao pequeno grupo de parâmetros como pH, temperatura, fluxo interno, quantidade de biogás, nível e pressão interna (SPANJERS H. et all., 2006). Afim de obter o máximo de informação do estado da digestão anaeróbia no reator UASB da ETE, analisou-se a incrementação de

sensoriamento eletrônico. O que serão instalados serão os Sensores de pH Industrial e Termopar Universal em cinco pontos do reator UASB, um sensor de Oxigênio Dissolvido no Reator Aeróbio (FSA) e um medidor de nível no poço da bomba de sucção (medição da vazão indireta). A medição de Biogás será realizada de modo apenas qualitativo através de coleta de amostra para análise posterior por Cromatografia.

O pH influência diretamente no meio propício ao crescimento dos microrganismos, principalmente devido ao fato das arquéias metanogênicas serem extremamente sensíveis a alterações de pH, apresentando uma faixa de valor ótimo curta (6,7 a 7,5), e dependendo da concentração dos ácidos voláteis produzidos durante a digestão, pode ocorrer uma alteração do pH, afetando então o equilíbrio bioquímico. Logo, vindo como uma estratégica de não apenas conhecer o reator UASB utilizado na ETE, poderemos monitorar esse pH afim de interferir caso haja alguma alteração, ademais a distribuição dos cinco sensores irá informação à mais acerca da mistura do reator. Já temperatura está associada a faixa ótima de digestão das bactérias fermentativas e arquéias metanogênicas, logo a medição constante desse parâmetro pode vim a estabelecer uma curva e alterações na temperatura ao longo do ano.

O sensor de pH aplicado foi escolhido devido sua capacidade de permanecer submersível e apresentar um modelo que protege os sensores, de modo que haja menor taxa de acumulo de sujeira. Além disso, o sensor escolhido tem a capacidade de ser resistente a soluções que poderiam afetar o eletrodo, como cianeto, amônia, sulfeto e metais pesados em certas concentrações.



Figura 15.Sensor de pH Durável para Aplicações Submersíveis. Fonte: Ômega Instruments
Especificações do Modelo pHE735215.

Figura 14. Modelo de Sensor de Oxigênio Dissolvido DOTX-45.

Fonte: Especificações Omega Company

O sensor de Oxigênio Dissolvido será aplicado no reator aeróbio (FSA) para o controle dos níveis de oxigênio aplicado no reator, afim de buscar a diminuição do gasto energético com os sopradores da ETE. O modelo escolhido é aplicável em águas residuais. O modelo DOTX-45 está envolto por vários materiais de natureza hidrofóbica mantém a resistência a incrustações.

Vale salientar, que todo o procedimento para construção do manual de operação, está estruturado baseado em dados fornecidos até o momento, contendo uma pequena taxa de sazonalidade envolvida. Logo, com o passar a aplicação e mais estudos das características da ETE, pode ocorrer uma modificação ou inclusões de processo, como é o caso da atual necessidade de um tanque de equalização do esgoto. Mas também, no decorrer dos estudos com os sensores adicionados via este trabalho, apareça a necessidade de a inclusão de mais sensores como por exemplo, um sensor de teor de sólidos para a verificação da saída de lodo denso so reator UASB para as baías de secagem, tirando a necessidade de utilização continua do teste do cone de Imhoff.

7 CONCLUSÃO

A Estação de Tratamento de Esgoto Alameda das Palmeiras durante o decorrer do projeto apresentou uma série de problemas operacionais. Todos os problemas foram analisados e aprofundadas para que se ocorre a obtenção de uma proposta efetiva para a resolução desse problema. Observou-se também a necessidade de aplicação de um sistema de monitoramento no reator UASB de modo a iniciar seu monitoramento online, inicialmente proposto sensores eletroquímicos para a medição de pH, temperatura e Oxigênio Dissolvido.

Além disso, devido a possibilidade de beneficiamente do biogás da ETE, esse trabalho concluiu a necessidade de uma rede de análises físico-químicas constantes no reator UASB e final do tratamento da ETE, pós tanque de contato. As análises a serem realizadas semanalmente será; potencial hidrogeniônico, temperatura, Demanda química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Sulfeto, Amônia, sólidos Totais e Óleos & Graxas. Ademais, essa caracterização irá ser porta de entrada para a implantação do Modelo ADM1 para a sazonalidade do estado e ser aplicado posteriormente na ETE, como forma de acompanhamento indireto do sistema da digestão anaeróbia, além de adaptação do programa para a ETE em estudo.

Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB (Probio versão 1.0) auxiliou a decifrar quais os níveis dos parâmetros que será buscado alcançar com esse Manual de Operação. O mesmo terá como ênfase, padronizar todo o sistema da ETE e repassar esse sistema para a empresa, proprietária da ETE, proporcionar esse plano para outras ETEs. Os impasses apresentados durante o projeto, foram a necessidade de um tempo maior de adaptação da empresa para a implementação de todas as alterações. Ademais, espera-se que esse Manual de Operação além de todos os benefícios operacionais já mencionados, proporcione uma maior valorização do sistema para que no fim obtenha-se uma ETE sustentável e produtiva comercialmente.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAM, F., Enright, A. M., O'reilly, J., Botting, C. H., Collins, G., And O'flaherty, V. (2011). A Metaproteomic Approach Gives Functional Insights Into Anaerobic Digestion. *J. Appl. Microbiol.* 110, 1550–1560. Doi: 10.1111/J.1365-2672.2011.05011.
- AIRTON KUNZ. Fundamentos Da Digestão Anaeróbia, Purificação Do Biogás, Uso E Tratamento Do Digestato / - Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos E Aves, 2019.
- ALVES, G. P. M.; Fonini, A.; Girardello, V.; Thomé, A. Caracterização Do Esgoto Sanitário Coletado Na Cidade De Passo Fundo-Rs. Teoria E Prática Na Engenharia Civil. N. 10, P. 25-29, 2007.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – Apha; American Water Works Association – Awwa; Water Environment Federation – Wef. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater. 22 Ed., Washington, Dc: Apha, 2012.
- AQUINO, S. F. ET AL. Metodologias Para Determinação Da Atividade Metanogênica Específica (Ame) Em Lodos Anaeróbios. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, V. 12, N.2, P. 192–201, Jun. 2007.
- AQUINO. S.F.; Chernicharo C.A.L.; Acumulo De Ácidos Graxos Voláteis (Agvs) Em Reatores Anaeróbios Sobre Estresse: Causas E Estratégias De Controle. *Eng.Sanitaria Ambiental*. Vol. 10- N°2-Abr-Junh, 152-161 (2005).
- ASTM E2170-01 (2008) - Determining Anaerobic Biodegradation Potential Of Organic Chemicals Under Methanogenic Conditions (Determinação Do Potencial De Biodegradação Anaeróbia De Compostos Orgânicos Em Condições Metanogênicas).
- BANDARA, W. M. K. R. T. W., Kindaichi, T., Satoh, H., Sasakawa, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., Et Al. (2012). Anaerobic Treatment Of Municipal Wastewater At Ambient Temperature: Analysis Of Archaeal Community Structure And Recovery Of Dissolved Methane. *Water Res.* 46, 5756–5764. Doi: 10.1016/J.Watres.2012.07.061

BANDARA, W. M. K. R. T. W., Kindaichi, T., Satoh, H., Sasakawa, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., Et Al. (2012). Anaerobic Treatment Of Municipal Wastewater At Ambient Temperature: Analysis Of Archaeal Community Structure And Recovery Of Dissolved Methane. *Water Res.* 46, 5756–5764. Doi: 10.1016/J.Watres.2012.07.061

BATSTONE, D. J., KELLER, J., ANGELIDAKI, I., KALYUZHNYI, S. V., PAVLOSTATIS, S. G., ROZZI, A., SANDERS, W.T.M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, vol. 45, p.1-77.2002

BEM, J. F; LAZZARIN, L. Estudo De Caso Comparativo Entre O Tratamento De Esgoto Doméstico Em Ralf, Uasb E Lagoas. (2009) 61 F. Trabalho De Conclusão De Curso, Universidade Tecnológica Federal Do Paraná, Medianeira, 2009.

BITTON, G. (2005). *Wastewater Microbiology* (3^a Ed.). Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

BJORNSSON, L., MURTO, M., Jantsch, T.G., Mattiasson, B., 2001. Evaluation Of New Methods For The Monitoring Of Alkalinity, Dissolved Hydrogen And The Microbial Community In Anaerobic Digestion. *Water Res.* 35, 2833–2840.

BOE K, BATSTONE Dj, Angelidaki I. An Innovative Online Vfa Monitoring System For The Anerobic Process, Based On Headspace Gas Chromatography. *Biotechnol Bioeng* 2007; 96:712–21.

BRASIL. Fundação Nacional Da Saúde. Manual De Saneamento. Brasília: Funasa, P. 173-278, 2015.

C.S. COUROS; V.L. Louros; A.M.Grilo; J.H. Leitão; M.J.Capela; L.M.Arroja; M.H. Nadais. Effects Of Operational Shocks On Key Microbial Populations For Biogás Production In Uasb (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Reactors. *Energy* 73 866-874/2014.

CAMPOS, J. R., 1999, Tratamento De Esgotos Sanitários Por Processo Anaeróbio E Disposição Controlada No Solo, 1a Ed, Rio De Janeiro, Brasil, Abes, Associação Brasileira De Engenharia Sanitária E Ambiental – Abes, Projeto Prosab.

CARBALLA M, REGUEIRO L, Lema Jm. Microbial Management Of Anaerobic Digestion: Exploiting The Microbiome-Functionality Nexus. *Curr Opin Biotechnol* 2015; 33:103–11.

CHEN, S., AND HE, Q. (2015). Persistence Of *Methanosaeta* Populations In Anaerobic Digestion During Process Instability. *J. Indust. Microbiol. Biotechnol.* 42, 1129–1137. Doi: 10.1007/S10295-015-1632-7.

CHEN, S., CHENG, H., Liu, J., Hazen, T. C., Huang, V., And He, Q. (2017). Unexpected Competitiveness Of *Methanosaeta* Populations At Elevated Acetate Concentrations In Methanogenic Treatment Of Animal Wastewater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 101, 1729–1738. Doi: 10.1007/S00253-016-7967-9.

CHERNICHARO, C. A. (2007). Reatores Anaerobio (2 Ed., Vol 5). Belo Horizonte, Minas Gerais: Editora Ufmg.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios: Princípios Do Tratamento Biológico De Águas Residuárias. Belo Horizonte: Ufmg. V. 5. P. 249-337, 2006.

COSTABILE, A.L.O.; CANTO, C.S.A.; RATUSZNEI, S.M.; RODRIGUES, J.A.D.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. (2011) Temperature and feed strategy effects on sulfate and organic matter removal in an AnSBB. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 7, p. 1714-1723.

COURAS, C. S., LOUROS, V. L., Grilo, A. M., Leitão, J. H., Capela, M. I., Arroja, L. M., Et Al. (2014). Effects Of Operational Shocks On Key Microbial Populations For Biogas Production In Uasb (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Reactors. *Energy*, 73, 866 - 874.

DAMIANOVIC, M.H.R.Z. & FORESTI, E. (2007) Anaerobic degradation of synthetic wastewaters at different levels of sulfate and COD/sulfate ratios in Horizontal-Flow Anaerobic Reactors (HAIB). *Environmental Engineering Science*, v. 24, n. 3, p. 383-393.

