

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE GRADUAÇÃO
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL**

GUILHERME SCHERWENSKI WACHHOLZ

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA
DE EXCESSO DE LODO ATIVADO**

São Leopoldo

2018

GUILHERME SCHERWENSKI WACHHOLZ

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA
DE EXCESSO DE LODO ATIVADO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como requisito parcial para
obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Civil, pelo Curso de
Engenharia Civil da Universidade do Vale
do Rio dos Sinos - UNISINOS

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo
Miranda

São Leopoldo

2018

Dedico este trabalho aos meus pais, Adalmir e Tânia,
e à minha esposa Mileine.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a Deus, que sempre esteve em minha frente, guiando minhas decisões e abençoando cada passo em busca da realização deste trabalho.

Agradeço de forma muito especial aos meus pais, Adalmir e Tânia, por serem o exemplo de determinação que todo filho deveria ter. Obrigado pelo apoio tanto financeiro como emocional, alicerce insubstituível que fez a diferença ao longo da execução deste trabalho e de minha graduação como um todo. Aos meus irmãos, Gustavo e Óliver, agradeço pela parceria nos momentos difíceis e pelas risadas nos momentos de alegria.

Agradeço também à minha esposa, Mileine, por ter compartilhado comigo todos os desafios enfrentados não só durante a execução deste trabalho mas em toda minha graduação. Obrigado por ter exercido em muitos momentos o papel de motivadora e até psicóloga. Minha gratidão e amor são eternos.

Em tempo, agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda, pela inestimável contribuição acadêmica. Sua paciência, seu conhecimento e sua capacidade de explicar desde o mais simples conceito até o mais sofisticado procedimento foram de suma importância para que este trabalho pudesse iniciar, se desenvolver e finalizar. Agradeço por ter disponibilizado seu tempo, desde o primeiro contato que fizemos, da forma cordial como o fez.

Agradeço também ao colega mestrando Guilherme Flores pelo apoio durante a realização dos meus experimentos.

Por fim, gostaria de agradecer aos colegas do Laboratório de Saneamento da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, em especial ao laboratorista Luciano Francisco Flores, que contribuíram muito para que os resultados teóricos pudessem sair do papel e ganhar forma nas práticas laboratoriais.

RESUMO

O biogás é um biocombustível gerado através de fontes de energia renováveis. É produzido a partir da fermentação anaeróbia de substratos orgânicos e composto de uma mistura de gases em que o dióxido de carbono e o metano são os principais componentes. Esse processo pode ocorrer por vias naturais ou artificiais, sendo que nesta segunda opção um biodigestor é utilizado para auxiliar na fermentação da matéria orgânica, caracterizado pela ausência de oxigênio, devendo ser consideradas certas condições especiais, tais como a temperatura e o pH. Sabe-se que a queima de combustíveis fósseis aumenta o teor de CO₂ na atmosfera, já a utilização do biogás como fonte energética colabora para diminuir este impacto, pois o CO₂ emitido na combustão da biomassa equilibra-se com aquele consumido na fotossíntese (Pompermayer & Júnior, 2015). O tratamento de esgoto sanitário por via aeróbia, especialmente através do processo de lodos ativados, gera um volume elevado de lodo aeróbio que precisa ser destinado adequadamente. Desta forma, este trabalho tem por objetivo executar uma medição da geração de biogás a partir da digestão anaeróbia do excesso de lodo ativado gerado em uma estação de tratamento de esgotos sanitários, como alternativa na recuperação energética do carbono presente no excesso de lodo aeróbio, que numa situação normal teria de ser destinado de forma correta, gerando elevados custos. Portanto, o substrato utilizado neste estudo foi excesso de lodo ativado de uma estação de tratamento com sistema de lodos ativados, e como inóculo foi utilizado lodo anaeróbio de uma estação de tratamento de esgotos com reator UASB. Foram avaliadas três relações de inóculo/substrato, (1:1, 1:2 e 1:3) e o reator 2 (1:2) apresentou o melhor resultado de produção de biogás, que foi 34,94L/kgSTV. O reator 1 (1:1) apresentou uma produção de biogás de 26,96L/kgSTV e o reator 3 (1:3) produziu 19,23L/kgSTV. O teor de metano observado para o reator 1 foi de 75,33% (20,31L/kgSTV), para o reator 2 foi de 79,58% (27,81L/kgSTV) e para o reator 3 foi de 77,33% (14,87L/kgSTV). O pH médio observado para os sistemas ficou entre 6,84 e 6,91, não sofrendo alterações expressivas durante todo o experimento. Em suma, foi possível observar a produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de excesso de lodo ativado, em especial nos primeiros dias de observação, bem como a manutenção da operabilidade dos reatores anaeróbios ao longo do experimento.

Palavras-chave: Biomassa. Biogás. Digestão anaeróbia. Excesso de lodo ativado.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados da caracterização do lodo aeróbio utilizado como substrato nos reatores anaeróbios	54
Tabela 2 – Resultados da caracterização do lodo anaeróbio utilizado para inóculo dos reatores anaeróbios	57
Tabela 3 – Rendimento dos reatores em função da quantidade de biogás produzida considerando a quantidade de STV existentes	62
Tabela 4 – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos percentuais de metano presente no biogás para os reatores analisados.....	63
Tabela 5 – Rendimento dos reatores em função da quantidade de metano produzida considerando a quantidade de STV existentes	64
Tabela 6 – Monitoramento de alcalinidade e AGV dos reatores.....	64
Tabela 7 – Monitoramento de série de sólidos	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos, distribuídos por faixas percentuais, segundo estado	17
Figura 2 – Esquema simplificado do sistema lodos ativados	21
Figura 3 - Composição típica dos flocos de lodo ativado	22
Figura 4 - Diagrama simplificado do gerenciamento e disposição final do lodo	29
Figura 5 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (considerando sulfetogênese)	35
Figura 6 – Exemplo de balanço de massa e energia em digestor anaeróbio	38
Figura 7 – Matriz energética brasileira	43
Figura 8 – Sistemática adotada para avaliação do processo de digestão anaeróbia	44
Figura 9 – Reator anaeróbio utilizado	46
Figura 10 – Reator anaeróbio e medidor de biogás	46
Figura 11 – Diferença de nível entre o líquido no interior da ampola de vidro (gasômetro) e a proveta utilizada para medição do volume de biogás gerado no digestor anaeróbio.....	47
Figura 12 – reatores anaeróbios em operação	49
Figura 13 – pHmetro utilizado para medições de pH	50
Figura 14 – Processo de agitação das amostras na determinação de AGV e alcalinidade	51
Figura 15 – Kit para execução de análise do biogás da EMBRAPA fornecido pelo Laboratório de Saneamento da UNISINOS.....	52
Figura 16 – Variação de pH dos reatores durante o experimento	59
Figura 17 – Variação de temperatura dos reatores durante o experimento.....	60
Figura 18 – Variação de produção de biogás dos reatores durante o experimento ..	61
Figura 19 – Produção acumulada de biogás nos reatores	61
Figura 20 – Variação do teor de metano no biogás produzido nos reatores durante o experimento.....	63

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Percentuais de atendimento e tratamento de esgotos segundo região geográfica do Brasil no ano de 2014 e 2016.....	18
Quadro 2 – Remoção nos diferentes níveis de tratamento de esgotos.....	19
Quadro 3 – Características dos principais níveis de tratamento de esgotos.....	20
Quadro 4 – Comparação entre as variantes do processo de lodos ativados	24
Quadro 5 – Comparação de eficiência de variantes de sistemas de lodos ativados através de indicadores de desempenho.....	25
Quadro 6 – Comparativo entre eficiência de diversos sistemas de tratamento de esgotos com dados de literatura existente	26
Quadro 7 – Comparação de quantidade de lodo gerada em diferentes sistemas de tratamento de efluentes.....	27
Quadro 8 – Características operacionais das variantes do sistema de lodos ativados	28
Quadro 9 – Percentual de lodo que deve ser recirculado ao reator biológico nos diferentes variantes do sistema de lodos ativados	28
Quadro 10 – Alguns dos processos envolvidos no gerenciamento de lodo de estações de tratamento de efluentes.....	30
Quadro 11 – Principais métodos para realização de adensamento de lodo.....	31
Quadro 12 – Atenuação do grau de patógenos, putrefação e maus odores dos processos de estabilização de lodo.....	32
Quadro 13 – Principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios com relação a processos aeróbios.....	33
Quadro 14 – Principais etapas da digestão anaeróbia.....	34
Quadro 15 – Composição típica do biogás gerado na digestão anaeróbia	36
Quadro 16 – Estudos que apresentam dimensionamento de produção de biogás em sistemas anaeróbios	37
Quadro 17 – Comparação entre lodo bruto e lodo estabilizado através de digestão anaeróbia	39
Quadro 18 – Principais requisitos para a digestão anaeróbia do lodo	40
Quadro 19 – Relação ácidos voláteis e alcalinidade como indicador de qualidade do processo de digestão anaeróbia	41

Quadro 20 – Principais variáveis para monitoramento de digestores anaeróbios e faixas operacionais recomendadas	41
Quadro 21 – Formas de disposição de lodo de estações de tratamento de efluentes no ambiente.....	42
Quadro 22 – Condições operacionais dos reatores	48
Quadro 23 – Parâmetros para monitoramento dos reatores	50
Quadro 24 – Proporções de substrato/inóculo utilizadas em termos de STV	53

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
BIG	Banco de Informações de Geração
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto de Porto Alegre
DQO	Demanda química de oxigênio
ELA	Excesso de Lodo Ativado
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
NBR	Normas Brasileiras de Regulação
Nt	Nitrogênio Total
Ph	Potencial hidrogeniônico
Pt	Fósforo Total
RHF	Resíduo de Hortifrutigranjeiro
RLA	Retorno de Lodo Ativado
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SF	Sólidos Fixos
SS	Sólidos em Suspensão
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
SST	Sólidos em Suspensão Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 DEFINIÇÃO DO TEMA OU PROBLEMA.....	13
1.2 DELIMITAÇÕES DO TRABALHO	14
1.3 OBJETIVOS	14
1.3.1 Objetivo Geral	14
1.3.2 Objetivos Específicos	14
1.4 JUSTIFICATIVA.....	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	16
2.1.1 Tratamento de Esgotos Sanitários no Brasil	16
2.1.2 Níveis de Tratamento de Efluentes	18
2.2 PROCESSO DE TRATAMENTO: LODOS ATIVADOS	21
2.2.1 Conceituação do Processo	21
2.2.2 Eficiência do Tratamento	23
2.2.3 Geração de Lodo	26
2.2.4 Gerenciamento do Lodo	29
2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA	32
2.3.1 Vantagens e Desvantagens	32
2.3.2 Microbiologia da Digestão Anaeróbia	33
2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO.....	35
2.4.1 Produção de Biogás	36
2.4.2 Temperatura Interna e Balanço de Energia	38
2.4.3 Estabilização do Lodo	39
2.4.4 Operação e Controle de Digestores Anaeróbios	40
2.4.5 Monitoramento do Digestor	41
2.4.6 Disposição do Lodo no Ambiente	42
2.4.7 Biogás na Matriz Energética Brasileira	43
3 METODOLOGIA	44
3.1 EXCESSO DE LODOS ATIVADOS (ELA)	44
3.2 INÓCULO	45
3.3 REATORES E MEDIDORES DE BIOGÁS	45
3.3.1 Operação dos Reatores	48

3.4 MONITORAMENTO DOS REATORES	49
3.4.1 Determinação de pH.....	50
3.4.2 Determinação da Alcalinidade e AGV	51
3.4.3 Determinação do Teor de Sólidos.....	52
3.4.4 Volume de Biogás.....	52
3.4.5 Determinação do Teor de Metano no Biogás	52
3.4.5 Determinação de Nitrogênio Amoniacal e Orgânico	53
3.4.5 Determinação de Fósforo Total.....	53
3.5 RELAÇÃO SUBSTRATO/INÓCULO EMPREGADOS NA BATELADA.....	53
3.6 CÁLCULO ESTATÍSTICO	53
4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	54
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO AERÓBIO.....	54
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ANAERÓBIO	57
4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	58
4.3.1. pH.....	58
4.3.2. Temperatura.....	59
4.3.3. Produção de biogás	60
4.3.4. Teor de metano no biogás	62
4.3.5. Alcalinidade e ácidos graxos voláteis	64
4.3.6. Determinação de sólidos	65
5 CONCLUSÕES	67
5.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	68

1 INTRODUÇÃO

O sistema de tratamento de efluentes denominado lodos ativados¹, dentre a infinidade de processos conhecidos atualmente, é o que apresenta a maior capacidade de geração de volume de lodo², em que o excesso que não pode ser reaproveitado no sistema, deve receber adequado tratamento para disposição final no meio ambiente. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

O lodo gerado a partir do sistema de lodos ativados corresponde a uma pequena parcela do total de volume de esgoto que chega na estação de tratamento (ETE), entre 1% e 2%. Porém, o gerenciamento deste lodo, que compreende etapas como estabilização, condicionamento, adensamento, desidratação, estocagem, transporte, entre outros, é o responsável pela maior parcela dos custos operacionais relacionados ao sistema, chegando a representar 60% dos custos totais. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

Analisando essas informações, surge imediatamente uma indagação: é possível reutilizar o excesso de lodo gerado no processo de lodos ativados de alguma forma, e assim reduzir custos os operacionais das estações de tratamento e os prejuízos ao meio ambiente?

Uma solução para o aproveitamento do excesso de lodo gerado do sistema de lodos ativados é a utilização desse como matéria prima para alimentação de digestores anaeróbios, pois além de apresentarem geração de lodo excedente no final do processo muito inferior ao processo de lodos ativados, reduzindo o impacto

1

O processo de lodos ativados é biológico. Nele o esgoto afluente e o lodo ativado estão intimamente misturados, agitados e aerados, para logo após se separar os lodos ativados do esgoto. A maior parte do lodo ativado assim separado retorna para o processo, enquanto que uma parcela menor é retirada para tratamento específico ou destino final, o chamado lodo em excesso. (Jordão; Pessoa, 2005, p. 507).

2

Subproduto sólido do tratamento de esgotos. (Andreoli; von Sperling; Fernandes, 2001, p. 13).

ambiental gerado, ainda são capazes de produzir energia através do biogás³, que é gerado durante o processo de digestão anaeróbia. Esse mesmo biogás pode ser utilizado como fonte de energia para manter o digestor anaeróbio funcionando a temperatura adequada, que é da ordem de 35°C. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

Outra possibilidade de utilização do biogás gerado no tratamento de efluentes seria o aproveitamento na matriz energética brasileira. Atualmente o biogás gerado a partir de processos de tratamento de resíduos sólidos urbanos corresponde a apenas 0,07% da capacidade total instalada no Brasil, o qual apresenta como fonte predominante a produção de energia a partir de fontes hídricas. (Agência Nacional de Energia Elétrica, Banco de Informações de Geração, 2016).

Portanto, o objetivo essencial deste trabalho é executar a medição da geração de biogás a partir da digestão anaeróbia do excesso de lodo aeróbio do sistema de tratamento de efluentes lodos ativados. Além disso, serão objetivos a serem alcançados a caracterização do lodo coletado de uma ETE, bem como a avaliação e quantificação das características químicas do biogás gerado na digestão anaeróbia do lodo.

1.1 DEFINIÇÃO DO TEMA OU PROBLEMA

Andreoli, Sperling e Fernandes (2001), afirmam que, dentre os sistemas de tratamento de esgoto sanitário, o processo de lodos ativados é o que gera o maior volume de lodo, o qual precisa passar por diferentes etapas de estabilização para poder ser disposto no meio ambiente. O gerenciamento deste excesso de lodo é responsável pela maior parcela do consumo de energia na operação de um sistema de tratamento de esgotos por lodos ativados, podendo atingir 60% do custo operacional da estação de tratamento.

Partindo deste pressuposto, esta pesquisa visa estudar a utilização do excesso de lodo ativado como substrato em reatores anaeróbios em escala de bancada para

3

Gás produzido durante a digestão anaeróbia, formado basicamente por metano, CO₂ e pequenas concentrações de nitrogênio, oxigênio e H₂S, além de traços de hidrocarbonetos voláteis (Andreoli; von Sperling; Fernandes, 2001, p. 137).

produção de biogás, visando diminuir os custos operacionais e recuperar a energia através da bioconversão do carbono presente no excesso de lodo em biogás.

1.2 DELIMITAÇÕES DO TRABALHO

Serão objetos de estudo neste trabalho a caracterização, a identificação da melhor relação inóculo/substrato, a medição da geração de biogás e a avaliação dos teores de metano no biogás do excesso de lodo ativado proveniente da ETE São João Navegantes do DMAE em Porto Alegre, a qual trata o esgoto sanitário de uma população de aproximadamente 300.000 (trezentas mil) pessoas. A ETE está localizada no Bairro Navegantes em Porto Alegre.

1.3 OBJETIVOS

Os objetivos dividem-se em: geral e específicos.