DE PRÁ, M. C. ET AL. Simultaneous Removal Of Toc And Tss In Swine Wastewater Using The Partial Nitritation Process. *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, V. 88, N. 9, 2013. Doi: 10.1002/Jctb.3803.

DE VRIEZE, J., Hennebel, T., Boon, N., And Verstraete,W. (2012). Methanosarcina: The Rediscovered Methanogen For Heavy Duty Biomethanation. *Bioresour. Technol.* 112, 1–9. Doi: 10.1016/J.Biotech.2012.02.079.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. *Biogas From Waste And Renewable Resources: An Introduction*. Wiley-Vch, 2011.

DI WU, LEI LI, XIAOFEI ZHAO, Yun Peng, Pingjin Yang, Xuya Peng. *Anaerobic Digestion: A Review On Process Monitoring*. *Renewable And Sustainable Energy Reviews* 103 (2019) 1–12

DIN 38414-8 - Determination Of The Amenability To Anaerobic Digestion (Determinações De Degradabilidade Para Digestão Anaeróbia).

ELIASSON Lantz A, Gernaey Kv, Franzén Cj, Olsson L. *Online Monitoring Of Fermentation Processes In Lignocelluloses-To-Bioalcohol Production*. Bioalcohol Production. Biochemical Conversion Of Lignocellulosic Biomass. Woodhead Publ Ser Energy Woodhead Publishing Series In Energy; 2010. P. 315–39.

ENRIGHT, A.-M., McGrath, V., Gill, D., Collins, G., And O’flaherty, V. (2009). Effect Of Seed Sludge And Operation Conditions On Performance And Archaeal Community Structure Of Low-Temperature Anaerobic Solvent-Degrading Bioreactors. *Syst. Appl. Microbiol.* 32, 65–79. Doi: 10.1016/J.Syapm.2008.10.003

FALK HM, REICHLING P, Andersen C, Benz R. *Online Monitoring Of Concentration And Dynamics Of Volatile Fatty Acids In Anaerobic Digestion Processes With Mid-Infrared Spectroscopy*. *Bioprocess Biosyst Eng* 2015; 38:237–49.

FUESS, L.T. Potencial contaminante e energético da vinhaça: riscos de contaminação ao solo e recursos hídricos e recuperação de energia a partir da digestão anaeróbia. 2013. 163

f.Dissertação (MestradoemGeociências e Meio Ambiente)- Instituto de Geociências e Ciênicas Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2013.

FURTADO, A. L. F. F.; Calijuri, M. Do C.; Lorenzi, A. S.; Honda, R. Y.; Genuário, D. B.; Fiore, M. F. Morphological And Molecular Characterization Of The Anaerobic Digestor.

GAIDA D, WOLF C, Bongards M. Feed Control Of Anaerobic Digestion Processes For Renewable Energy Production: A Review. Renew Sustain Energy Ver 2017; 68:869–75.

GNIPPER, S. F. (2008). Avaliação Da Eficiência Das Caixas Retentoras De Gordura Prescritas Pela Nbr8160: 1999 Como Tanques De Flotação Natural. Ambiente Construído, Porto Alegre, V. 8, N 2, P. 119- 132, Abri/Jun

GUIMARÃES, A. K. V. Et Al. (2002). Avaliação Estatística Da Determinação Do Teor De Óleos E Graxas Em Efluente Doméstico. Vi Simpósio Ítalo Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental. Abes Associação Brasileira De Engenharia Sanitária E Ambiental, Vitória, Espírito Santo, 2002.

GUNNIGLE, E., Nielsen, J. L., Fuszard, M., Botting, C. H., Sheahan, J., O'flaherty, V., Et Al. (2015a). Functional Responses And Adaptation Of Mesophilic Microbial Communities To Psychrophilic Anaerobic Digestion. Fems Microbiol. Ecol. 91:Fiv132. Doi: 10.1093/Femsec/Fiv132

HAMMER, M. J.; Jr Hammer, M. J. Water And Wastewater Technology. 6 Ed. New Jersey: Prentice Hall International Inc, 2007.

HU, Y.; JING, Z.; SUDO, Y.; NIU, Q.; DU, J.; WU, J.; LI, Y.Y. (2015) Effect of influent COD/SO₄ 2- Ratios on UASB treatment of a synthetic sulfatecontaining wastewater. Chemosphere, v. 130, p. 24-33.

ISO 11734:1995 - Evaluation Of “Ultimate” Anaerobic Biodegradability Of Organic Compounds In Digested Sludge - Method By Measurement Of The Biogás Production (Avaliação Da Biodegradabilidade Anaeróbia Final De Compostos Orgânicos Em Lodo Digerido – Método Para Medir A Produção De Biogás)

JEPSSON, U. Investigation of Anaerobic Digestion Alternatives for Henriksdal's WWTP. Industrial Electrical Engineering and Automation, IEA. Lund University, Janeiro, 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento De Esgotos Domésticos. 3. Ed. Rio De Janeiro: Associação Brasileira De Engenharia Sanitária - Abes, 1995.

KEATING, C., Hughes, D., Mahony, T., Cysneiros, D., Ijaz, U. Z., Smith, C. J., Et Al. (2018). Cold Adaptation And Replicable Microbial Community Development During Long-Term Low-Temperature Anaerobic Digestion Treatment Of Synthetic Sewage. Fems Microbiol. Ecol. 94:Fiy095. Doi: 10.1093/Femsec/Fiy095

KUMAR, V., BHATIA, A., Kubota, K., Rajpal, A., 2021. Environmental Technology & Innovation Microbial Community Dynamics In Anaerobic Digesters Treating Organic Fraction Of Municipal Solid Waste. Environ. Technol. Innov. 21, 101303. <Https://Doi.Org/10.1016/J.Eti.2020.101303>

KUNZ, AIRTON; MUKHTAR, Saqib. Hydrophobic Membrane Technology For Am-Monia Extraction From Wastewaters. Engenharia Agrícola, V. 36, P. 377-386, 2016.

LABATUT RA, GOOCH CA. Monitoring Of Anaerobic Digestion Process To Optimize Performanceand Prevent System Failure. Sitr Res Briefs 2014;2015.

LEAL, M. C. C. R et al. Hydrolytic enzymes as coadjuvants in the anaerobic treatment of dairy wastewaters. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v.19, p.175-180, 2002

LI D, CHEN L, LIU X, MEI Z, Ren H, Cao Q, Et Al. Instability Mechanisms And Early Warning Indicators For Mesophilic Anaerobic Digestion Of Vegetable Waste. Bioresour Technol 2017;245:90–7.

LI D, RAN Y, CHEN L, CAO Q, LI Z, Liu X. Instability Diagnosis And Syntrophic Acetate Oxidation During Thermophilic Digestion Of Vegetable Waste. Water Res 2018;139:263–71.

LI L, HE Q, WEI Y, HE Q, PENG X. Early Warning Indicators For Monitoring The Process Failure Of Anaerobic Digestion System Of Food Waste. Bioresour Technol 2014;171:491–4.

LI L, PENG X, WANG X, Wu D. Anaerobic Digestion Of Food Waste: A Review Focusing On Process Stability. *Bioresour Technol* 2018;248:20–8.

LU, X., ZHEN, G.; NI, J.; HOJO, T.; KUBOTA, K.; LI, Y.Y. (2016) Effect of influent COD/SO₄ 2- ratios on biodegradation behaviors of starch wastewater in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Bioresource Technology*, v. 214, p. 175-183.

MACLEOD, F. A., Guiot, S. R., And Costerton, J. W. (1990). Layered Structure Of Bacterial Aggregates Produced In An Upflow Anaerobic Sludge Bed And Filter Reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 1598–1607. Doi: 10.1128/Aem.56.6.1598-1607.1990

MACLEOD, F. A., Guiot, S. R., And Costerton, J. W. (1990). Layered Structure Of Bacterial Aggregates Produced In An Upflow Anaerobic Sludge Bed And Filter Reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 1598–1607. Doi: 10.1128/Aem.56.6.1598-1607.1990.

MADSEN M, HOLM-NIELSEN JB, Esbensen Kh. Monitoring Of Anaerobic Digestion Processes: A Review Perspective. *Renew Sustain Energy Rev* 011;15:3141–55.

MADSEN M, HOLM-NIELSEN Jb, Esbensen Kh. Monitoring Of Anaerobic Digestion Processes: A Review Perspective. *Renew Sustain Energy Rev* 2011;15:3141–55.

MARA, D. Domestic Wastewater Treatment In Developing Countries. London: Earthscan Ed. 310p. 2004.

MARCHIORO, V.; STEINMETZ, R. L. R.; Amaral, A. C.; Gaspareto, T. C.; Treichel, H.; Kunz, A. Poultry Litter Solid State Anaerobic Digestion: Effect Of Digestate Recirculation Intervals And Substrate/Inoculum Ratios On Process Efficiency. *Frontiers In Sustainable Food Systems*, V. 2, P. 1-10, 2018.

MCKEOWN, R. M., Hughes, D., Collins, G., Mahony, T., And O'flaherty, V. (2012). Low-Temperature Anaerobic Digestion For Wastewater Treatment. *Curr. Opin. Biotechnol.* 23, 444–451. Doi: 10.1016/J.Copbio.2011.11.025.

MCKEOWN, R. M., Scully, C., Mahony, T., Collins, G., And O'flaherty, V. (2009). Long-Term (1243 Days), Low-Temperature (4–15°C), Anaerobic Biotreatment Of Acidified

Wastewaters: Bioprocess Performance And Physiological Characteristics. *Water Res.* 43, 1611–1620. Doi: 10.1016/J.Watres.2009.01.015

MÉNDEZ-ACOSTA, H.O., Palacios-Ruiz, B., Alcaraz-González, V., González-Álvarez, V., García-Sandoval, J.P., 2010. A Robust Control Scheme To Improve The Stability Of Anaerobic Digestion Processes. *J. Process Control* 20, 375–383.

MESQUITA DP, Quintelas C, Amaral AI, Ferreira Ec. Monitoring Biological Wastewater Treatment Processes: Recent Advances In Spectroscopy Applications. *Ver Environ Sci Bio/Technol* 2017;16: 395–424.

METCALF & EDDY, Inc. *WastewaterEngineering – Treatment, disposal and reuse*, third edition. McGraw-Hill book Co, 1991.

METCALF AND EDDY INC. *Wastewater Engineering: Treatment And Reuse*. 4. Ed. Nova Iorque: Mcgraw-Hill, 2003.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; Petis, M.; Borbély, J.; Tamás, J. Novel Approach On The Basis Of Fos/Tac Method. *Analele Universităti Din Oradea, Fascicula: Protectia Mediului*, V. 17, Ano 16, P. 713-718, 2011b.

MIKI, M. K. Dilemas Do Uasb. Seção: Práticas Operacionais E De Empreendimento. *Revista Dae*, N.183, P. 25-37, 2010.

MONACO, P. A. V. LO; Matos, A. T. De; Ribeiro, I. C. A; Batista, A. P. Da S; Miranda, S. T; Eustáquio Jr, V. Tratamento De Esgoto Sanitário Utilizando Coagulante Natural Seguido De Filtro Orgânico. *Caatinga, Mossoró*, V. 27, N. 1. P. 28 -40, 2014.

MUYZER, G. & STAMS, A.J. (2008) The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature Reviews. Microbiology*, v. 6, n. 6, p. 441-454.