1.3.1 Objetivo Geral

Avaliar a produção de biogás a partir da digestão anaeróbia do excesso de lodo ativado.

1.3.2 Objetivos Específicos

- a) Caracterizar o excesso de lodo aeróbio a ser utilizado no reator anaeróbio;
- b) Determinar a relação inóculo/substrato (excesso de lodo ativado) ideal para biodigestão;
- c) Executar medição da geração de biogás do excesso de lodo ativado;
- d) Executar a medição do teor de metano no biogás gerado.

1.4 JUSTIFICATIVA

Segundo Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (2016) do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS do Ministério das Cidades, o índice de tratamento de esgotos do país vem aumentando com o passar dos anos.

Para se ter uma ideia, em 2016, o volume de esgotos tratados no país era de 4,06 bilhões de m³, sendo que no ano anterior o resultado alcançado foi de 3,81 bilhões de m³, representando um aumento de 6,6%. Porém, considerando o total de esgotos gerados no país, apenas 44,9% é tratado, o que demonstra o tamanho da responsabilidade dos órgãos públicos.

Andreoli, von Sperling e Fernandes (2001) afirmam que qualquer processo biológico de tratamento de resíduos apresenta a capacidade de produção de lodo, sendo que a produção é diferente para cada tipo de sistema.

Assim, dado o fato do gerenciamento do lodo gerado nos sistemas de tratamento de esgotos ser a principal fonte de custo e ainda, tomando o sistema de lodos ativados (que apresenta grande capacidade de geração de lodo) como padrão, buscar o reaproveitamento desse lodo no processo de digestão anaeróbia pode representar economia financeira para as estações de tratamento. Além disso, pode-se dizer que ocorrerá também uma minimização na degradação do meio ambiente, que se teria com a disposição final do lodo, o que nem sempre é simples e ecologicamente correta, considerando a possibilidade do descarte de lodo diretamente nos corpos d'água.

Considerando a matriz energética brasileira, a geração de energia através da biomassa de tratamento de resíduos sólidos urbanos representa uma pequena parcela (quase sem representatividade). Sabendo que a digestão anaeróbia do excesso do lodo do sistema de lodos ativados gera biogás, o fomento da alternativa proposta por esse trabalho poderá resultar na diminuição da dependência dos recursos hídricos em relação à geração de energia, ocasionando mais uma vez benefícios aos meio ambiente, principalmente em relação à manutenção das características naturais dos cursos d'água.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

2.1.1 Tratamento de Esgotos Sanitários no Brasil

A Lei Nº 14.445 de 5 janeiro de 2007 é o instrumento que regula e estabelece as diretrizes relativas ao saneamento básico no Brasil.

De acordo com a Lei Nº 14.445/2007,

Art. 2º. Os serviços públicos de saneamento básico serão prestados com base nos seguintes princípios fundamentais: I - universalização do acesso; II - integralidade, compreendida como o conjunto de todas as atividades e componentes de cada um dos diversos serviços de saneamento básico, propiciando à população o acesso na conformidade de suas necessidades e maximizando a eficácia das ações e resultados; III - abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente. (BRASIL, 2007).

Como se pode observar, o acesso ao saneamento básico é um direito de todas as pessoas previsto na legislação brasileira, devendo ser eficaz no funcionamento e atacando o mínimo possível ao meio ambiente. Entretanto, se observarmos os municípios, veremos que ainda há muito espaço para melhorias e avanços a serem buscados.

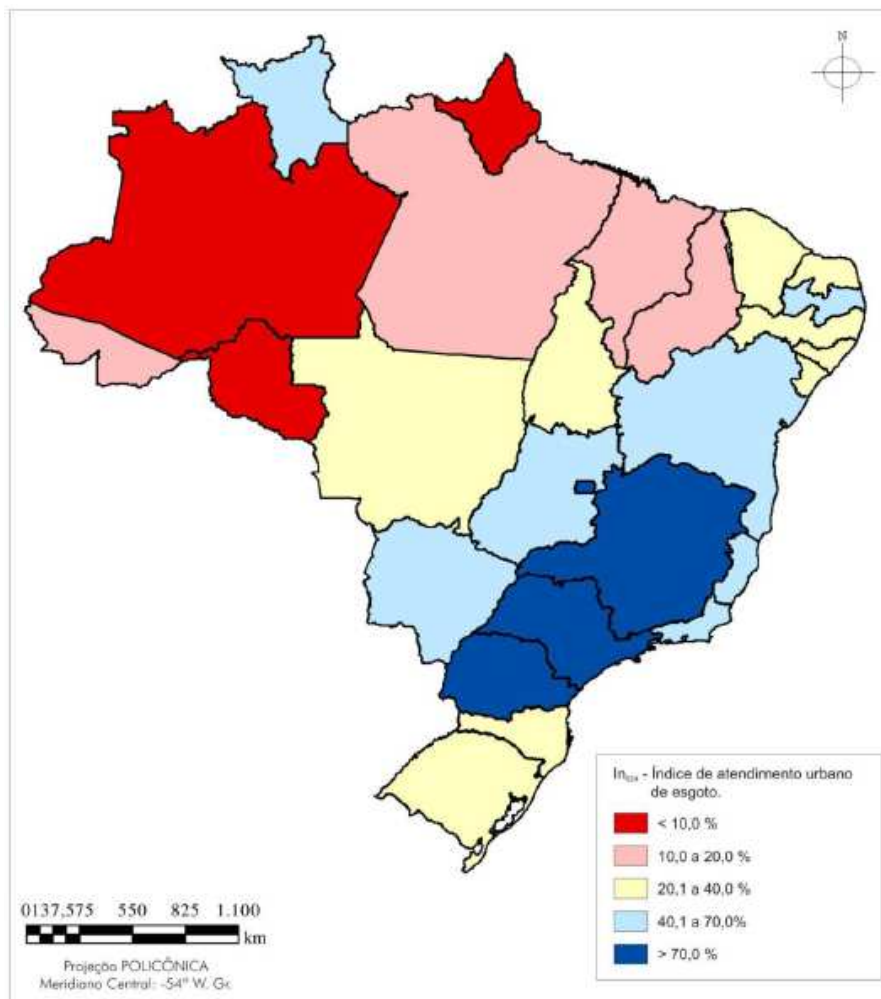
O esgotamento sanitário é um dos pilares do saneamento básico, que por sua vez compreende uma série de outros processos. Um destes processos é o tratamento de esgotos, o qual pode ser considerado a base deste trabalho. De acordo com a Lei Nº 14.445/2007, o conceito de esgotamento sanitário é o seguinte:

Art. 3º. Para os efeitos desta Lei, considera-se: b) esgotamento sanitário: constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente. (BRASIL, 2007).

Segundo Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (2016) da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades, o índice de

atendimento urbano de rede coletora de esgotos dos estados que são participantes do SNIS⁴ é demonstrado na Figura 1 abaixo:

Figura 1 – Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos, distribuídos por faixas percentuais, segundo estado



Fonte: SNIS (2016, p.31).

Assim, como se pode observar na Figura 1, ainda existe um déficit em relação à coleta de esgotos muito elevado, especialmente na região norte do país, em que o índice médio dos estados é de aproximadamente 10%. Desconsiderando-se os estados do Paraná, de São Paulo, de Minas Gerais e o Distrito Federal (unidade federativa especial), que possuem índices de coleta acima de 70%, os demais estados brasileiros demonstram índices insuficientes e preocupantes.

4

Deve-se atentar também para o fato de que nem todo o esgoto coletado no Brasil pode ou consegue passar pelo devido tratamento. O quadro 1 evidencia a disparidade existente entre os percentuais de esgoto gerado em relação aos percentuais de esgoto coletado, nas regiões geográficas do país, conforme o SNIS dos anos de 2014 e 2016.

Quadro 1 – Percentuais de atendimento e tratamento de esgotos segundo região geográfica do Brasil no ano de 2014 e 2016.

Região	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento dos esgotos (%)			
	Coleta de esgotos				Esgotos gerados		Esgotos coletados	
	Total		Urbano		Total		Total	
	2014	2016	2014	2016	2014	2016	2014	2016
Norte	7,9	10,5	9,9	13,4	14,4	18,3	78,2	81
Nordeste	23,8	26,8	31,1	34,7	31,4	36,2	78,5	79,7
Sudeste	78,3	78,6	83,3	83,2	45,7	48,8	65,4	69
Sul	38,1	42,5	44,4	49	36,9	43,9	84,1	92,9
Centro-oeste	46,9	51,5	51,7	56,7	46,4	52,6	91,1	92,1
Brasil	49,8	51,9	57,6	59,7	40,8	44,9	70,9	74,9

Fonte: SNIS (2014, p. 24 e 2016, p. 24).

No que diz respeito ao tratamento de esgotos no Brasil, consideradas as informações do Quadro 1 (acima), pode-se observar que o país melhorou seus índices ao longo dos últimos anos. Todavia, o objetivo deste trabalho não é avaliar se esse crescimento foi satisfatório, mas sim apresentar um panorama da atual situação, demonstrando que é evidente que ainda há espaço para avanços.

Atualmente no Brasil se vê uma grande disparidade entre o saneamento básico das grandes e o das pequenas cidades, e apesar de existir legislação protetiva, que garante o acesso a um tratamento de esgotos adequado, tem-se que ela por si só não é a garantia dessa implementação. Por isso, a população tem um papel bastante importante na cobrança de melhorias junto às autoridades responsáveis, justamente por ser a beneficiária direta dessas mudanças. (Miranda; Miranda; Picanço, 2013).

2.1.2 Níveis de Tratamento de Efluentes

De acordo com o tipo e a eficiência de remoção de substâncias, o tratamento de efluentes é comumente classificado em 4 níveis: preliminar, primário, secundário e terciário. Com o tratamento preliminar se objetiva a eliminação de partículas ou

constituintes de maior dimensão, sendo os sistemas físicos os mais utilizados para eliminação dos poluentes. No tratamento primário a matéria orgânica começa a ser consumida e os sistemas físicos de tratamento continuam predominando. Remoção de matéria orgânica e de parte de nutrientes é a função do nível secundário de tratamento, todavia, processos químicos e biológicos são os mais utilizados nesse nível de tratamento. O tratamento terciário é pouco usual e seu objetivo é atacar poluentes específicos, que não puderam ser tratados no nível secundário. (Von SPERLING, 2005).

O quadro 2 a seguir apresenta as informações referentes aos níveis de tratamento de esgotos juntamente com a descrição do tipo de remoção de poluentes alcançada:

Quadro 2 – Remoção nos diferentes níveis de tratamento de esgotos

Nível de tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção de constituintes, como trapos, galhos, flotáveis, areia e graxa, que possam causar problemas operacionais ou de manutenção às operações e aos processos de tratamento e sistemas auxiliares.
Primário	Remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica do esgoto.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos suspensos. A desinfecção é, também, tipicamente incluída na definição de tratamento secundário convencional.
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais (após tratamento secundário), usualmente por filtros granulares, filtros de panos ou microtelas. A desinfecção é, também, um componente típico do tratamento terciário. Remoção de nutrientes é, geralmente, incluído nessa definição.

Fonte: Metcalf; Eddy (2016, p. 12).

O local destinado para o tratamento preliminar em uma ETE é normalmente chamado de obra de entrada. Os processos de gradeamento, de medição de caudal, desarenação, de desgorduramento e de neutralização, são alguns dos procedimentos empregados nesta etapa. As operações que ocorrem nesta fase do tratamento são responsáveis por garantir uma elevação da vida útil de equipamentos, e ainda por proporcionar adequadas características de fluidez para o efluente que adentra ao sistema. (SOUZA, 2016).

Segundo Cammarota (2011), fazem parte do nível primário de tratamento os processos de sedimentação, de coagulação, de floculação, de flotação e de

precipitação química. As principais finalidades do tratamento primário são a remoção de sólidos suspensos e de considerável fração de matéria orgânica, bem como a adequação e preparação do efluente para o tratamento secundário.

O nível secundário de tratamento de efluentes é caracterizado pelos sistemas biológicos, sejam eles aeróbios ou anaeróbios. Lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos e digestores anaeróbios são alguns dos processos que se destacam. Basicamente, o principal objetivo dos sistemas biológicos é utilizar a matéria orgânica existente no esgoto como fonte de alimento para reprodução de microrganismos (biomassa). Determinadas composições de microrganismos estão diretamente relacionadas com a eficiência de floculação, que também é a principal premissa para classificação dos reatores biológicos. (CAMMAROTA, 2011).

Segundo Souza (2016), o tratamento terciário ou avançado abrange os processos de remoção de nutrientes, de filtração e de desinfecção. Faz-se necessário quando o nível secundário de tratamento não consegue atender os padrões especificados de lançamento. O quadro 3 a seguir apresenta algumas informações considerando os diferentes níveis de tratamento de esgotos.

Quadro 3 – Características dos principais níveis de tratamento de esgotos

Item	Nível de tratamento		
	Preliminar	Primário	Secundário
Poluentes removidos	Sólidos grosseiros	Sólidos sedimentáveis	Sólidos não sedimentáveis
	-	DBO em suspensão	DBO em suspensão fina
	-	-	DBO solúvel
	-	-	Eventualmente nutrientes
Eficiência de remoção	-	-	Eventualmente patógenos
	-	SS: 60 a 70%	DBO: 60 a 98%
	-	DBO: 25 a 35%	Coliformes: 60 a 99%
Mecanismo de tratamento predominante	Físico	Físico	Coliformes: -
Cumprir padrões de lançamento?	Não	Não	Usualmente sim
Aplicação	Montante de elevatória	Tratamento parcial	Tratamento mais completo (para remoção de matéria orgânica)
	Etapa inicial de todos os processos de tratamento	Etapa intermediária de tratamento mais completo	-

Fonte: Von Sperling (2005, p. 251).

2.2 PROCESSO DE TRATAMENTO: LODOS ATIVADOS

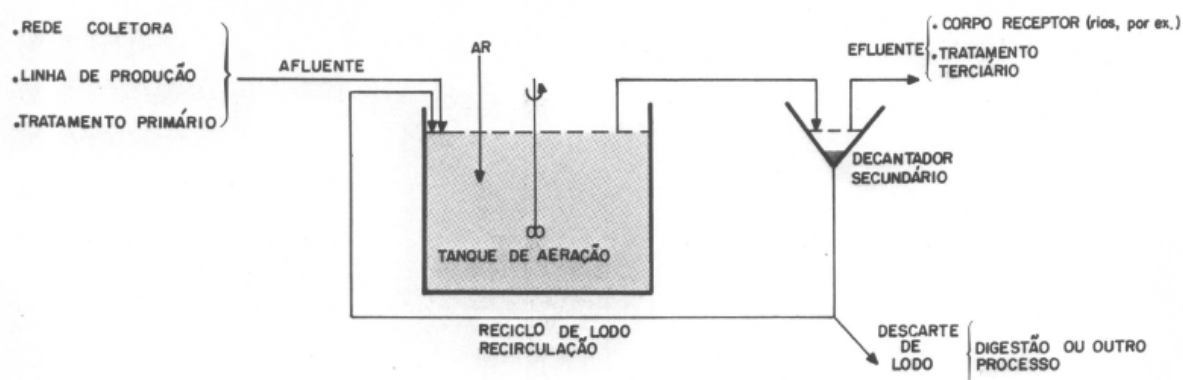
2.2.1 Conceituação do Processo

O processo de tratamento de esgotos por lodos ativados é basicamente um fenômeno biológico. Nesse sistema, ocorre uma intensa agitação entre esgoto (matéria orgânica) e o lodo ativado (biomassa) proveniente do mencionado processo, através de uma aeração forçada no interior do denominado tanque de aeração. A mistura advinda deste tanque é direcionada para um decantador, onde acontece o processo de sedimentação do lodo. Bombas instaladas a jusante do decantador são responsáveis por mandar de volta ao tanque de aeração a maior parte do lodo ativado, e a outra fração, em menor quantidade, precisa ser retirada para descarte do processo. Essa fração descartada do processo de lodos ativados é chamada de excesso de lodo ativado. O produto resultante do decantador caracteriza-se como efluente final. (JORDÃO; PESSÔA, 2005).

A menor necessidade de área para implementação e uma alta eficiência no atendimento de parâmetros de qualidade de lançamento fizeram do sistema de lodos ativados o processo mais difundido de tratamento de esgotos no mundo. (BENTO et al., 2005).