NGUYEN D, GADHAMSHETTY V, Nitayavardhana S, Khanal Sk. Automatic Process Control In Anaerobic Digestion Technology: A Critical Review. *Bioresour Technol* 2015;193:513–22.

NORMAS ISO 13641 - Water Quality - Determination Of Inhibition Of Gas Production (Qualidade Da Água - Determinação De Inibição Na Produção De Gás).

O'REILLY, J., CHINALIA, F. A., Mahony, T., Collins, G., Wu, J., And O'flaherty, V. (2009). Cultivation Of Low-Temperature (15°C), Anaerobic, Wastewater Treatment Granules. Lett. Appl. Microbiol. 49, 421–426. Doi: 10.1111/J.1472-765x.2009. 02682.X

PASALARI, H., GHOLAMI, M., Rezaee, A., Esra, A., Farzadkia, M., 2020. Chemosphere Perspectives On Microbial Community In Anaerobic Digestion With Emphasis On Environmental Parameters : A Systematic Review. <Https://Doi.Org/10.1016/J.Chemosphere.2020.128618>

PAULA JR., D.R. & FORESTI, E. (2009) Sulfide toxicity kinetics of a UASB reactor. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 26, n. 4, p. 669-675.

PAULO L.M. Castilla-Archilla J.; Ramiro-Garcia J.; Escamez-Picón J. A.; Hughes D.; Mahony T.; Wilmes P.; O'flaherty V. Microbial Community Redundancy And Resilience Underpins High-Rate Anaerobic Treatment Of Dairy-Processing Wastewater At Ambient Temperatures. Bioeng. Biotechnol., 13 March 2020 | <Https://Doi.Org/10.3389/Fbioe.2020.00192>.

RODRÍGUEZ, D.C.; Belmonte, M.; Peñuela, G.; Campos, J.L.; Vidal, G. Behaviour Of Molecular Weight Distribution For The Liquid Fraction Of Pig Slurry Treated By Anaerobic Digestion. Environmental Technology, V. 32, N. 3-4, P. 419-425, 2011.

SANTOS, A.V. Remoção, Tratamento E Valoração De Escuma Proveniente De Reatores Uasb Aplicados Ao Tratamento De Esgoto Doméstico. Tese (Doutorado Em Saneamento, Meio Ambiente E Recursos Hídricos). Escola De Engenharia Da Universidade Federal De Minas Gerais, 115p, 2014.

SAWYER, C.N.; McCarty, P.L. Chemistry for environmental Engineering, third edition. McGraw-Hill book Co, 1978.

SCHINK, B. & FRIEDRICH, M. 1994 Energetics Of Syntrophic Fatty Acid Oxidation, Fems Microbiological Reviews 15, 85-94.

SHAH, Y. (2014). Water For Energy And Fuel Production. Boca Raton, Fl: Crc Press. Doi: 10.1201/B16904.

SIGGINS, A., ENRIGHT, A.-M., And O'flaherty, V. (2011a). Low-Temperature (7°C) Anaerobic Treatment Of A Trichloroethylene-Contaminated Wastewater: Microbial Community Development. *Water Res.* 45, 4035–4046. Doi: 10.1016/J.Watres.2011.05.013.

SILVA, A.J.; VARESCHE, M.B.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. (2002) Sulphate removal from industrial wastewater using a packed-bed anaerobic reactor. *Process Biochemistry*, v. 37, n. 9, p. 927-935.

SPANJERS H, VAN Lier Jb. Instrumentation In Anaerobic Treatment - Research And Practice. *Water Sci Technol* 2006; 53:63–76.

SUN H, WU S, DONG R. Monitoring Volatile Fatty Acids And Carbonate Alkalinity In Anaerobic Digestion: Titration Methodologies. *Chem Eng Technol* 2016;39: 599–610.

TACHINI, M; BELLI FILHO, P; Pineiro, A. Avaliação Do Tratamento Conjunto De Lodo De Tanques Sépticos E Esgotos Domésticos Em Um Ralf. Vi Simpósio Ítalo Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental - Sibesa. 2002.

VDI 4630 - Fermentation Of Organic Materials – Characterisation Of The Substrate, Sampling, Collection Of Material Data And Fermentation Tests (Fermentação De Materiais Orgânicos – Caracterização Do Substrato, Amostragem, Coleta De Dados E Testes De Fermentação):

VENKITESHWARAN, K., Bocher, B., Maki, J., And Zitomer, D. (2015). Relating Anaerobic Digestion Microbial Community And Process Function. *Microbiol. Insights* 8(Suppl 2), 37–44. Doi: 10.4137/Mbi.S33593

VON SPERLING, M. Princípios Do Tratamento Biológico De Águas Residuárias: Introdução À Qualidade Das Águas E Ao Tratamento De Esgotos. Departamento De Engenharia Sanitária E Ambiental; Universidade Federal De Minas Gerais: Belo Horizonte. 3ed. 452p., 2005.

WIEGANT, W. M.; ZEEMAN, G. The Mechanism Of Ammonia Inhibition In The Thermophilic Digestion Of Livestock Wastes. Agricultural Wastes, V. 16, P. 243–253, 1986.

WONGWILAIWALIN, S., Rattanachomsri, U., Laothanachareon, T., Eurwilaichitr, L., Igarashi, Y., And Champreda, V. (2010). Analysis Of A Thermophilic Lignocellulose Degrading Microbial Consortium And Multi-Species Lignocellulolytic Enzyme System. Enzyme Microb. Technol. 47, 283–290. Doi: 10.1016/J. Enzmictec.2010.07.013

WU, C. Z., YIN, X. L., Yuan, Z. Q., & Zhou, X. S. (2010). The Development Of Bioenergy Technology In China. Energy, 35, 4445 - 4450.

ZHANG, D., ZHU, W., Tang, C., Suo, Y., Gao, L., Yuan, X., Et Al. (2012). Bioreactor Performance And Methanogenic Population Dynamics In A Low-Temperature (5–18°C) Anaerobic Fixed-Bed Reactor. Bioresour. Technol. 04(Suppl. C), 136–143. Doi: 10.1016/J.Biorotech.2011.10.086.

ANEXO A: NOMENCLATURA, DEFINIÇÕES E UNIDADES

Neste anexo será descrito o conteúdo do Capítulo 2, RCT (BATSTONE et al., 2002, p 6-8), nos quais contém as concentrações descritas em kgDQO/m³ para demanda química de oxigênio (DQO=DQO), kmoleC/m³ para o carbono na forma inerte (solúvel ou particulado) e para nitrogênio em kmoleN/m³.

A temperatura será descrita em Kelvin, pressões em bars, volume em m³, tempo em dias e energia em Joules.

Quadro 1 - Coeficientes Estequiométricos

Descrição	Unidades	Simbologia
Conteúdo de carbono do componente i	kmoleC kgDQO ⁻¹	C _i
Conteúdo de nitrogênio do componente i	kmoleN kgDQO ⁻¹	N _i
Coeficiente de taxa para componentes i no processo j	kgDQO m ⁻³	v _{i,j}
Rendimento (catabolismo apenas) do produto no substrato	kgDQO kgDQO ⁻¹	F _{produto,substrato}

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 7.

Quadro 2 - Coeficientes e Constantes de Equilíbrio

Descrição	Unidades	Simbologia
Constante da lei dos gases (de Henry, igual a K _H ⁻¹)	bar M ⁻¹ (ou bar m ³ kmole ⁻¹)	H _{gas}
Coeficiente de equilíbrio ácido-base	M (kmole m ⁻³)	K _{a,ácido}
Coeficiente da Lei de Henry	M bar ⁻¹ (ou kmole m ⁻³ bar ⁻¹)	K _H
-log ₁₀ [K _a]		pK _a
Constante da Lei dos gases (8.314x10 ⁻²)	bar M ⁻¹ K ⁻¹ (ou bar m ³ kmole ⁻¹ K ⁻¹)	R

Energia Livre	J. mole ⁻¹	ΔG
---------------	-----------------------	------------

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 7

Quadro 3 - Taxas e Parâmetros Cinéticos

Descrição	Unidades	Simbologia
Parâmetro cinético ácido-base	M ⁻¹ d ⁻¹	k ^{A/Bi}
Taxa de decaimento de primeira ordem	d ⁻¹	k _{dec}
Função de inibição (ver KI)		I _{inibidor, processo}
Parâmetro de primeira ordem (normalmente para hidrólise)	d ⁻¹	k _{processo}
Coeficiente de transferência Gás-Líquido	d ⁻¹	k _{La}
Concentração inibitória de 50%	kgDQO m ⁻³	KI, _{inibir,substrato}
Taxa máxima específica de assimilação de Monod (μ_{max}/Y)	kgDQO_S kgDQO_X ⁻¹ d ⁻¹	km, _{processo}
Valor de saturação parcial	kgDQO_S m ⁻³	KS, _{processo}
Taxa cinética do processo j	kgDQO_S m ⁻³ d ⁻¹	ρ_j
Rendimento da biomassa no substrato	kgDQO_X kgDQO_S ⁻¹	Y _{substrato}
Taxa de crescimento máximo específico de Monod	d ⁻¹	μ_{max}

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 7.

Quadro 4 – Estado dinâmico e variáveis algébricas

Descrição	Unidades	Simbologia
$-\log_{10} [\text{H}^+]$		pH
Pressão do gás i	Bar	$p_{\text{gas},i}$
Pressão total dos gases	Bar	P_{gas}
Componente solúvel i	kgDQO m^{-3}	S_i
Retenção dos sólidos (estendido)	d	$t_{\text{res},X}$
Temperatura	K	T
Volume	m^3	V
Componente particulado i	kgDQO m^{-3}	X_i

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 8.

Quadro 5 - Variáveis de Estado Dinâmico

i ¹	Variável	Descrição do Componente ₂	Unidades	Carbon content (Ci)	Nitrogen content (Ni)
13	Xc	Complexos particulados	kgDQO m^{-3}	Varia	Varia
14	Xch	Carboidratos	kgDQO m^{-3}	0.0313	0
15	Xpr	Proteínas	kgDQO m^{-3}	Varia	Varia
16	Xli	Lipídios ³	kgDQO m^{-3}	0.0220	0
24	XI	Inertes particulados	kgDQO m^{-3}	Varia	Varia
12	SI	Inertes Solúveis	kgDQO m^{-3}	Varia	Varia
1	Ssu	Monossacarideos	kgDQO m^{-3}	0.0313	0
2	Saa	Amino Ácidos	kgDQO m^{-3}	Varia	Varia
3	Sfa	Total de LCFA3	kgDQO m^{-3}	0.0217	0
4	Sva	Total de Valerato	kgDQO m^{-3}	0.0240	0
5	Sbu	Total de Butirato	kgDQO m^{-3}	0.0250	0
6	Spro	Total de Propionato	kgDQO m^{-3}	0.0268	0
7	Sac	Total de Acetato	kgDQO m^{-3}	0.0313	0
8	Sh2	Hidrogênio	kgDQO m^{-3}	0	0
9	Sch4	Metano	kgDQO m^{-3}	0.0156	0
10	SIC	Carbono inorgânico	M	1	0
11	SIN	Nitrogênio inorgânico	M	0	1
17	Xsu2	Degradadores de açúcares	kgDQO m^{-3}	0.0313	0.00625
18	Xaa2	Degradadores de amino ácidos	kgDQO m^{-3}	0.0313	0.00625
19	Xfa2	Degradadores de LCFA	kgDQO m^{-3}	0.0313	0.00625
20	Xc42	Degradadores de Valerato e Butirato	kgDQO m^{-3}	0.0313	0.00625

21	Xpro2	Degradadores de Propionato	kgDQO m ⁻³	0.0313	0.00625
22	Xac2	Degradadores de Acetato	kgDQO m ⁻³	0.0313	0.00625
23	Xh22	Degradadores de Hidrogênio	kgDQO m ⁻³	0.0313	0.00625
	Scat	Cátions	M	0	0
	San	Anions	M	0	0

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 8.