“As seguintes unidades são parte integrante da etapa biológica do sistema de lodos ativados (fluxo do líquido): Tanque de aeração (reator), tanque de decantação (decantador secundário) e recirculação do lodo”. (Von SPERLING, 2002, p. 11). O sistema de lodos ativados pode ser demonstrado de forma bem simplificada:

Figura 2 – Esquema simplificado do sistema lodos ativados



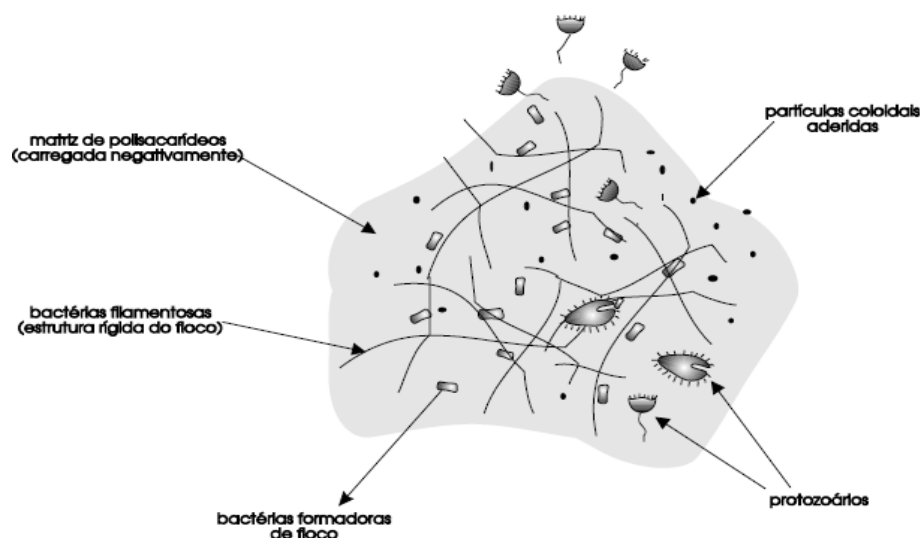
Fonte: CETESB (1985, p. 7).

O sistema de lodos ativados possui algumas variantes, das quais se destacam o lodo ativado convencional e o de aeração prolongada, que se distinguem quanto ao tempo em que a biomassa permanece no sistema. Construtivamente, o lodo ativado convencional possui um decantador primário a montante do tanque de aeração e o sistema de aeração prolongada não. Tal diferença está diretamente ligada com uma maior ou menor abundância de alimentos para as bactérias no reator. (ALMEIDA, 2008).

No interior do tanque de aeração, que é alimentado continuamente com matéria orgânica do esgoto bruto, é que a biomassa se desenvolve. Este desenvolvimento é caracterizado pela formação de flocos, que são aglomerados de determinados tipos de bactérias, as quais encontram no reator o ambiente e as condições necessárias para flocular e posteriormente no decantador sedimentar. (ALMEIDA, 2008).

A figura 3 logo a seguir demonstra a composição típica de um floco resultante do sistema de lodos ativados.

Figura 3 - Composição típica dos flocos de lodo ativado



Fonte: Von Sperling (2002, p. 12).

Para o sistema de lodos ativados se manter em equilíbrio e para que não ocorra uma saturação tanto do tanque de aeração como do decantador secundário, é necessário que se retire biomassa do sistema em uma quantidade próxima da biomassa que se reproduz no reator. (Von SPERLING, 2002).

O descarte apropriado de lodo ativado (biomassa), além de conferir ao sistema condições como formação satisfatória da população microbiana e qualidade de

tratamento, é o principal responsável pelo controle do processo de lodos ativados, pois assim a relação entre a quantidade de alimento disponível (matéria orgânica oriunda do esgoto) e quantidade de microrganismos pode ser mantida ideal e, portanto, proporcionando ao reator o chamado regime normal de operação. (PEIRANO, 2014).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), manter um ideal tempo de retenção de sólidos no interior do reator aeróbio se apresenta como fator indispensável no controle do processo de lodos ativados, juntamente com outros dois aspectos, quais sejam a riqueza de oxigênio internamente no reator e a quantidade de lodo que volta do decantador secundário para o tanque de aeração.

Através de resultados estritamente experimentais e considerando a dificuldade para se definir as propriedades que influenciam no processo de uma forma geral, para que o sistema de lodos ativados se estabilize, ou seja, entre no regime normal de operação, é necessário um tempo de 2,5 a 4 vezes a idade do lodo. (PEIRANO, 2014).

Importante prática para o controle do processo é a análise laboratorial com utilização de microscópio, a ser realizada de forma periódica para avaliação da população microbiana que constitui a biomassa do reator aeróbio, para que havendo alterações significativas das características esperadas, medidas preventivas possam ser tomadas a tempo de se evitar problemas de sedimentação de lodo no decantador secundário ou até mesmo na qualidade do efluente final. (METCALF; EDDY, 2016).

2.2.2 Eficiência do Tratamento

No quadro 4 a seguir é apresentado uma comparação entre as variações do processo de lodos ativados, sendo elas: convencional, aeração prolongada e UASB – lodos ativados.

Quadro 4 – Comparação entre as variantes do processo de lodos ativados

Item geral	Item específico	Modalidade		
		Convencional	Aeração prolongada	UASB - lodos ativados
Eficiência de remoção	DBO (%)	85 - 95	93 - 98	85 - 95
	DQO (%)	85 - 90	90 - 95	83 - 90
Eficiência de remoção	Sólidos em suspensão (%)	85 - 95	85 - 95	85 - 95
	Amônia (%)	85 - 95	90 - 95	75 - 90
	Nitrogênio (%)	25 - 30	15 - 25	15 - 25
	Fósforo (%)	25 - 30	10 - 20	10 - 20
	Coliformes (%)	60 - 90	70 - 95	70 - 95
Área requerida	Área (m ³ /hab)	0,2 - 0,3	0,25 - 0,35	0,2 - 0,3
Volume total	Volume (m ³ /hab)	0,1 - 0,15	0,1 - 0,15	0,1 - 0,12
Energia	Potência instalada (W/hab)	2,5 - 4,5	3,5 - 5,5	1,8 - 3,5
	Consumo energético (kWh/hab.ano)	18 - 26	20 - 35	14 - 20
Volume de lodo	A ser tratado (L lodo/hab.dia)	3,5 - 8	3,5 - 5,5	0,5 - 1,0
	A ser disposto (L lodo/hab.dia)	0,1 - 0,25	0,1 - 0,25	0,05 - 0,15
Custos	Implantação (R\$/hab)	112 - 210	98 - 168	84 - 140
	Operação (R\$/hab.ano)	14 - 25	14 - 25	10 - 17

Fonte: Von Sperling (2002, p. 25).

Uma das mais relevantes informações que podemos extrair do quadro 4 é o fato de o sistema de lodos ativados com aeração prolongada possuir o melhor rendimento em relação à remoção de matéria orgânica, porém essa maior eficiência acarreta um maior consumo de energia elétrica comparado aos outros sistemas.

Segundo Dutra (2014), a eficiência de diferentes sistemas de lodos ativados pode ser demonstrada através de indicadores de desempenho, principalmente no que diz respeito aos custos operacionais envolvidos. A seguir, no quadro 5, será apresentada uma comparação entre os sistemas de lodos ativados com aeração prolongada, reator UASB seguido de lodos ativados convencional e lodos ativados convencional seguido por digestor de lodo.

Quadro 5 – Comparação de eficiência de variantes de sistemas de lodos ativados através de indicadores de desempenho

Índice de desempenho	Unidade	Variante sistema lodos ativados		
		LAAP*	UASB-LAC**	DP-LAC-DL***
Potência instalada por habitante	kW/hab	0,00666	0,0033336	0,00445
Área construída por habitante	m ² /hab	0,051	0,037	0,047
Custo de implantação por habitante	R\$/hab	71	51	91
Custo de energia por habitante	R\$/hab	1450	725	1048
Custo de energia por m ³ tratado	R\$/m ³	R\$ 0,64	R\$ 0,32	R\$ 0,46
Custo de energia por massa de DQO removida	R\$/Kg DQO	R\$ 6,40	R\$ 3,20	R\$ 4,60
Custo de energia por massa de SST removida	R\$/Kg SST	R\$ 530,00	R\$ 265,00	R\$ 383,00
Custo de disposição de lodo por habitante	R\$/hab	R\$ 991,00	R\$ 526,00	R\$ 416,00
Custo de operação por habitante	R\$/hab	R\$ 2,54	R\$ 1,30	R\$ 1,58
Custo do ciclo de vida por habitante (valor presente líquido)	R\$/hab	R\$ 988,00	R\$ 523,00	R\$ 667,00

Fonte: Dutra (2014, p. 80-85).

*Lodo ativado com aeração prolongada.

**Reator UASB seguido de lodos ativados convencional.

***Lodo ativado convencional seguido de digestor de lodo.

Levando-se em consideração os índices de desempenho e as variantes do sistema de lodos ativados avaliados (Dutra, 2014) exemplificados no quadro 5, é possível perceber que o sistema de lodos ativados com aeração prolongada é o que apresenta menor eficiência, comparado aos outros dois sistemas verificados.

Atualmente, é de grande relevância, em diversos países, a preocupação com lançamentos de efluentes oriundos de estações de tratamento no meio ambiente. Um efeito dessa preocupação é o aumento do rigor das leis sobre esse tema, no que diz respeito aos padrões de lançamento. Todavia, no Brasil, ainda são poucas as informações técnicas disponíveis, principalmente a respeito da eficiência dos diferentes sistemas empregados. Nesse sentido, Von Sperling e Oliveira (2005) desenvolveram um estudo que através da avaliação de 166 estações de tratamento de esgoto permite fazer uma comparação de eficiência entre diversificadas tipologias de sistema. Neste estudo foram avaliados os sistemas de tratamento mais empregadas no Brasil, com objetivo de identificar o sistema com maior desempenho. Os sistemas de tratamento que abordados foram: fossa séptica seguido de filtro anaeróbio (FS+FA), lagoas facultativas (LF), lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas (LAN+LF), lodos ativados (LF), reatores UASB sem pós-tratamento

(UASB) e reatores UASB seguidos de pós tratamento (UASB+POS). O resultado deste importante estudo está demonstrado no quadro 6.

Quadro 6 – Comparativo entre eficiência de diversos sistemas de tratamento de esgotos com dados de literatura existente

Parâmetro (unidade)	Faixa	FS+FA	LF	LAN+LF	LA	UASB	UASB+POS
Eficiência remoção DBO (%)	Literatura	80 a 85	75 a 85	75 a 85	85 a 97	60 a 75	75 a 93
	Estudo	36 a 82	65 a 84	73 a 88	74 a 96	65 a 79	85 a 92
Eficiência remoção DQO (%)	Literatura	70 a 80	65 a 80	65 a 80	80 a 93	55 a 70	65 a 90
	Estudo	18 a 78	40 a 72	65 a 78	62 a 93	44 a 77	64 a 86
Eficiência remoção SST (%)	Literatura	80 a 90	70 a 80	70 a 80	87 a 93	65 a 80	70 a 97
	Estudo	39 a 86	23 a 69	35 a 78	53 a 95	57 a 81	71 a 92
Eficiência remoção nitrogênio total (%)	Literatura	<60	<60	<60	<60	<60	<30 a 65
	Estudo	3 a 39	34 a 58	26 a 60	20 a 78	-19 a -6	-
Eficiência remoção fósforo total (%)	Literatura	<35	<35	<35	<35	<35	<35 a 88
	Estudo	-27 a 45	32 a 63	20 a 50	35 a 55	-21 a 16	-8 a 49
Eficiência remoção coliformes fecais* (unidades log)	Literatura	0,5 a 1,5	1 a 2	1 a 2	1 a 2	0,5 a 1,5	1 a 5
	Estudo	0,5 a 1,8	1 a 2,4	1,6 a 3	1,4 a 2,8	0 a 1,3	0,8 a 5,2

Fonte: von Sperling; Oliveira (2005, p. 349).

*Para coliformes, os valores referem-se à média geométrica das concentrações.

Assim, de acordo com von Sperling e Oliveira (2005), o estudo demonstrado no quadro 6 representa a atual realidade das estações de tratamento no Brasil, no entanto, quando comparamos os dados do estudo com dados de literatura, observamos que as estações observadas podem melhorar seus resultados de eficiência.

2.2.3 Geração de Lodo

O excesso de lodo produzido pelo sistema de lodos ativados precisa ser retirado para não haver comprometimento do desempenho do processo. Existem duas formas de se calcular a geração de lodo. A primeira se baseia na obtenção de uma taxa aproximada de formação de lodo partindo de informações retiradas de literatura para distribuição de água. Essa quantidade definida é geralmente efetiva quando o objetivo é a obtenção do valor inicial de geração de lodo, ou seja, na fase inicial do projeto de uma estação de tratamento. A parcela de lodo que deverá ser retirada do sistema diariamente pode ser definida conforme equação 1, que segue abaixo. (METCALF; EDDY, 2016).

$$P_{X,SSV} = Y_{obs}(Q)(S_0 - S)(1 \text{ kg}/10^3 \text{ g}) \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: $P_{X,SSV}$ = produção líquida de lodo ativado diariamente, kg SSV/d

Y_{obs} = produção de lodo observada, g SSV/g substrato removido

(Q) = vazão afluyente, m³/d

(S_0) = concentração de substrato no afluyente, mg/L

(S) = concentração de substrato no efluente, mg/L

A temperatura influencia na diminuição da quantidade de lodo produzida no sistema, isso se deve ao fato de uma maior temperatura favorecer o metabolismo das bactérias. Um cenário que pode favorecer a produção de lodo seria a inexistência de tratamento primário a jusante do sistema de lodos ativados, pois isto permite uma maior concentração de matéria orgânica no sistema. (METCALF; EDDY, 2016).

A segunda forma de calcular a geração de lodo tem como fundamento a especificação do efluente que vai passar pelo tratamento, pois através de uma caracterização consistente, é possível estabelecer de forma praticamente exata a quantidade de lodo gerada. (METCALF; EDDY, 2016).

No quadro 7 logo a seguir, podemos observar índices de produção de lodo para diversos sistemas de tratamento de efluentes.

Quadro 7 – Comparação de quantidade de lodo gerada em diferentes sistemas de tratamento de efluentes

Sistema	Massa de lodo (gSS/hab.d)*	Volume de lodo (L/hab.d)**
Lagoa facultativa	12 a 32	0,1 a 0,25
Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	26 a 55	0,15 a 0,45
Lagoa aerada facultativa	8 a 13	0,08 a 0,22
Tanque séptico seguido de filtro anaeróbio	27 a 39	0,5 a 2,8
Filtro biológico de alta carga	55 a 75	1,4 a 5,2
Biofiltro aerado submerso	60 a 80	3,1 a 8,2
Reator UASB	12 a 18	0,2 a 0,6
Reator UASB seguido de pós-tratamento aeróbio (lodos ativados)	20 a 32	0,5 a 1,1
Lodos ativados convencional	60 a 80	3,1 a 8,2
Lodos ativados com aeração prolongada	40 a 45	3,3 a 5,6

Fonte: Andreoli; von Sperling; Fernandes (2001, p. 31).

*Considerando 0,1 kgDQO/hab.dia e 0,06 kgSS/hab.dia.

**Considerando densidade do lodo de 1000 kg/m³.

As variantes mais difundidas do sistema de lodos ativados são o sistema convencional, o sistema de aeração prolongada e o sistema denominado forte carga. As características relacionadas à produção e à tipologia do lodo desses sistemas podem ser observadas no quadro 8. (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010).

Quadro 8 – Características operacionais das variantes do sistema de lodos ativados

Variante sistema lodos ativados	Produção de lodo (kgSSV/kgDBO ₅ removida)	Razão de recirculação de lodo	Idade do lodo (dias)
Aeração prolongada	0,1 a 0,2	0,1 a 1,5	20 a 30
Convencional	0,3 a 0,5	0,2 a 0,8	5 a 15
Forte carga	0,4 a 0,7	0,5 a 3	5 a 10

Fonte: Sant'Anna Júnior (2010, p. 88).

De acordo com o Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul (2014), pode-se considerar confiável uma taxa de produção de lodo a partir do sistema de tratamento de efluentes de lodos ativados igual a 4,5 L/hab.dia (litros por habitante em um dia).

Os microrganismos que constituem a biomassa gerada no sistema de lodos ativados possuem grande potencial de multiplicação, portanto, devem ser removidos do sistema na forma de excesso de lodo para que este não fique saturado. (Von SPERLING, 2002). Parte do lodo é removida do sistema, porém a outra fração deve retornar para o tanque de aeração ou reator biológico. No quadro 9 estão especificados os percentuais de lodo que precisa ser recirculados ao reator, conforme a variação do sistema de lodos ativados.

Quadro 9 – Percentual de lodo que deve ser recirculado ao reator biológico nos diferentes variantes do sistema de lodos ativados

Variante sistema lodos ativados	Média	Limite mínimo	Acima limite
Convencional	50	35	75
Alta taxa	40	20	50
Aeração escalonada	50	20	75
Estabilização por contato	100	50	150
Aeração prolongada	100	80	200

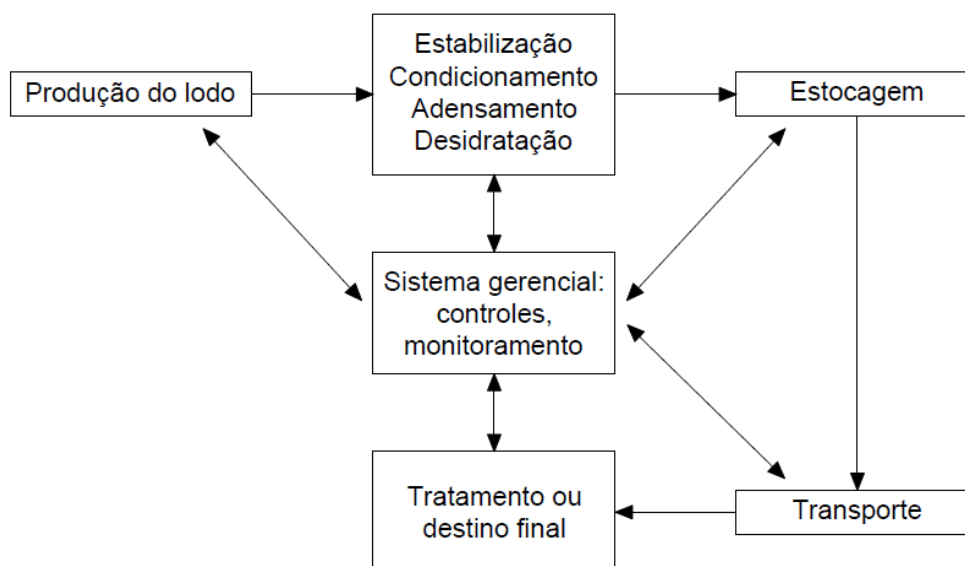
Fonte: Peirano (2014, p. 88).

2.2.4 Gerenciamento do Lodo

De acordo com Cassini (2003), promover o gerenciamento oriundo de estações de tratamento de efluentes é um trabalho de extrema dificuldade, não apenas com relação aos diversos processos envolvidos, mas também, devido aos altos gastos necessários para atendimento de legislações específicas.

Independentemente de qual solução a ETE encontrar para o tratamento do lodo, bem como, para a adequada disposição final do mesmo, ela deve estar preparada para os desafios que tais soluções apresentam. As etapas do gerenciamento e destinação final do lodo gerado nas estações de tratamento como mostra a figura 4. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

Figura 4 - Diagrama simplificado do gerenciamento e disposição final do lodo



Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p.314).

No quadro 10 que segue, são descritos alguns dos processos envolvidos no gerenciamento de lodo em estações de tratamento de efluentes.

Quadro 10 – Alguns dos processos envolvidos no gerenciamento de lodo de estações de tratamento de efluentes.

Etapa do gerenciamento	Descrição
Manuseio do lodo na ETE	Devem ser utilizados equipamentos e/ou veículos transportadores providos de dispositivos mecânicos para facilitação do transporte e manuseio, seja para estocagem ou para destino final
Estocagem de lodo	O espaço para armazenamento deve ser dimensionado levando em consideração os volumes de produção estimados e pelas propriedades mecânicas do lodo. Proteger o solo contra contaminação através de impermeabilização do pavimento e se possível, prever cobertura para que o lodo não molhe nem apresente mal cheiro
Controle qualitativo e quantitativo	Assume papel relevante em virtude da necessidade de se ter um controle administrativo-financeiro e também do ponto de vista operacional do sistema de gerenciamento do lodo. Pelo fato de o lodo gerado no sistema custar para o gestor um determinado valor por unidade disposta, ainda que este valor possa sofrer variações diretamente relacionadas com a qualidade e quantidade de lodo e de substâncias que o compõe, os controles qualitativo e quantitativo já teriam motivos para serem executados na ETE. Entretanto, além do aspecto financeiro, a destinação do lodo também deve ser levada em consideração, ou seja, a qualidade do lodo disposto deve seguir determinados padrões químicos e biológicos para atender as restrições que o destino exigir
Transporte	O tipo deve ser selecionado a partir da característica física que o mesmo apresentar, ou seja, se o lodo estiver mais líquido, poderá ser adotado um caminhão tanque equipado com bomba de sucção, ao passo que para um lodo com característica mais próxima de ou até mesmo sólida, poderá ser adotado para o transporte um caminhão basculante, atentando para o fato de se tapar a caçamba do caminhão com material plástico para que se evite a propagação de odores durante o andamento do transporte
Monitoramento do destino final	A execução de um monitoramento específico para que o lodo efetivamente receba o destino final estipulado em projeto, considerando aspectos ambientais principalmente, é de fundamental importância para que impactos ao meio ambiente não aconteçam. Por isso, é aconselhável a elaboração de uma estratégia de monitoramento, onde parâmetros de qualidade sejam estipulados bem como a periodicidade destes monitoramentos. Importante realizar nos órgãos ambientais locais, estaduais ou federais e em Normas Técnicas, uma verificação da existência de diretrizes específicas com relação ao monitoramento do destino final do lodo
Sistema gerencial	Sua função é realizar o controle e análise das demais etapas do gerenciamento, atuando para que o processo flua de maneira acertada. Responsável ainda pela obtenção e envio de amostragens de lodo para análise laboratorial e devido arquivamento dos resultados

Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p. 315 e p. 316).

Outro processo envolvido no gerenciamento de lodo é o adensamento. Seu objetivo é elevar o teor de sólidos devido a retirada da parte líquida que compõe o lodo, em que métodos físicos como sedimentação gravitacional e centrifugação são os mais utilizados. Através do adensamento é possível se alcançar uma diminuição de volume do lodo, acarretando vantagens para processos posteriores, tais como como digestão e secagem. (METCALF; EDDY, 2016).

O quadro 11 a seguir apresenta informações relativas aos principais métodos de adensamento de lodo de tratamento de efluentes.

Quadro 11 – Principais métodos para realização de adensamento de lodo

Método	Tipo de lodo	Frequência de uso e sucesso relativo
Gravidade, cossedimentação no clarificador	Primário e excesso de lodo ativado	Uso ocasional; pode impactar de forma negativa a eficiência do clarificador primário
Gravidade, tanque de adensamento	Primário bruto	Comumente utilizado com excelentes resultados. Algumas vezes, utilizado com hidrociclones para remoção de detritos do lodo
	Primário bruto e excesso de lodo ativado	Frequentemente utilizado. Para plantas pequenas, resultados geralmente satisfatórios com concentrações de lodo na faixa de 4 a 6%. Para plantas grandes, resultados superficiais. Pode apresentar maus odores em dias quentes
	Excesso de lodo ativado	Raramente utilizado; baixa concentração de sólidos (2 a 3%)
Flotação por ar dissolvido	Primário e excesso de lodo ativado	Uso limitado, resultados similares ao adensamento por gravidade
	Excesso de lodo ativado	Comumente utilizado, mas seu uso está diminuindo devido ao alto custo operacional; bons resultados (obtenção de lodos com 3,5 a 5% de sólidos)
Decantador centrífugo	Excesso de lodo ativado	Frequentemente utilizado em instalações de médio e grande portes; bons resultados (4 a 6% de sólidos)
Prensa desaguadora gravitacional	Excesso de lodo ativado	Frequentemente utilizado; bons resultados (3 a 6% de sólidos)
Tambor rotativo	Excesso de lodo ativado	Uso limitado; bons resultados (5 a 9% de sólidos)

Fonte: Metcalf; Eddy (2016, p. 1459).

Em virtude de conferir ao lodo gerado nas estações de tratamento diminuição de percentual de patógenos, maus odores e capacidade de putrefação, e ainda, pelo fato de poder ocasionar também em uma diminuição de volume e a possibilidade de aproveitamento de energia, a estabilização se torna um dos processos de maior importância no gerenciamento do lodo. Os principais processos para estabilização de lodo são: estabilização alcalina, digestão anaeróbia, digestão aeróbia, digestão termofílica autotérmica e compostagem. (METCALF; EDDY, 2016). Esses processos, considerando grau de atenuação de patógenos, putrefação e maus odores, estão demonstrados no quadro 12.

Quadro 12 – Atenuação do grau de patógenos, putrefação e maus odores dos processos de estabilização de lodo

Processo	Grau de atenuação		
	Patógenos	Putrefação	Maus odores
Estabilização alcalina	Bom	Regular	Regular
Digestão anaeróbia	Regular	Bom	Bom
Digestão anaeróbia avançada	Excelente	Bom	Bom
Digestão aeróbia	Regular	Bom	Bom
Digestão aeróbia termofílica autotérmica	Excelente	Bom	Bom
Compostagem	Bom	Bom	Regular a bom

Fonte: Metcalf; Eddy (2016, p. 1470).

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

Conforme conceituou Chernicharo (1997, p. 31),

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais e que dependem da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos: i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas); e iii) microrganismos metanogênicos.

2.3.1 Vantagens e Desvantagens

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), processos anaeróbios têm se tornado possibilidades mais vantajosas em relação aos processos aeróbios, tanto para efluentes com pouca carga orgânica, quanto para efluentes com excessiva carga orgânica. Uma das maiores vantagens é o fato dos processos anaeróbios produzirem

energia ao invés de consumi-la. Algumas desvantagens também precisam ser consideradas, principalmente aquelas relacionadas aos aspectos operacionais, tais como a estabilização do processo e a partida do sistema.

Sistemas anaeróbios apresentam boa aplicabilidade em países com clima tropical, onde a temperatura média anual seja mais elevada. Por esse motivo é que o Brasil vem se tornando um dos principais usuários destas tecnologias nos últimos anos. (CHERNICHARO, 1997).

As principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios de tratamento de efluentes são apresentados a seguir no quadro 13.

Quadro 13 – Principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios com relação a processos aeróbios

Vantagens	Desvantagens
Menor consumo de energia	Menor período de partida para desenvolvimento da biomassa necessária
Menor produção de lodo biológico	Pode requerer a adição de alcalinizante
Menor necessidade de nutrientes	Pode requerer tratamento adicional por um processo aeróbio de tratamento para atingir os padrões de emissão do efluente
Produção de metano, fonte potencial de energia	Não possibilita a remoção biológica de nitrogênio ou fósforo
Menor volume do reator	Muito mais sensível aos efeitos negativos da baixa temperatura nas taxas de reação
Eliminação da poluição do ar pelos gases de exaustão	Pode ser mais suscetível a perturbações decorrentes da presença de substâncias tóxicas ou variações significativas nas características do efluente
Capacidade de resposta à adição de substrato após longos períodos sem alimentação	Potencial para geração de maus odores e gases corrosivos
Processo de pré-tratamento eficaz	
Potencial para baixa pegada de carbono	

Fonte: Metcalf; Eddy (2016, p. 1039).

2.3.2 Microbiologia da Digestão Anaeróbia

Para se alcançar um entendimento maior sobre o processo de digestão anaeróbia como um todo, é preciso ter em mente que ele se constitui de diversos sub processos, os quais funcionam simultaneamente em detrimento de um mesmo objetivo: a conversão da matéria orgânica em outros componentes, como o metano, gás carbônico e novas células microbianas, entre outros. (CHERNICHARO, 1997).

Quando se pensa em utilizar um sistema anaeróbio para tratamento de efluentes, deve-se atentar aos requisitos operacionais e aos requisitos construtivos do sistema, com a finalidade de proporcionar condições propícias ao bom funcionamento

da digestão. Existência abundante de nutrientes, pH, temperatura e inexistência de elementos tóxicos, são os principais fatores que afetam a operabilidade do sistema. Em se tratando de requisitos construtivos de projeto, deve-se observar que no interior do sistema ocorra presença abundante de microrganismos ativos e que essas bactérias mantenham contato abundante com a matéria orgânica presente no efluente a ser tratado. (CAMPOS, 1999).

O consumo de matéria orgânica através da utilização de processos anaeróbios apresenta grande complexidade, pois vários grupos de microrganismos muito especializados atuam com finalidades específicas em determinadas etapas. As etapas que se destacam na digestão anaeróbia são hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. (SANT'ANNA JÚNIOR, 2010). Além disso, existe a etapa da sulfetogênese, em que as bactérias, acabam disputando alimento com as bactérias metanogênicas. Resumidamente, a sulfetogênese dependerá da ocorrência de sulfatos no substrato. (CHERNICHARO, 1997).

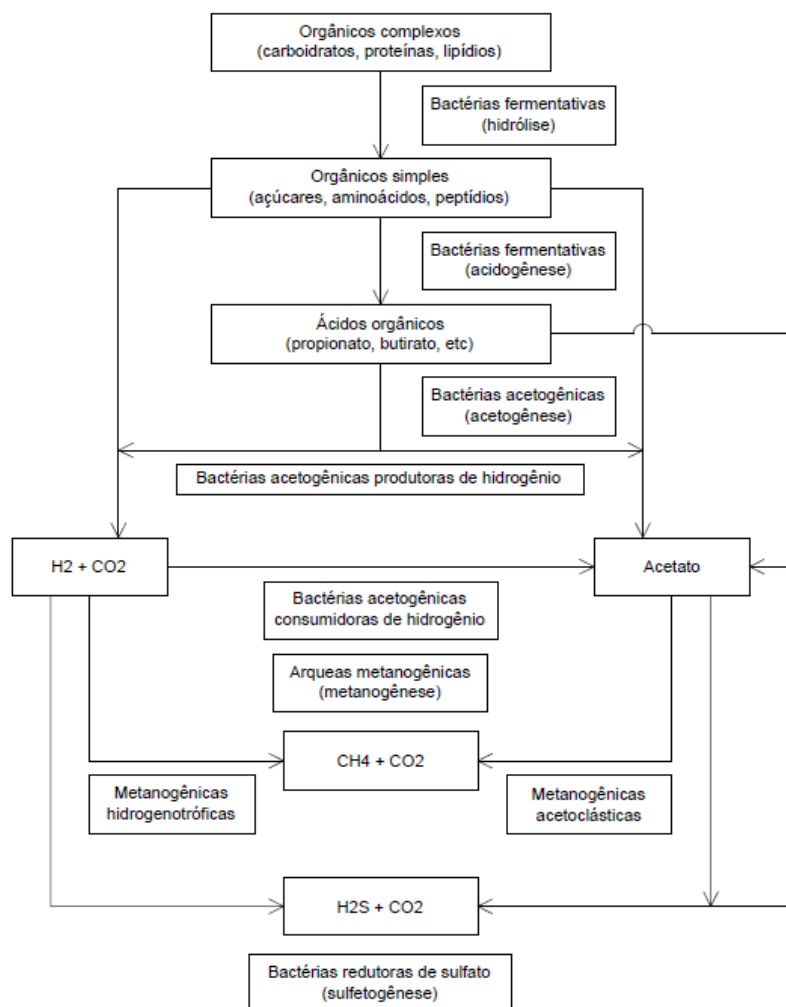
Quadro 14 – Principais etapas da digestão anaeróbia

Etapa	descrição
Hidrólise	Conversão de materiais particulados em materiais dissolvidos através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas.
Acidogênese	Os produtos solúveis, oriundos da fase de hidrólise, são metabolizados no interior das células, através do metabolismo fermentativo. Os produtos gerados pela atividade das bactérias acidogênicas são importantes substratos para as bactérias acetogênicas e para as arqueas metanogênicas
Acetogênese	As bactérias sintróficas acetogênicas são responsáveis pela oxidação de compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em substrato para os microrganismos metanogênicos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) e são assim denominados porque a existência delas depende da atividade de microrganismos consumidores de hidrogênio.
Metanogênese	A etapa final do processo de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelos microrganismos metanogênicos, atualmente classificados dentro do domínio Archaea. Ecologicamente, as arqueas metanogênicas desempenham um papel vital em ambientes anaeróbios, por remover o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação, que são produzidos nas fases anteriores. Com isso, é propiciado o abaixamento da pressão parcial de hidrogênio no meio, tornando possíveis as reações efetivadas pelas bactérias acetogênicas.
Sulfetogênese	Processo no qual o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons, durante a oxidação de compostos orgânicos. Sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de bactérias sulforedutoras.

Fonte: Chernicharo (1997, p. 32-39).

A figura 5 que segue demonstra as correlações e ligações entre os processos metabólicos existentes na digestão anaeróbia.

Figura 5 – Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (considerando sulfetogênese)



Fonte: Chernicharo (1997, p.40).

De acordo com Liu et al. (2017) os parâmetros operacionais bem delimitados e adequadamente executados juntamente com a qualidade do substrato aplicado são fatores essenciais para uma adequada manutenção da população microbiana em sistemas anaeróbios.

2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO

A digestão anaeróbia de lodo compreende o processo em que determinados grupos de bactérias, em contato intenso com o lodo e considerando certos parâmetros

de operação como temperatura e pH, podem crescer e se multiplicar, devido ao consumo de matéria orgânica abundante neste substrato. Tanto a consistência como a estabilidade do sistema estão diretamente ligadas às propriedades do lodo que vai ser digerido e por esse motivo cabe um cuidado efetivo no controle da concentração e da presença de substâncias tóxicas, bem como na execução de um sistema preliminar de tratamento. (ANDREOLI; von SPERLING; FERNANDES, 2001).

2.4.1 Produção de Biogás

Através da interação entre as rotas metabólicas da digestão anaeróbia, acaba-se gerando gás, o qual é denominado biogás. O biogás resultante da digestão anaeróbia se constitui predominantemente de metano e CO_2 e de artes menores de nitrogênio, de oxigênio, de H_2S e de hidrocarbonetos voláteis. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

O quadro 15 demonstrado a seguir apresenta uma composição típica do biogás oriundo da digestão anaeróbia de lodos.