1. Referente as tabelas apresentadas no Anexo B

2. i = 17-23: Biomassa

3. Com base no Triglicerídeo Palmiticocomo lipídeo e Palmitato como LCFA.

Quadro 6 – Pares de Ácido-Base - Implementação DE

i	Variável	Descrição do Componente	Unidades	pK _a (298 K)*	ΔH ₀ (J. mole-1)
4a	S _{hva}	Valerato Ácido	kgDQO m ⁻³	4.86	-
4b	S _{va-}	Valerato	kgDQO m ⁻³		
5a	S _{hb<u>u</u>}	Butirato Ácido	kgDQO m ⁻³	4.86	-
5b	S _{bu-}	Butirato	kgDQO m ⁻³		
6a	S _{h<u>pro</u>}	Propionato Ácido	kgDQO m ⁻³	4.88	-
6b	S _{pro-}	Propionato	kgDQO m ⁻³		
7a	S _{h<u>ac</u>}	Acetato Ácido	kgDQO m ⁻³	4.76	-
7b	S _{ac-}	Acetato	kgDQO m ⁻³		
10a	S _{co2}	Dióxido de Carbono	kmoleC m ⁻³	6.35	7646
10b	S _{h<u>co3-</u>}	Bicarbonato	kmoleC m ⁻³		
11a	S _{nh4+}	Amonium	kmoleN m ⁻³	9.25	51965
11b	S _{nh3}	Amônia	kmoleN m ⁻³		

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 67.

ANEXO B: TAXAS DE PROCESSOS BIOQUÍMICOS E TAXAS DE PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICAS

Na matriz estequiométrica, os processos (i) altera-se horizontalmente e os componentes (j) mudam verticalmente. O resultante das somas das taxas de reações bioquímicas específicas para cada componente são dados pela multiplicação da matrix estequiométrica em forma transposta pelo vetor das reações, segue a equação a seguir (BATSONE et al., 2002, p 64).

$$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$$

Logo, a equação completa da taxa de reações bioquímicas para monossacarídeos (r_1) será:

$$r_1 = k_{hyd,ch} X_{ch} + (1 - \int fa, li) - K_{m,su} \frac{S_{su}}{K_s + S_{su}} X_{su} I_1$$

Após o sinal de igualdade o primeiro termo refere-se a hidrolise de carboidratos, em seguida a hidrolise de lipídeos e em terceiro a absorção de açucares.

As taxas de transferência líquido-gás, e suas taxas cinéticas das reações acido base por meio de equações diferenciais (DE). Com essa implementação, as formas livres de S_{hva} , S_{hbu} , S_{hpro} , S_{hac} , S_{co2} e S_{nh3} irão substituir as formas totais: S_{va} , S_{bu} , S_{pro} , S_{ac} , S_{IC} e S_{IN} nas equações de representação as reações bioquímicas e nas reações de transferência líquido-gás.

Quadro 7 – Coeficientes estequiométricos (vi,j) e Taxas cinéticas (ρ_j) das reações de transferência entre as fases líquida e gasosa.

Componente (i) ->		8	9	10	Taxa (ρ_j , kgDQO_S m ⁻³ d ⁻¹)
J	Processo (j)	S_{h2}	S_{ch4}	S_{co2}	
T8	Transferência de H ₂	-1			$\rho_{T,H2} = k_L a (S_{liq,H2} - K_{H,H2} * \rho_{gas,H2})$
T9	Transferência de CH ₄		-1		$\rho_{T,CH4} = k_L a (S_{liq,CH4} - K_{H,CH4} * \rho_{gas,CH4})$
T10	Transferência de CO ₂			-1	$\rho_{T,CO2} = k_L a (S_{liq,CO2} - K_{H,CO2} * \rho_{gas,CO2})$

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 65.

Quadro 8 – Taxas cinéticas (p_j) das reações bioquímicas (j=1-19).

j	Processo Bioquímico	Taxa ($p_j \text{ kgDQO S m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	Fatores de Inibição
1	Desintegração	$k_{dis} X_c$	
2	Hidrólise de Carboidratos	$k_{hyd, ch} X_{ch}$	
3	Hidrólise de Proteínas	$k_{hyd, pr} X_{pr}$	
4	Hidrólise de Lipideos	$k_{hyd, li} X_{li}$	
5	Absorção de Açúcares	$k_{m,su} \frac{S_{su}}{K_s + S_{su}} X_{su} I_1$	
6	Absorção de Amino Ácidos	$k_{m,aa} \frac{S_{aa}}{K_s + S_{aa}} X_{aa} I_1$	
7	Absorção de LCFA	$k_{m,f\alpha} \frac{S_{f\alpha}}{K_s + S_{f\alpha}} X_{f\alpha} I_2$	
8	Absorção de Valerato	$k_{m,c4} \frac{S_{va}}{K_s + S_{va}} X_{c4} \left(\frac{1}{1 + S_{bu} / S_{va}} \right) I_2$	$I_1 = I_{pH} I_{BV,lim}$
9	Absorção de Butirato	$k_{m,c4} \frac{S_{bu}}{K_s + S_{bu}} X_{c4} \left(\frac{1}{1 + S_{va} / S_{bu}} \right) I_2$	$I_2 = I_{pH} I_{BV,lim} I_{h2}$
10	Absorção de Propionato	$k_{m,pr} \frac{S_{pro}}{K_s + S_{pro}} X_{pro} I_2$	$I_3 = I_{pH} I_{BV,lim} I_{NH3,Xac}$
11	Absorção de Acetato	$k_{m,ac} \frac{S_{ac}}{K_s + S_{ac}} X_{ac} I_3$	
12	Absorção de Hidrogênio	$k_{m,h2} \frac{S_{h2}}{K_s + S_{h2}} X_{h2} I_1$	
13	Decaimento de X_{su}	$k_{dec,Xsu} X_{su}$	
14	Decaimento de X_{aa}	$k_{dec,Xaa} X_{aa}$	
15	Decaimento de $X_{f\alpha}$	$k_{dec,Xf\alpha} X_{f\alpha}$	
16	Decaimento de X_{c4}	$k_{dec,Xc4} X_{c4}$	
17	Decaimento de X_{pro}	$k_{dec,Xpro} X_{pro}$	
18	Decaimento de X_{ac}	$k_{dec,Xac} X_{ac}$	
19	Decaimento de X_{h2}	$k_{dec,Xh2} X_{h2}$	