Quadro 15 – Composição típica do biogás gerado na digestão anaeróbia

Gás	Composição típica* (%)
Metano (CH_4)	50 a 70
Gás carbônico (CO_2)	25 a 50
Hidrogênio (H_2)	0 a 1
Gás sulfídrico (H_2S)	0 a 3
Oxigênio (O_2)	0 a 2
Amoníaco (NH_3)	0 a 1
Nitrogênio (N_2)	0 a 7

Fonte: Moura (2012, p. 1068).

*Composição típica comparado ao volume de gás produzido.

Em estudo avaliando o potencial de DA de ELA com utilização de diferentes relações de disposição de alimentos para o sistema, Yun et al. (2014) observaram que o aumento da disposição de matéria orgânica disponível para digestão nos sistemas anaeróbios acarreta um significativo aumento da produção e do rendimento de metano no biogás gerado.

Existem diversos estudos que buscam dimensionar a capacidade de produção de biogás de sistemas anaeróbios, dos quais é possível citar os seguintes:

Quadro 16 – Estudos que apresentam dimensionamento de produção de biogás em sistemas anaeróbios

Vazão média de esgoto (L/seg)	Volume de biogás gerado (m ³ /dia)	Sistema utilizado	Referência
0,83	5,3	Reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) - Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH) da USP	Coelho; Velázquez; Silva; Pecora; Abreu, 2006
132,0	389,9	Reator UASB - ETE Jardim das Flores, Rio Clario/SP	Lee; Santos (2011)
21,3	354,3	Reator UASB - ETE Paranoá/DF	Borges (2016)
374,0	1204,0	Reator UASB - ETE A*	Cruz (2016)
120,0	477,0	Reator UASB - ETE C*	Cruz (2016)
400,0	3304,0	Reator UASB - ETE F*	Cruz (2016)
133,4	513,0	Reator UASB seguido de lagoa facultativa - ETE Norte de Cascavel/PR (2010)	Faria (2012)
136,9	702,0	Reator UASB seguido de lagoa facultativa - ETE Norte de Cascavel/PR (2011)	Faria (2012)
395,0	1149,6	Reator UASB seguido de lagoa aerada - ETE A*	Cabral (2016)
90,2	482,4	Reator anaeróbio de leite fluidizado (RALF) seguido de filtro aeróbio percolador - ETE C*	Cabral (2016)
85,2	1286,4	Reator UASB seguido de lagoa de alta taxa - ETE D*	Cabral (2016)
429,8	3292,8	Reator UASB seguido de lodos ativados - ETE F*	Cabral (2016)
73,6	278,4	Reator UASB seguido de lodos ativados - ETE J*	Cabral (2016)
988,1	2023,2	Reator UASB - ETE Curitiba/PR	Silva; Rietow; Coelho; Possetti (2015)
33,5	198,0	Reator UASB seguido de lodos ativados - ETE Barra da Lagoa, Florianópolis/SC	Gallina (2013)
73,0	364,0	Reator UASB seguido de valos de oxidação - ETE Canasvieiras, Florianópolis/SC	Gallina (2013)
24,0	276,0	Reator UASB seguido de valos de oxidação - ETE Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC	Gallina (2013)

*Pesquisador não informou localização exata das ETE.

Como é possível observar no quadro 16, foram encontradas informações muito divergentes na literatura no que diz respeito à produção de biogás em sistemas anaeróbios. Isso porque tanto o processo de tratamento como as características do esgoto a ser tratado influenciam na quantidade produzida de biogás.

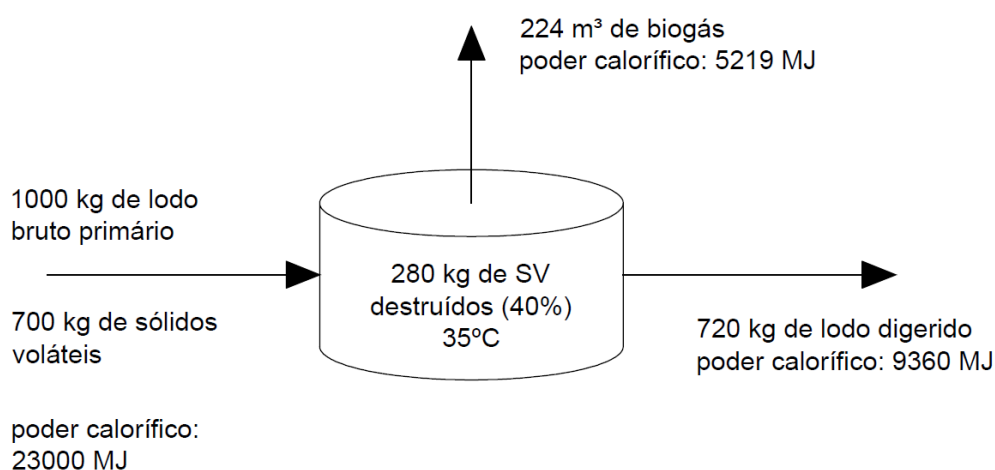
2.4.2 Temperatura Interna e Balanço de Energia

A temperatura é um fator muito importante para a digestão anaeróbia, sendo responsável pelo desenvolvimento e manutenção das populações microbianas, pelo funcionamento da sedimentação do lodo e pelos índices de transferências dos gases presentes. A temperatura está diretamente ligada à eficiência dos reatores anaeróbios, em que uma maior temperatura permite um tempo de retenção de sólidos menor de acordo com uma certa remoção de sólidos suspensos voláteis esperada. (METCALF; EDDY, 2016).

A grande vantagem dos sistemas anaeróbios é que eles tem a capacidade de produzir ao invés de consumir energia, uma vez que o consumo de energia nestes sistemas se resume basicamente em transporte e mistura do efluente. Esses processos possuem em teoria capacidade para gerar energia superior a três vezes a energia necessária para funcionamento dos processos aeróbios, assim são tidos como mais viáveis economicamente, mesmo considerando fatores como elevação de temperatura de efluente, por exemplo. (METCALF; EDDY, 2016).

A Figura 6 apresenta um balanço de massa e energia típico em um digestor anaeróbio. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001, p.140).

Figura 6 – Exemplo de balanço de massa e energia em digestor anaeróbio



Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p.140).

De acordo com Benabdallah et al. (2007) para execução de DA de ELA podem ser utilizadas faixas de temperatura tanto mesofílica como termofílica sem grandes prejuízos a eficiência do processo, no entanto, com relação a capacidade de produção de biogás, a faixa termofílica se apresenta como a mais eficaz.

2.4.3 Estabilização do Lodo

Uma das formas de estabilização de lodo de estação de tratamento de esgotos é através da digestão anaeróbia, onde bactérias encontrando boas condições de se alimentar e multiplicar literalmente digerem a matéria orgânica abundante no meio. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

Os resultados alcançados através da digestão anaeróbia do lodo ficam evidentes quando é realizada uma comparação entre o lodo bruto e o lodo desta forma digerido. No quadro 17 são apresentadas características do lodo bruto e lodo estabilizado através de digestão anaeróbia.

Quadro 17 – Comparação entre lodo bruto e lodo estabilizado através de digestão anaeróbia

Lodo bruto	Lodo digerido
Matéria orgânica instável	Matéria orgânica estabilizada
Elevada fração biodegradável na matéria orgânica	Baixa proporção de fração biodegradável
Alto potencial para geração de odores	Baixo potencial de geração de odores
Elevada concentração de patógenos	Concentração de patógenos inferior ao do lodo bruto

Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p.126).

A operação do digestor pode ser afetada se algumas precauções não forem tomadas em relação à composição do lodo que o alimenta. Em se tratando de um lodo comum, ou seja, que apresente em sua composição uma diversidade de nutrientes, dificilmente não ocorrerá uma boa digestão. Mas em casos extremos, como na predominância de lodo de origem industrial, o digestor poderá se tornar instável afetando a qualidade do tratamento. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

Portanto, para que a estabilização do lodo pela digestão anaeróbia seja bem sucedida, deve-se atentar para a manutenção da qualidade do lodo, buscando evitar a existência de materiais ou elementos que possam impossibilitar o bom andamento desse processo. As condições para o adequado processo de digestão anaeróbia do lodo estão dispostas no quadro 18 a seguir.

Quadro 18 – Principais requisitos para a digestão anaeróbia do lodo

Requisito	Descrição
Tratamento preliminar	Devido a ocorrência de materiais inertes como plástico e areia na composição do lodo bruto, e, para uma prevenção de obstrução de tubulações e conservação de equipamentos, faz-se necessário o dimensionamento de sistema de tratamento preliminar
Presença de substâncias inibidoras	Atentar-se para a presença de substâncias tóxicas que podem paralisar o processo de digestão totalmente, atuando de forma preventiva no controle de lançamento de efluentes industriais na rede coletora
Concentração de lodo	Processo de adensamento é geralmente utilizado para redução de volume de digestão necessário e concentração de sólidos no lodo
Presença de metais pesados	Alguns metais como cobre, mercúrio e chumbo, quando presentes no lodo bruto em grandes concentrações ou através de compostos metálicos, possuem a capacidade de inibição do processo de digestão anaeróbia, e por isso, deve ser adotado um controle rígido quanto a sua existência

Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p.127 e p.128).

2.4.4 Operação e Controle de Digestores Anaeróbios

Tanto a partida como a estabilização de sistemas anaeróbios são partes importantes do controle e operação, devido o nível de complexidade e a disposição de tempo envolvidos nesses processos. Para uma adequada operabilidade desses reatores também é preciso se atentar para o combate à presença de elementos tóxicos, em razão do grau de sensibilidade do sistema. Existe ainda potencial risco de liberação de maus odores, que dependendo da localização da estação de tratamento, pode acarretar problemas para a população do entorno. Por isso, os responsáveis pelo dimensionamento, pela construção e pela operação desses sistemas devem possuir treinamento técnico adequado, para garantia da eficiência e do bom funcionamento. (METCALF; EDDY, 2016).

Um alto grau de eficiência de sistemas anaeróbios está associado à definição de práticas operacionais simplificadas, bem como que sejam observados os seguintes aspectos: periodicidade no fornecimento de alimentos, um TRS superior ao índice de

multiplicação das bactérias metanogênicas e manutenção da adequada mistura no interior do reator. Um ótimo parâmetro para observação do desempenho do sistema de digestão é a relação entre ácidos voláteis e alcalidade. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

De acordo com Luna et al. (2009), a relação entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade ideal para o monitoramento do equilíbrio em reatores anaeróbios deve ser próximo de 0,5. Entretanto, existe na literatura valores para esta relação entre AGV e alcalinidade ideais menores do que 0,3.

No quadro 19 a seguir são apresentados mais alguns valores de relações entre ácidos graxos voláteis e alcalinidade para sistemas anaeróbios, de acordo com o nível de qualidade obtido para o processo.

Quadro 19 – Relação ácidos voláteis e alcalinidade como indicador de qualidade do processo de digestão anaeróbia

Relação ácidos voláteis/alcalinidade	Indicativo de qualidade
<0,3	Boa condição de operação
0,3 - 0,5	Deficiência no processo de digestão
>0,8	Digestor danificado, colapso iminente

Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p.144).

2.4.5 Monitoramento do Digestor

Recomenda-se um controle de determinados parâmetros do digestor com periodicidade máxima mensal, mas se possível deve ser realizada de forma quinzenal. A coleta de amostra do digestor terá como objetivo a verificação de pH, alcalinidade e ácidos voláteis, que são considerados as variáveis consideradas principais para o monitoramento. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

O quadro 20 abaixo demonstra as faixas recomendadas para o controle da operação de digestores anaeróbios, conforme principais parâmetros citados.

Quadro 20 – Principais variáveis para monitoramento de digestores anaeróbios e faixas operacionais recomendadas

Parâmetro	Valor recomendado
pH	7,0 - 7,2
Alcalinidade (mg/l CaCO ₃)	4000 - 5000
Ácidos voláteis (mg/l Hac)	200

Fonte: Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001, p.147).

2.4.6 Disposição do Lodo no Ambiente

É possível separar a disposição do lodo no ambiente em duas formas gerais: uso benéfico, quando o lodo é utilizado com alguma finalidade específica como adubo orgânico na agricultura, e descarte, que ocorre quando o lodo é simplesmente estocado ou decomposto, sem aproveitamento das suas características orgânicas. (ANDREOLI; Von SPERLING; FERNANDES, 2001).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), o lodo pode ser aplicado em áreas agrícolas, em florestas, em áreas degradadas e em locais dedicados para sua aplicação. No quadro 21 a seguir são apresentadas formas de disposição do lodo de estações de tratamento no ambiente.

Quadro 21 – Formas de disposição de lodo de estações de tratamento de efluentes no ambiente

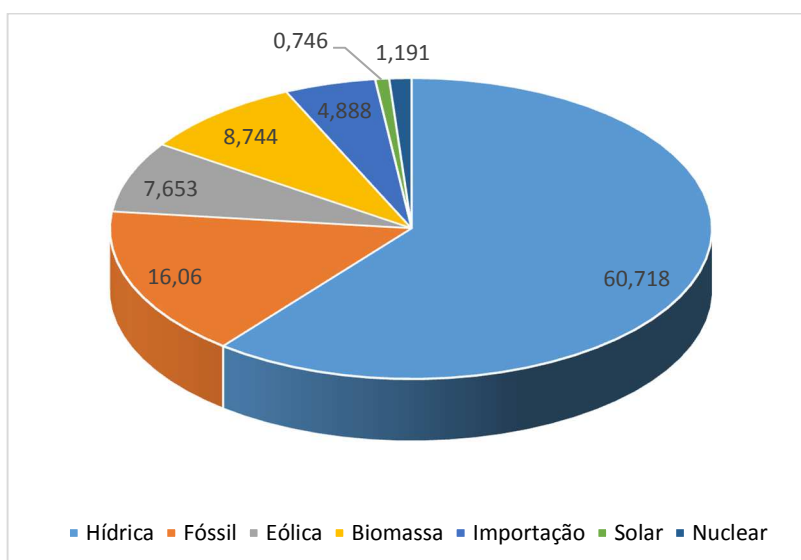
Forma de disposição	Descrição do processo
Aplicação no solo	A matéria orgânica presente no lodo propicia melhoria da eficiência na cultivação das áreas agrícolas, pois aumenta a infiltração e absorvência de água no solo e a melhora capacidade de aeração. Os nutrientes favorecem o crescimento das plantas e propiciam uma diminuição da utilização de defensivos químicos. O lodo pode ainda ser utilizado na recuperação de áreas degradadas e disposto em florestas. A aplicação do lodo no solo deve considerar limites com relação a presença de poluentes.
Landfarming	O solo serve apenas como base para disposição do lodo e não para melhoria do cultivo. Os microrganismos que constituem o solo são responsáveis pelas reações de degradação da matéria orgânica do lodo e, na superfície, o solo ainda retém os metais existentes. A quantidade de lodo que pode ser aplicada nestas áreas é bem superior a quantidade aplicada na melhoria de áreas agrícolas. Cuidados ambientais devem ser observados, sendo a principal a contaminação de aquíferos subterrâneos.
Secagem térmica	Processo de fornecimento de calor para retirada de umidade existente no lodo. Através deste processo é possível se alcançar expressiva diminuição de volume do lodo e um produto final sem a presença de organismos patogênicos.
Oxidação úmida	Utilizado em lodos muito diluídos ou tóxicos. Processo baseado na oxidação da matéria orgânica existente no líquido através do fornecimento de temperatura até próximas de 400°C.
Incineração	Processo onde ocorre a destruição da matéria orgânica do lodo através de combustão, com presença de oxigênio. Ocorre liberação de gases para atmosfera e por isso, deve existir um monitoramento adequado. Processo de alto nível de complexidade e altos custos para implementação.
Disposição em aterro sanitário	Não existe preocupação com reutilização ou recuperação de nutrientes, apenas despejo em área determinada, que pode ser exclusiva para lodo ou juntamente com resíduos urbanos. Observar no projeto do aterro a preocupação com contaminação de águas subterrâneas e atendimento a legislações ambientais.

Fonte: Metcalf; Eddy (2016). Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001).

2.4.7 Biogás na Matriz Energética Brasileira

Uma das fontes de energia que constituem a matriz energética brasileira é a biomassa, no entanto, ainda possui pouca representatividade quanto à potência de energia instalada no país, mais precisamente, 8,744%. Em potência instalada a biomassa corresponde a 14.614.193kW. Por sua vez, as fontes de energia oriundas da biomassa são: agroindustriais, biocombustíveis líquidos, floresta, resíduos animais e resíduos sólidos urbanos. (ANEEL - BIG, 2018).

Figura 7 – Matriz energética brasileira



Fonte: ANEEL – Banco de Informações Geração (2018).