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 10-11.

Quadro 9 – Coeficientes estequiométricos (v_i,j) das reações bioquímicas para componentes solúveis (i=1-12).

j_i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
S_{su}	S_{su}	S_{fu}	S_{su}	S_{fu}	S_{pro}	S_{ac}	S_{h2}	S_{dhd}	S_{ic}	S_{in}	S_{i}	f_{ext}
Monossacarídeos												
Amino ácidos	-1											
Acídos graxos solúveis (LCFA)												
Valerato total												
Butirato total												
Propionato Total												
Acetato Total												
Hidrogênio (gás)												
Metano (gás)												
Carbono Inorgânico												
Nitrogênio Inorgânico												
Inertes solúveis												

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 10-11.

Quadro 10 – Coeficientes estequiométricos ($v_{i,j}$) das reações bioquímicas para componentes particulados ($i=13-24$).

$j \setminus i$	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	X_c	X_{ch}	X_{pr}	X_{li}	X_{su}	X_{aa}	X_{fa}	X_{c4}	X_{pro}	X_{ac}	X_{h2}	X_I
1	-1	$f_{ch,xc}$	$f_{pr,xc}$	$f_{li,xc}$								$f_{xi,xc}$
2		-1										
3			-1									
4				-1								
5					Y_{su}							
6						Y_{aa}						
7							Y_{fa}					
8								Y_{c4}				
9								Y_{c4}				
10									Y_{pro}			
11										Y_{ac}		
12											Y_{h2}	
13	1				-1							
14	1					-1						
15	1						-1					
16	1							-1				
17	1								-1			
18	1									-1		
19	1										-1	
	Complexos	Carboidratos	Proteínas	Lipídeos	Degradores de açúcares	Degradores de amino ácidos	Degradores de ácidos graxos solúveis (LCFA)	Degradores de valerato e butirato	Degradores de propionato	Degradores de acetato	Degradores de hidrogênio	Inertes Particulados

Fonte: BATSTONE et al., 2002, p. 10-11.

Quadro 11 – Coeficientes estequiométricos ($v_{i,j}$) e Taxas cinéticas (ρ_j) das reações ácido-base em uma implementação do tipo DE.

Componente (i) ->	4a	4b	5a	5b	6a	6b	7a	7b	10a	10b	11a	11b	Taxa (ρ_j , kgDQO_S m ⁻³ d ⁻¹)
j	Processo	S_{hva}	S_{ta}	S_{bau}	S_{ba}	S_{hpro}	S_{pro}	S_{hac}	S_{ac}	S_{co2}	S_{hco3}	$S_{\text{nh4+}}$	S_{nh3}
A4	Ác.-Base Valerato	1	-1										$k_{A/Bva}(S_{va} - S_{H^+} - K_{a,va}S_{hva})$
A5	Ác.-Base Butirato			1	-1								$k_{A/Bbu}(S_{bu} - S_{H^+} - K_{a,bu}S_{hbu})$
A6	Ác.-Base Propionato					1	-1						$k_{A/Bpro}(S_{pro} - S_{H^+} - K_{a,pro}S_{hpro})$
A7	Ác.-Base Acetato							1	-1				$k_{A/Bac}(S_{ac} - S_{H^+} - K_{a,ac}S_{hac})$
A10	Ác.-Base Carbono Inorgânico								1	-1			$k_{A/BCO2}(S_{HCO_3^-} - S_{H^+} - K_{a,co2}S_{co2})$
A11	Ác.-Base Nitrogênio Inorgânico									1	-1		$k_{A/BN}(S_{NH_3^-} - S_{H^+} - K_{a,N}S_{NH_4^+})$
Ácido Valérico (kgDQO m ⁻³)													
Valerato (kgDQO m ⁻³)													
Ácido Butírico (kgDQO m ⁻³)													
Butirato (kgDQO m ⁻³)													
Ácido Propanóico (kgDQO m ⁻³)													
Propanoato (kgDQO m ⁻³)													
Ácido Acético (kgDQO m ⁻³)													
Acetato (kgDQO m ⁻³)													
Dióxido de Carbono (kmoleC m ⁻³)													
Bicarbonato (kmoleC m ⁻³)													
Amonium (kmoleN m ⁻³)													
Amônia (kmoleN m ⁻³)													
<i>Parâmetros Cinéticos:</i> $k_{A,Bi}$: coeficiente de taxa para a base em reação ácida. Pode ser otimizado para cada reação ácido-base ou inicialmente definido como $1 \times 10^8 \text{ M}^{-1} \text{ d}^{-1}$.													

Fonte:BATSTONE et al., 2002, p. 67.