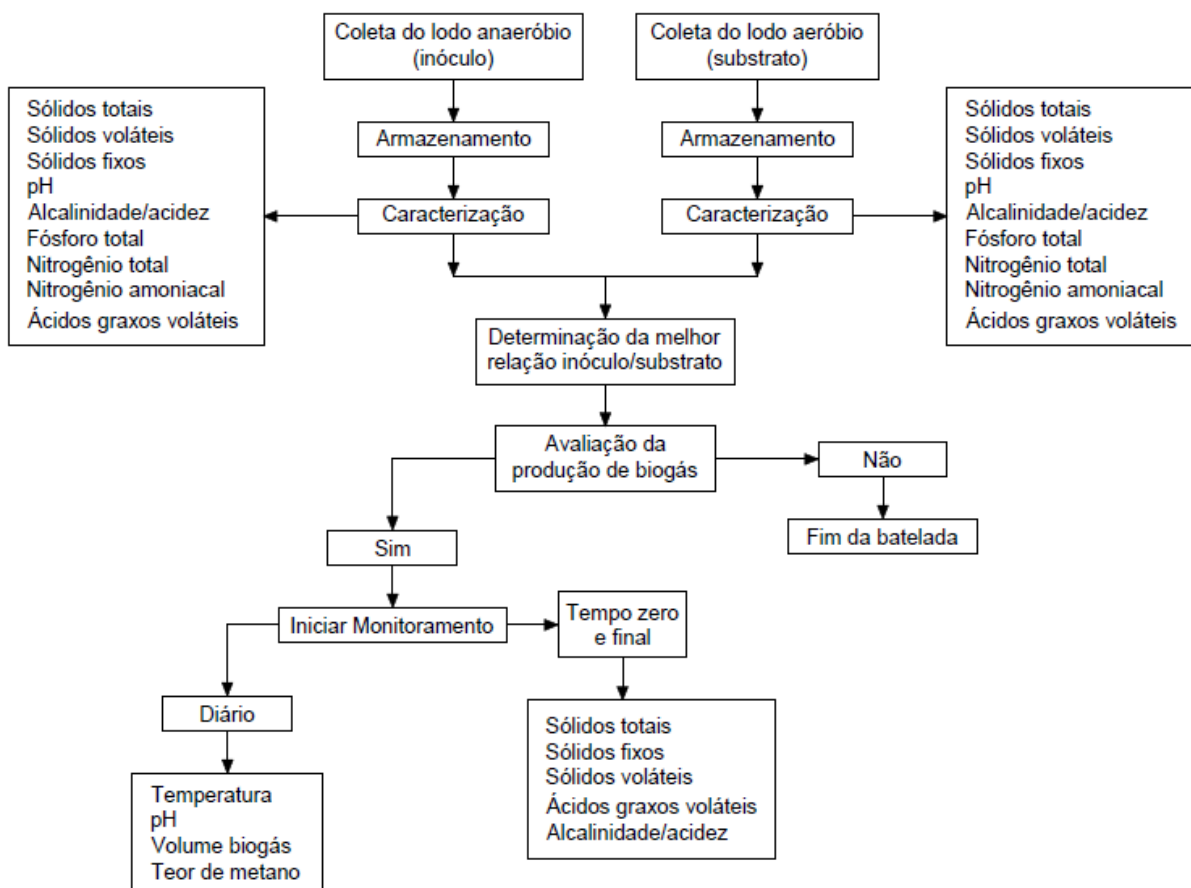
O biogás proveniente do tratamento de resíduos sólidos urbanos corresponde a 0,92% da potência instalada atribuída a biomassa, o que representa em números precisos, 131.551kW. Quando consideramos a potência total instalada do país, que é 158.976.762kW, observamos que o biogás de RSU corresponde a aproximadamente 0,08% da potência instalada brasileira.

3 METODOLOGIA

Este trabalho foi realizado nas dependências do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS. O presente capítulo apresenta a metodologia utilizada para obtenção dos resultados conforme os objetivos propostos.

A metodologia utilizada para o processo de digestão anaeróbia do excesso de lodo ativado é apresentada na figura 8 abaixo.

Figura 8 – Sistemática adotada para avaliação do processo de digestão anaeróbia



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.1 EXCESSO DE LODOS ATIVADOS (ELA)

A primeira etapa do trabalho foi a execução de coleta de lodo aeróbio. Essa coleta foi realizada junto à ETE São João Navegantes, localizada no município de Porto Alegre/RS. A quantidade de lodo aeróbio coletada foi de aproximadamente 60kg

sendo armazenado em duas bombonas de plástico, nas dependências da ETE da UNISINOS, de forma que os recipientes ficassem protegidos de contato com calor e umidade.

O sistema de lodos ativados da ETE São João Navegantes opera na modalidade de aeração prolongada, e trata o esgoto sanitário de uma população equivalente de 300.000 pessoas. O excesso de lodo ativado foi coletado após o processo de centrifugação ao qual foi submetido na ETE e, posteriormente, transferido para a ETE da UNISINOS, onde foi estocado para realização dos experimentos.

Depois de executada a coleta do ELA, foi realizada caracterização quanto aos teores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), pH, alcalinidade/acidez, Fósforo total (P_T), Nitrogênio total (N_T), Nitrogênio amoniacal (NH_{4+}) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV).

3.2 INÓCULO

Os reatores avaliados foram montados em escala de bancada no Laboratório de Saneamento da UNISINOS. Para obtenção do inóculo para os reatores, foi executada uma coleta de lodo anaeróbio na saída de fundo do reator UASB da ETE da UNISINOS. A quantidade de lodo anaeróbio coletado foi de aproximadamente 20L sendo armazenado em recipientes de plástico, que foram mantidos em refrigerador localizado nas dependências do Laboratório de Saneamento da UNISINOS.

Após a coleta do lodo foi executada a caracterização, quanto aos teores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), pH, alcalinidade/acidez, Fósforo total (P_T), Nitrogênio total (N_T), Nitrogênio amoniacal (NH_{4+}) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV).

3.3 REATORES E MEDIDORES DE BIOGÁS

Os reatores utilizados nesta pesquisa foram confeccionados em vidro, possuindo volume útil de até 2000 mL.

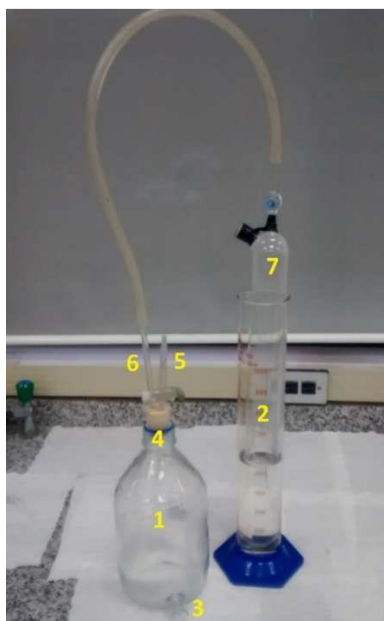
Figura 9 – Reator anaeróbio utilizado



Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme observado na figura 9, os reatores possuíam dois orifícios, um na parte inferior e um outro maior na parte superior. O orifício localizado na parte inferior foi utilizado para execução de coleta de amostras do material presente no interior dos reatores durante os ensaios. O orifício superior apresentou duas funções, a primeira, para execução de coleta de amostra de biogás para avaliação do teor de metano, e a segunda para fazer a ligação entre o reator e o medidor de biogás. O conjunto que compreendeu o reator e o medidor de biogás está exemplificado na figura 10.

Figura 10 – Reator anaeróbio e medidor de biogás

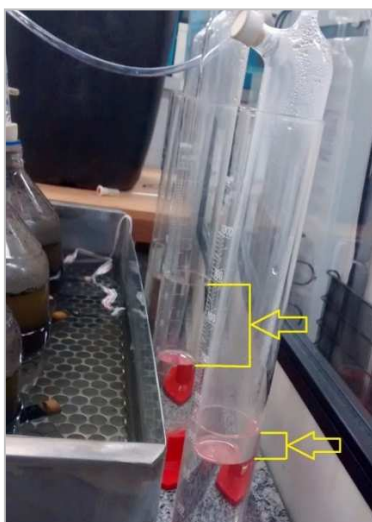


Fonte: Elaborado pelo autor.

Verifica-se na figura 10 que o reator (1) possuía dois orifícios (3 e 4). Como já dito anteriormente, o orifício inferior do reator (3) foi o amostrador. Através do orifício superior (4) foi colocada uma rolha com duas saídas (5 e 6). A partir da saída representada pelo número 5 é possível observar a presença de uma pequena válvula “abre e fecha”, onde foram executadas as coletas de biogás para verificação do teor de metano. A outra saída (6) da rolha foi responsável pela ligação entre o reator e o medidor de biogás (2).

O medidor de biogás (2) nada mais é do que uma proveta de 1000mL com um volume determinado de água (500mL) e em seu interior, no qual foi colocado uma ampola de vidro, que funcionou como gasômetro, permitindo a possibilidade da medição do volume de biogás gerado na digestão do substrato. A ampola de vidro permanecia parcialmente imersa em uma coluna de água com volume conhecido a partir do volume registrado na proveta, e o reator foi mantido despressurizado, para que a pressão interna do reator e do interior da ampola de vidro ficassem no mesmo nível. Após as pressões se equilibrarem, o sistema foi fechado. O biogás gerado durante a digestão do substrato provocava um deslocamento da coluna de água dentro da ampola de vidro, aumentando o nível externo de água, permitindo que através da medida volumétrica desse deslocamento de água o volume de biogás pudesse ser determinado. (HALLAM, 2016). A figura 11 demonstra a diferença de nível gerada nos medidores a partir da produção de biogás dos reatores.

Figura 11 – Diferença de nível entre o líquido no interior da ampola de vidro (gasômetro) e a proveta utilizada para medição do volume de biogás gerado no digestor anaeróbio



Fonte: Elaborado pelo autor.

Após a realização da coleta de amostra de biogás para avaliação do teor de metano, a pressão interna dos reatores foi aliviada através da abertura de uma válvula junto ao orifício superior do reator. Foi necessária essa liberação do biogás produzido para equalização do sistema e para possibilitar nova medição.

A determinação da capacidade de produção de biogás para determinadas relações de substrato e inóculo, considerando condições de operação controladas, foi obtida pela soma das quantidades de biogás geradas diariamente ao longo da batelada.

3.3.1 Operação dos Reatores

A relação excesso de lodo ativado/inóculo (ELA/I) em cada reator foi diferente, permitindo identificar a relação ótima de excesso de lodos ativados a ser adicionado a massa de SVT do inóculo. Pretendeu-se com este procedimento permitir a operação com pH estável na faixa neutra, evitando o acúmulo de AGV, com consequente inativação do sistema, e produção de biogás em quantidade e com elevado teor de metano. (HALLAM, 2016). As condições de operação dos reatores na batelada são descritas a seguir no quadro 22.

Quadro 22 – Condições operacionais dos reatores

Batelada 1	Relação substrato/inóculo	Temperatura de operação (°C)
Reator 1	1:1	35°C ± 2°C
Reator 2	1:2	
Reator 3	1:3	

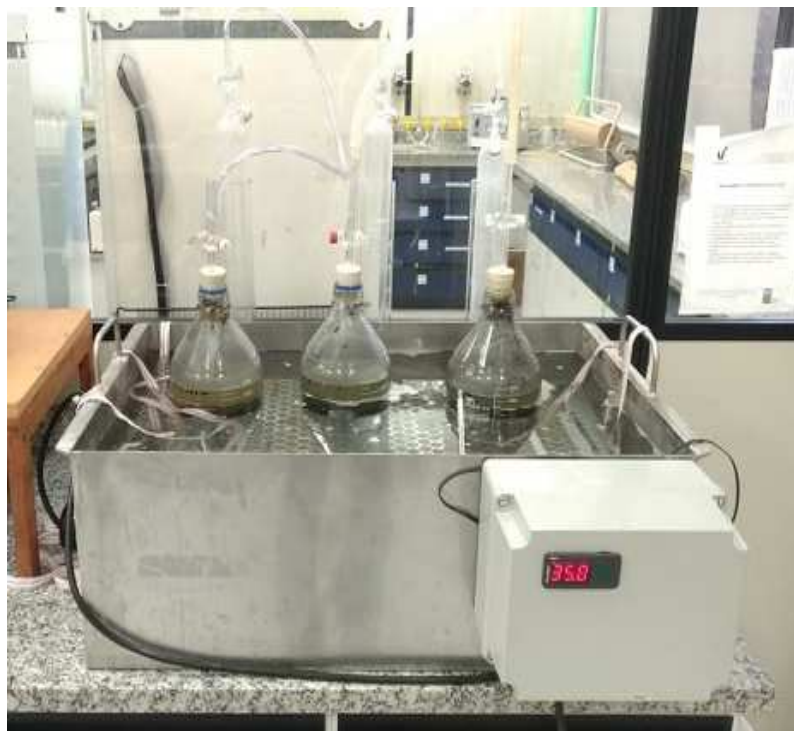
Fonte: Elaborado pelo autor.

Durante os ensaios para monitoramento diário foi executado agitação manual por alguns segundos, para mistura do conteúdo e coleta de amostra. Foi observado com essa agitação manual um aumento do volume de biogás gerado no reator, e por esse motivo, a agitação diária foi executada sempre antes da verificação do volume.

Pelo fato de ter sido verificado que o excesso de lodo ativado estava com um pH abaixo de 6,0, na montagem dos reatores para execução da relação substrato/inóculo de partida foi adotado um ajuste de pH do substrato através de adição de hidróxido de sódio nos reatores.

Os reatores anaeróbios foram mantidos em banho-maria durante todo experimento, com temperatura em $35^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, com o objetivo de favorecer o processo de digestão da matéria orgânica e a produção de biogás.

Figura 12 – Reatores anaeróbios em operação



Fonte: Elaborado pelo autor.

A batelada de operação dos reatores foi considerada finalizada a partir do momento em que não se observou mais a produção de biogás nos gasômetros.

3.4 MONITORAMENTO DOS REATORES

O monitoramento dos reatores anaeróbios foi executado de acordo com as informações apresentadas no quadro 23.

Quadro 23 – Parâmetros para monitoramento dos reatores

Parâmetro	Frequência	Material analisado	Método utilizado/referência
ST, SF, SV	Tempo zero e final, semanal	Substrato bruto e fração em digestão	APHA (2012), método 2540 E, 2540 G e 2440 D
pH	Diário	Substrato bruto e fração em digestão	APHA (2012), método potenciométrico
Temperatura	Diário	Meio reacional	Termômetro
Volume biogás	Diário	Biogás	Volumétrico, deslocamento de coluna d'água
Teor de metano	Diário	Biogás	Kit Embrapa
AGV (mg HAc/L)	Semanal, tempo zero e final	Substrato bruto e fração em digestão	Titulométrico
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Semanal, tempo zero e final	Substrato bruto e fração em digestão	Titulométrico
Nitrogênio orgânico	Início	Lodo aeróbio (substrato) e lodo anaeróbio (inóculo)	APHA (2012), método 4500-Norg B
Nitrogênio amoniacal	Início	Lodo aeróbio (substrato) e lodo anaeróbio (inóculo)	APHA (2012), método 4500-NH ₃ A/B/C
Fósforo total	Início	Lodo aeróbio (substrato) e lodo anaeróbio (inóculo)	MAPA (2013)

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.4.1 Determinação de pH

O pH das amostras do conteúdo dos reatores e do substrato e inóculo utilizados na construção dos sistemas anaeróbios foi medido através da utilização de pHmetro, modelo DM-20 do fabricante Digimed, com equalizador de temperatura. A quantidade de amostra utilizada para as medições foi coletada de acordo com os recipientes utilizados e para obtenção do devido contato do eletrodo do aparelho com a amostra.

Figura 13 – pHmetro utilizado para medições de pH



Fonte: Elaborado pelo autor.

Para a adequada medição do aparelho, antes de sua operação, foi observado o procedimento para calibração do mesmo, através de utilização de solução tampão de pH 7,0 e pH 4,0.

3.4.2 Determinação da Alcalinidade e AGV

Para a determinação da alcalinidade total e AGV, foi utilizado o método titulométrico proposto por Dilallo e Albertson (1961). O cálculo da alcalinidade total e dos ácidos graxos voláteis foi executada conforme equações 2 e 3.

Figura 14 – Processo de agitação das amostras na determinação de AGV e alcalinidade



Fonte: Elaborado pelo autor.

$$AT = \frac{N_{(ácido)} \times V_{(ácido)} \times 50000}{V_{(amostra)}} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde, AT = alcalinidade total, em mgCaCO_3/L

$N_{(ácido)}$ = normalidade do ácido

$V_{(ácido)}$ = volume de ácido, em ml

$V_{(amostra)}$ = volume de amostra, em ml

$$AGV = \frac{N_{(base)} \times V_{(base)} \times 60000}{V_{(amostra)}} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde, AGV = ácidos graxos voláteis, em $\text{mgCH}_3\text{COOH}/\text{L}$

$N_{(base)}$ = normalidade da base

$V_{(base)}$ = volume de base, em ml

$V_{(amostra)}$ = volume de amostra, em ml

3.4.3 Determinação do Teor de Sólidos

A determinação dos teores de ST, SV e SF, foi realizada de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 2540E, 2540G e 2540D (APHA, 2012).

3.4.4 Volume de Biogás

A determinação do volume de biogás produzido nos reatores anaeróbios foi executada pela medição do deslocamento da coluna d'água dos gasômetros, conforme evidenciado na seção secundária 3.3.

3.4.5 Determinação do Teor de Metano no Biogás

A determinação do teor de metano no biogás gerado nos reatores foi realizada com a utilização do Kit de análise de biogás da EMBRAPA, que era composto por uma série de soluções químicas e seringas, para execução de coleta de amostra do biogás bem como para medição do teor de metano presente. O kit foi disponibilizado pelo Laboratório de Saneamento da UNISINOS.

Figura 15 – Kit para execução de análise do biogás da EMBRAPA fornecido pelo Laboratório de Saneamento da UNISINOS



Fonte: Elaborado pelo autor.

Através da utilização de um conjunto de seringas e de produtos químicos presentes no kit e seguindo instruções do manual de operação, foi executada coleta de amostra e verificação do teor de metano em cada um dos reatores.

3.4.5 Determinação de Nitrogênio Amoniacal e Orgânico

A determinação dos teores de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico foi realizada de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 4500-Norg B, e ainda, 4500-NH₃ A/B/C (APHA, 2012).

3.4.5 Determinação de Fósforo Total

A determinação do teor de fósforo total foi realizada de acordo com uma adaptação do manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos (MAPA, 2013). Também foi utilizado espectrofotômetro fornecido pelo laboratório de saneamento para determinação de absorvância das soluções para posterior determinação do teor de fósforo com utilização de curva de calibração.

3.5 RELAÇÃO SUBSTRATO/INÓCULO EMPREGADOS NA BATELADA

As proporções de substrato/inóculo empregados estão descritas no quadro 24. A proporção de ELA empregado em cada batelada foi determinada em relação a massa de STV.

Quadro 24 – Proporções de substrato/inóculo utilizadas em termos de STV

Batelada 1	ELA (% de STV)	Inóculo (% de STV)
Reator 1	50	50
Reator 2	33,33333333	66,66666667
Reator 3	25	75

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.6 CÁLCULO ESTATÍSTICO

Os resultados obtidos foram tratados utilizando software Microsoft Excel através de cálculos estatísticos básicos.

4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Primeiramente serão apresentados os resultados das caracterizações dos lodos - aeróbio (ELA utilizado como substrato dos reatores) e anaeróbio (lodo oriundo do reator UASB da ETE da UNISINOS utilizado como inóculo). Em seguida, serão demonstrados os resultados obtidos no monitoramento dos reatores, durante todo o experimento.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO AERÓBIO

O lodo aeróbio utilizado foi coletado em um sistema de lodos ativados na ETE São João Navegantes em Porto Alegre/RS. Os resultados obtidos da caracterização desse lodo estão demonstrados na tabela 1.

Tabela 1 – Resultados da caracterização do lodo aeróbio utilizado como substrato nos reatores anaeróbios

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Média	Desvio Padrão
pH	5,22	5,27	5,16	5,22	0,04
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	9,84	9,84	7,38	9,02	1,16
AGV (mg HÁc/L)	61,20	48,96	61,20	57,12	5,77
ST (%)	26,77	26,72	25,43	26,31	0,62
STV (%ST)	50	50,23	50,65	50,30	0,27
STF (%ST)	50	49,77	49,35	49,70	0,27
Nitrogênio amoniacal (mg NH ₃ -N/L)	84	0	588	224	259,66
Nitrogênio orgânico (mg Norg/L)	3948	3276	7224	4816	1724,67
Nitrogênio total (mg/L)	4032	3276	7812	5040	1984,25
Fósforo total (mg/L)	18,09	18,39	17,09	17,86	0,55

Fonte: Elaborado pelo autor.

Feng et al. (2014) encontraram na caracterização de ELA após pré tratamento um valor de pH de 7,16. Cheng et al. (2017) observaram um valor de pH na

caracterização de ELA de 6,70. Hallam (2016) utilizou como substrato para estudo da partida de reatores anaeróbios resíduos alimentares, obtendo na sua caracterização valores de pH entre 6,11 e 6,36, dependendo da relação de substrato/inóculo utilizada. Krämer (2016) analisou a co-digestão anaeróbia de FORSU e RHF e na caracterização do substrato verificou pH de 5,90 para FORSU e 4,66 para RHF. No estudo da digestão anaeróbia utilizando como substrato resíduos alimentares de um restaurante popular, Gueri (2017) observou um pH de 5,98. Estes dados demonstram que o pH de um resíduo é extremamente particular de cada caso, e que na maioria das vezes é necessário fazer ajustes no valor do pH para que a digestão anaeróbia possa ser conduzida a termo. Cada diferente grupo de bactéria presente no consórcio envolvido na digestão anaeróbia tem uma faixa de pH adequada para atuar. Por exemplo, as bactérias metanogênicas são muito sensíveis a variações de pH e atuam eficientemente numa faixa de pH entre 6,5 e 7,2, enquanto as bactérias fermentativas são menos sensíveis e podem atuar numa faixa de pH entre 4,0 e 8,5 (Appels, et al. 2008).

O lodo aeróbio utilizado neste estudo apresentou um valor de pH médio de 5,22. Este valor tende a faixa ácida da escala de pH provavelmente devido a fermentação acidogênica, que pode ter se iniciado assim que o ELA foi removido do reator aeróbio e mantido sem aeração. O residual de matéria orgânica presente no lodo, em ausência de aeração, pode desencadear o início de fermentação acidogênica a qual tanto pode ocorrer em ambiente aeróbio quanto anaeróbio, favorecendo o abaixamento do pH.

Wu et al. (2017) verificara na caracterização de ELA um teor de alcalinidade total igual 479 mg CaCO_3/L . Para este estudo foi observado um valor de alcalinidade total de 9 mg CaCO_3/L para o ELA. Observa-se que alcalinidade observada na literatura mostrou-se bem superior ao observado para o ELA. É importante salientar que a alcalinidade tem a importante função de manter a estabilidade do processo bioquímico de digestão anaeróbia. Neste caso, o baixo valor observado é um indicativo de que a manutenção do processo de digestão anaeróbia poderá ser dificultado se não for estabelecido uma relação equilibrada entre inóculo e substrato.

O teor de AGV observado no ELA utilizado foi de 57mg/L, semelhante a teores verificados na literatura. Huang et al. (2015) observaram na caracterização de ELA um teor de AGV de 78,3 mg/L, não muito distante do valor encontrado neste estudo. Liu et al. (2017) observaram um teor de AGV para ELA de 100mg/L.

Nesse estudo foi verificado um teor de ST de aproximadamente 26% (263,09mg/L) para o substrato (ELA), sendo que desse percentual aproximadamente 50% (132,32mg/L) foi de STV e outros 50% de STF. Feng et al. (2014) encontraram na caracterização de ELA após pré tratamento um teor de ST de 13,4mg/L e SV de 8,57mg/L. Cheng et al. (2017) observaram um teor de ST de 16,36mg/L e um teor de SV de 11,65mg/L. Observa-se uma diferença entre o resultado deste estudo e dos verificados na literatura, que de uma forma geral poderia ser explicada pela diferença cultural existente entre os locais comparados, que pode manifestar-se também na tipologia dos resíduos a serem tratados.

Os teores de nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e de nitrogênio total encontrados nesse estudo foram de 220mg/L, 4.800mg/L e 5.000mg/L, respectivamente. Liu et al. (2017) observaram um teor de nitrogênio orgânico para ELA de 1200mg/L. Wu et al. (2017) encontraram na caracterização de ELA um teor de nitrogênio amoniacal de 522mg/L. Em estudo da DA de ELA Yun et al. (2014) observaram um teor de nitrogênio amoniacal de 80mg/L e um teor de nitrogênio total de 2360mg/L no ELA. Kuglarz e Mrowiec (2009) verificaram para estudo de DA de ELA um teor de nitrogênio amoniacal de 1160mg/L para o ELA. De acordo com Suschka e Grübel (2014), na DA de ELA sempre ocorrerá a liberação de nitrogênio amoniacal e, concentrações elevadas da ordem de 1.000mg/L a 3.000mg/L poderão ocasionar efeitos negativos para o funcionamento da DA.

Quanto ao teor de fósforo foi verificado um teor de quase 18mg/L, superior a valores verificados na literatura. Monaco et al. (2014) encontraram na caracterização do substrato em estudo de tratamento de esgoto sanitário um teor de fósforo total de 11,81mg/L. Alves et al. (2007) em estudo de caracterização de esgoto sanitário verificaram um teor de fósforo total variando entre 1,5 e 6mg/L dependendo da amostra analisada. Huang et al. (2016) encontraram na caracterização de ELA em estudo de melhoramento de DA com utilização de componentes químicos teores de fósforo entre 2,1 mg/L e 2,5mg/L. De acordo com Voltolini (2011), a razão da ocorrência do teor de fósforo juntamente com nitrogênio e carbono determinam a eficiência da DA, sendo a razão entre estes parâmetros muitas vezes o fator limitante do processo.

Através da caracterização do substrato utilizado foi possível observar que a maioria dos parâmetros analisados neste trabalho chegaram a valores semelhantes aos observados na literatura.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ANAERÓBIO

O lodo anaeróbio utilizado foi coletado no reator UASB da ETE da UNISINOS. Os resultados obtidos da caracterização do mesmo estão demonstrados na tabela 2.

Tabela 2 – Resultados da caracterização do lodo anaeróbio utilizado para inóculo dos reatores anaeróbios

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Média	Desvio padrão
pH	7,05	7,13	7,25	7,14	0,08
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	72,80	62,40	62,40	65,87	4,90
AGV (mg HÁc/L)	48,96	36,72	61,20	48,96	9,99
ST (%)	7,35	7,38	7,35	7,36	0,02
STV (%)	51,83	51,29	51,61	51,58	0,22
STF (%)	48,17	48,71	48,39	48,42	0,22
Nitrogênio amoniacal (mg NH ₃ -N/L)	588	504	420	504	68,59
Nitrogênio orgânico (mg Norg/L)	8148	10836	6972	8652	1617,23
Nitrogênio total (mg/L)	8736	11340	7392	9156	1638,90
Fósforo total (mg/L)	0,85	1,05	1,39	1,10	0,22

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com relação ao pH, Krämer (2016) encontrou para o mesmo lodo anaeróbio utilizado neste trabalho um valor de 8,30, enquanto que Hallam (2016) verificou um valor de pH de 6,3. Schulz (2015), em seu estudo, verificou um valor de pH de 5,4 para este mesmo lodo. Neste trabalho o pH observado foi de 7,14. Vrieze et al. (2015) observaram um pH de 8,10 na caracterização de resíduo biológico de reator UASB. As diferenças de pH observados com relação a outros trabalhos são normais e variam de acordo com a carga orgânica na qual o reator anaeróbio está operando.

Em estudo da DA de ELA Yun et al. (2014) observaram uma alcalinidade de 360mg/L no resíduo alimentício utilizado como inóculo. Foi verificado uma alcalinidade

para o inóculo deste estudo de 66mg CaCO₃/L, e valor de AGV de 49mg/L. Essa diferença observada com relação a literatura pode ser explicada devido a diferença dos inóculos utilizados.

Em se tratando de teor de sólidos, para este estudo observou-se teor de ST de 7%, sendo que 52% deste valor corresponderam a STV e 48% a STF. No estudo realizado por Schulz (2016) foi verificado um teor de ST de 22,64%, sendo que 61,44% foram STV. Nota-se uma diferença do presente estudo comparando com a literatura mesmo que o inóculo utilizado tenha tido a mesma origem. Isso pode ser explicado devido aos estudos terem sido realizados em períodos diferentes do ano, e também em anos diferentes. O fato de a ETE da qual terem sido coletadas as amostras de lodo anaeróbio receber disposição de materiais diversos esporadicamente, também pode influenciar os teores de sólidos observados.

Os teores de nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico e nitrogênio total encontrados neste estudo foram de 504mg/L, 8655mg/L e 9156mg/L, respectivamente. Estes valores são semelhantes aos observados por Krämer (2016), o qual encontrou para FORSU teor de nitrogênio amoniacal de 3.000mg/L e de nitrogênio total de 5.500mg/L. Pavi (2016) verificou um teor de nitrogênio total de 5.550mg/L na caracterização do lodo anaeróbio proveniente do mesmo reator de onde foi retirado o lodo de inóculo utilizado neste estudo. Em caracterização de resíduo biológico de reator UASB Vrieze et al. (2015) observaram um teor de nitrogênio amoniacal de 4363 mg/l. Em estudo da DA de ELA Yun et al. (2014) observaram um teor de nitrogênio amoniacal de 280mg/L e um teor de nitrogênio total de 5180mg/L no resíduo alimentício utilizado como inóculo.

Com relação ao teor de fósforo foi verificado valor de 1mg/L.

Foi possível observar diferenças ao se comparar os valores obtidos na caracterização do lodo anaeróbio deste estudo com valores verificados na literatura, no entanto, isso pode ser explicado pela origem totalmente distinta destes lodos.

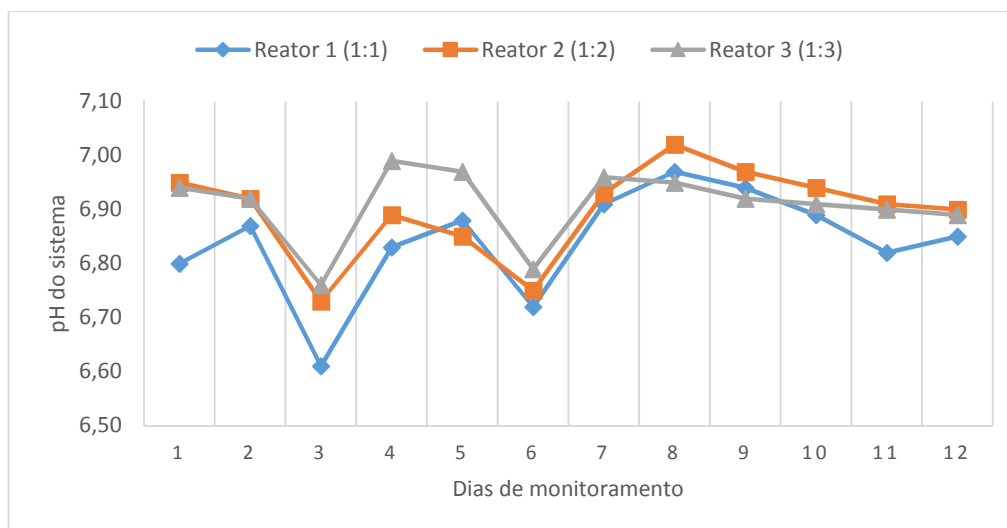
4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

4.3.1. pH

O controle do pH é fundamental para que o processo de digestão anaeróbia seja conduzido de forma estável. O monitoramento do pH apresentou valor médio de

6,84 para o reator 1, 6,90 para o reator 2 e 6,91 para o reator 3, conforme apresentado na figura 16. Estes valores evidenciam a estabilidade do processo durante a digestão do substrato.

Figura 16 – Variação de pH dos reatores durante o experimento



Fonte: Elaborado pelo autor.

Como se pode observar na figura 16, o pH dos reatores variou entre 6,60 e 7,02 em todas as variações de relação substrato/inóculo utilizadas. Não foi verificada variação fora da faixa ótima para digestão anaeróbia, o que demonstra que a relação inóculo/substrato utilizada estava adequada.

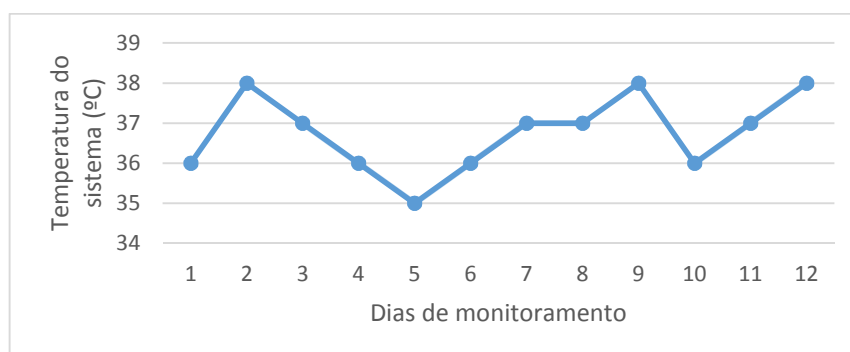
Kuglarz e Mrowiec (2009) verificaram para estudo de DA de ELA com utilização de resíduos biológicos um pH variando entre 6,81 e 7,21, dependendo das relações de ELA e inóculo utilizados, valores semelhantes aos observados neste estudo.

4.3.2. Temperatura

O sistema operou com temperatura de $35^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ mantendo-se nesse patamar ao longo de todo o experimento. Importante salientar que a medição da temperatura dos reatores foi executada com um termômetro submerso no mesmo banho-maria dos reatores e não no interior destes, devido à sua forma construtiva.

A figura 17 a seguir demonstra a variação de temperatura encontrada para os reatores durante o experimento.

Figura 17 – Variação de temperatura dos reatores durante o experimento



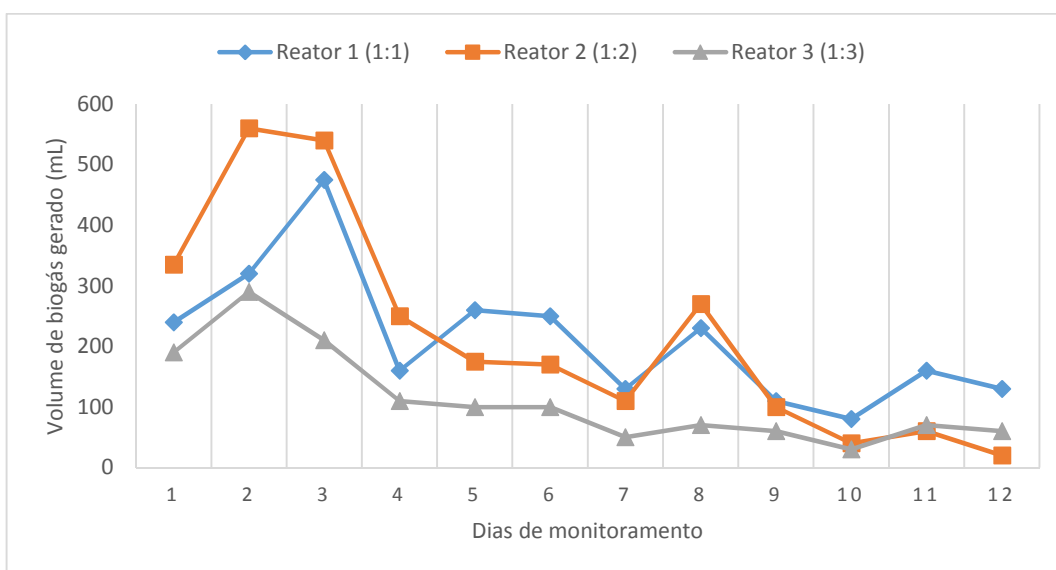
Fonte: Elaborado pelo autor.

A temperatura tem influência direta na termodinâmica das reações bioquímicas durante a digestão anaeróbia. Um exemplo disso são os reatores que operam em temperaturas termofílicas, os quais podem operar com tempos de residência de sólidos menores e taxas maiores de degradação do substrato em função de operarem em temperaturas da ordem de 45°C. Isto é possível porque o aumento de temperatura aumenta a velocidade específica das reações bioquímicas do processo. Entretanto, também aumenta o grau de instabilidade do sistema. Por outro lado, o decréscimo na temperatura abaixo da faixa mesofílica durante o processo, pode levar a concentração de AGV no meio resultando na diminuição da capacidade tampão do sistema, conduzindo a uma acidificação do reator.

4.3.3. Produção de biogás

O perfil de produção diária de biogás dos reatores é apresentado graficamente na figura 18. Observa-se que o maior volume de biogás foi produzido nos 4 primeiros dias de experimento, correspondendo a 46,95% da produção total medida ao final do experimento para o reator 1, e de 64,07%, para o reator 2, e 59,70% para o reator 3. Esta observação é importante para determinar uma possível mudança de estratégia de alimentação do reator em experimentos futuros, pois permite estabelecer relações entre massa de substrato/massa de inóculo possíveis de serem mantidas, por exemplo via alimentação escalonada (batelada alimentada). No caso deste experimento esta estratégia de alimentação, poderia ser experimentada com alimentações fracionadas a cada 3-4 dias, conforme demonstra o perfil de produção de biogás observado na figura 18.

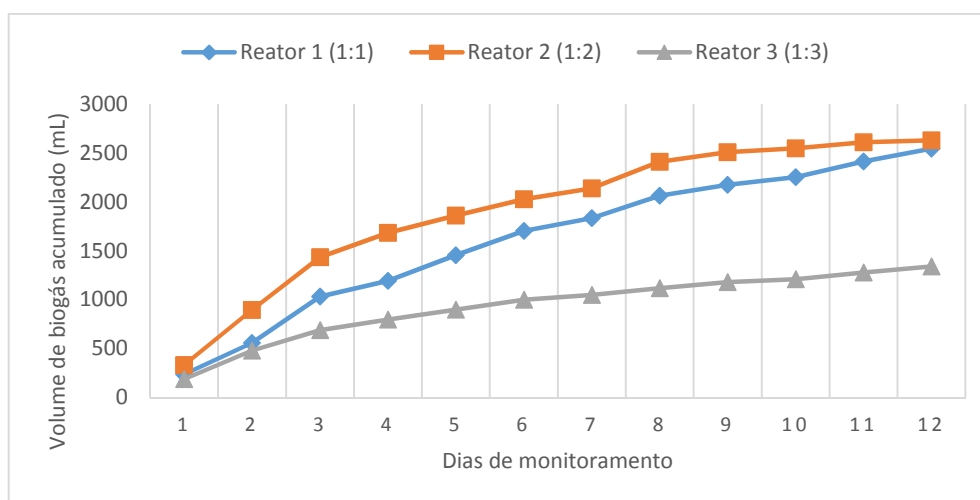
Figura 18 – Variação de produção de biogás dos reatores durante o experimento



Fonte: Elaborado pelo autor.

A produção de biogás nos três reatores foi mais elevada nos primeiros dias, atingindo o pico de produção no terceiro dia de monitoramento no reator 1 (475mL) e no segundo dia de monitoramento, nos reatores 2 (560mL) e 3 (290mL). A partir do quarto dia de monitoramento, é possível notar uma produção cada vez menor de biogás nos reatores, até alcançar valores considerados desprezíveis no último dia de monitoramento. O reator 2 até apresentou uma produção superior a 100mL no último dia, no entanto, pelo fato de os reatores 1 e 2 estarem produzindo pouco, o estudo foi finalizado.

Figura 19 – Produção acumulada de biogás nos reatores



Fonte: Elaborado pelo autor.

Verifica-se que a produção acumulada de biogás nos reatores 1 e 2 foi muito semelhante, 2.545mL e 2.630mL, respectivamente. No reator 3 a produção acumulada foi menor, 1.340mL.

Partindo dos valores de produção total de biogás dos reatores e das quantidades de sólidos totais voláteis presentes nas amostras, pode-se chegar a um parâmetro de rendimento dos sistemas, conforme tabela abaixo.

Tabela 3 – Rendimento dos reatores em função da quantidade de biogás produzida considerando a quantidade de STV existentes

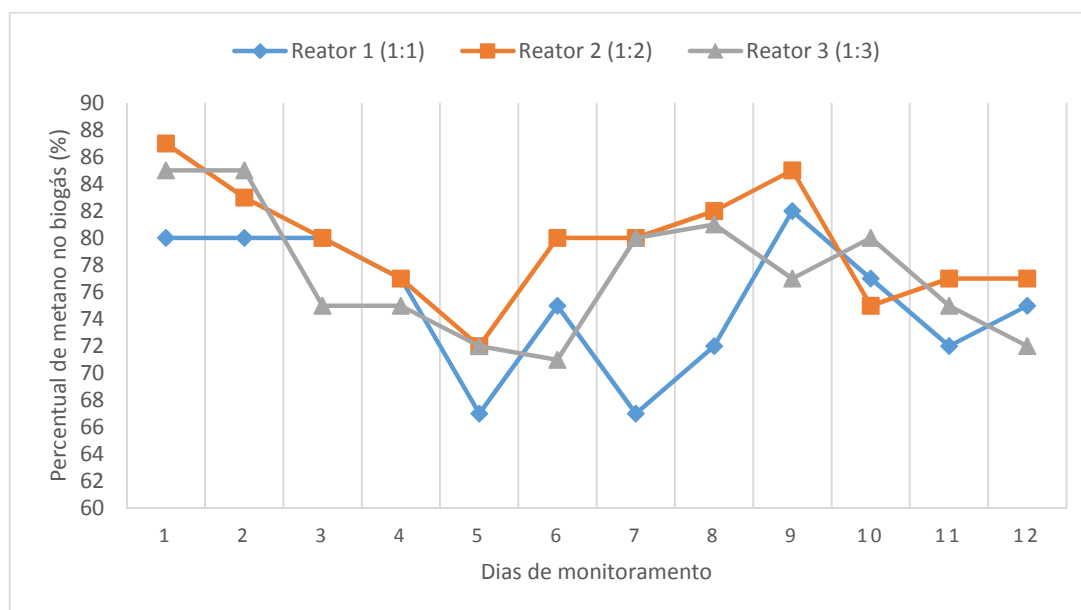
Reator	TDS (d)	Massa de STV aplicada no reator (kg)	Biogás produzido (L)	Volume de biogás/massa de STV aplicada (L/kgSTV)
1	15	0,09	2,55	26,96
2	15	0,08	2,63	34,94
3	15	0,07	1,34	19,23

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3.4. Teor de metano no biogás

A figura 20 a demonstra a variação do teor de metano no biogás produzido pelos reatores anaeróbios durante o experimento. Verifica-se um teor elevado nos primeiros 2 dias de monitoramento com valores acima dos teores normalmente relatados pela literatura, o qual deve situar-se em torno de 65-70%. Os elevados percentuais de metano observados provavelmente devem-se ao efeito cumulativo do biogás produzido nos primeiros dias de digestão, os quais também coincidem com o maior volume gerado, conforme pode ser observado na figura 18. A abundância de substrato presente nos primeiros dias de digestão pode ter sido responsável por este efeito. Entretanto, a comprovação deste comportamento exige ensaios analíticos e controles de cada reator que não foram possíveis com o aparato experimental utilizado para este trabalho. Cabe aqui, uma sugestão para futuros trabalhos que busquem estabelecer esta relação.

Figura 20 – Variação do teor de metano no biogás produzido nos reatores durante o experimento



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 4 – Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos percentuais de metano presente no biogás para os reatores analisados

Reator	Teor mínimo de CH ₄ no biogás (%)	Teor máximo de CH ₄ no biogás (%)	Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
1	67	82	4,80	25,15
2	72	87	4,09	18,27
3	71	85	4,64	23,52

Fonte: Elaborado pelo autor.

Wu et al. (2015) encontraram em estudo de digestão mesofílica convencional de ELA um percentual de metano de 64,4% e 60,6%. Benabdallah et al. (2007) encontraram teor de metano no biogás gerado na DA de ELA de 65% considerando condições operacionais mesofílica. Observa-se teores de metano superiores no presente estudo, justificados devido a forma de medição aplicada não possuir bom nível de precisão. Analisando os coeficientes de variação de teores de metano demonstrados na tabela 4, podemos concluir que os valores encontrados foram coerentes com os verificados na literatura.

Tabela 5 – Rendimento dos reatores em função da quantidade de metano produzida considerando a quantidade de STV existentes

Reator	TDS (d)	Volume de biogás/massa de STV aplicada (L/kgSTV)	Teor médio de CH ₄ no biogás (%)	Rendimento de metano (L/kgSTV)
1	15	26,96	75,33	20,31
2	15	34,94	79,58	27,81
3	15	19,23	77,33	14,87

Fonte: Elaborado pelo autor.

Porém, considerando a média dos teores de metano encontrados nas amostras de biogás dos reatores ao longo do experimento, esses valores ficaram próximos aos verificados por outros pesquisadores em estudos semelhantes. Pavi (2016) observou um teor de metano no biogás produzido na digestão anaeróbia de FORSU e RHF em média de 76,5%. Schulz (2015) observou um percentual de até 80% de teor de metano no biogás produzido na digestão anaeróbia de FORSU.

4.3.5. Alcalinidade e ácidos graxos voláteis

O monitoramento da alcalinidade e AGV dos reatores foi realizado a cada sete dias considerando o tempo zero e final do Os resultados encontrados estão demonstrados na tabela 6 a seguir.

Tabela 6 – Monitoramento de alcalinidade e AGV dos reatores

Período	Parâmetro	Relação substrato/inóculo (Reator)			Relação AGV/Alcalinidade		
		1:1 (R1)	1:2 (R2)	1:3 (R3)	Reator 1	Reator 2	Reator 3
Tempo zero	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	52,8	58,2	58,2	0,73	0,76	0,47
	AGV (mg HÁc/L)	38,55	44,05	27,53			
7 dias	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	130,8	113,4	110,4	0,63	0,53	0,50
	AGV (mg HÁc/L)	82,6	60,57	55,07			
Final	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	152,4	139,8	145,8	0,58	0,51	0,42
	AGV (mg HÁc/L)	88,11	71,59	60,57			

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores encontrados para relação entre AGV e alcalinidade dos sistemas ficaram próximos de valores indicados pela literatura como valores adequados para manutenção da boa operabilidade e digestão anaeróbia, ou seja, próximos de 0,5. O reator 3 foi o mais adequado neste sentido, chegando a uma relação final de AGV/alcalinidade de 0,41, a menor entre todos os reatores ao longo de todo o experimento. Os reatores 1 e 2 iniciaram a operação com valores de 0,73 e 0,76 respectivamente, porém não foi possível observar prejuízo na digestão anaeróbia. Ao final do experimento, os reatores atingiram valores satisfatórios para o processo de DA, os quais situaram-se entre 0,42 e 0,58.

Em estudo da DA de ELA Zhang (2009) encontrou teores de AGV e alcalidade total de 34,2mg/L e 193mg/L respectivamente, obtendo uma relação AGV/Alcalinidade de 0,18. Em estudo de DA mesofílica de ELA Bolzonella et al. (2012) encontraram teores de AGV e alcalidade total de 570mg/L e 8400mg/L respectivamente, obtendo uma relação AGV/Alcalinidade de 0,07. Em estudo de DA mesofílica de ELA Cavinato et al. (2013) encontraram teores de AGV e alcalidade total de 270,1mg/L e 1073mg/L respectivamente, obtendo uma relação AGV/Alcalinidade de 0,25. Os valores da literatura para relação AGV/Alcalinidade apresentara-se menores, o que pode ser explicado pela diferença entre os substratos utilizados. Kuglarz e Mrowiec (2009) verificaram para estudo de DA de ELA uma relação de AGV/Alcalinidade entre 0,05 e 0,69 observando para este último uma diminuição na produção de biogás.

4.3.6. Determinação de sólidos

O monitoramento da série de sólidos dos reatores está demonstrado na tabela 7 a seguir.

Tabela 7 – Monitoramento de série de sólidos

Período	Parâmetro	Relação substrato/inóculo		
		1:1	1:2	1:3
Tempo zero	ST (%)	3,97	3,95	3,11
	STV (%ST)	49,32	50,71	51,33
	STF (%ST)	50,68	49,29	48,67
7 dias	ST (%)	4,70	4,20	4,68
	STV (%ST)	48,05	49,06	50,25
	STF (%ST)	51,95	50,94	49,75
Final	ST (%)	4,18	4,40	4,16
	STV (%ST)	48,10	49,27	49,68
	STF (%ST)	51,90	50,73	50,32

Fonte: Elaborado pelo autor.

Através da tabela 7 podemos observar que os teores de ST, STV e STF não variaram de forma significativa ao longo do experimento, para ambas as relações de substrato/inóculo testadas. No entanto, é possível notar uma diminuição dos teores de STV em ambos sistemas, evidenciando consumo de matéria orgânica na DA. Observou-se também taxas de remoção de STV de 2,47% para o reator 1, 2,84% para o reator 2 e 3,20% para o reator 3.

Em estudo de DA mesofílica de ELA Bolzonella et al. (2012) observaram teores de ST de 4% e SSV 73% dos ST. Comparando este estudo com o valor da literatura podemos observar semelhança no teor de ST em ambos reatores ao longo de todo experimento.

5 CONCLUSÕES

Ao final dos experimentos realizados, é importante salientar as seguintes considerações finais:

- a) O excesso de lodo ativado resultante do tratamento de esgotos da ETE São João Navegantes em Porto Alegre/RS apresentou valores produção de biogás de 26,96L/kgSTV (reator 1), 34,94L/kgSTV (reator 2) e 19,23L/kgSTV (reator 3);
- b) O reator 1 apresentou um teor de metano médio na composição do biogás de 75,33% (20,31L/kgSTV), o reator 2 um teor médio de metano de 79,58% (27,81L/kgSTV) e o reator 3 um teor médio de metano de 77,33% (14,87L/kgSTV);
- c) A relação substrato/inóculo mais favorável foi a relação 1:2 alcançando produção de biogás de 34,94L/kgSTV e média de teor de metano de 79,58%;
- d) O reator 3 (relação substrato/inóculo de 1:3) apresentou a melhor taxa de remoção de STV dos reatores estudados, alcançando 3,20%;
- e) Os reatores 1 e 2 apresentaram uma produção acumulada de biogás de 2.545mL e 2.630mL respectivamente, logo, a quantidade de massa de STV aplicada (0,09439kg para o reator 1 e 0,07527kg para o reator 2) não influenciou nos resultados alcançados;
- f) Foi verificado que o maior volume de biogás e teor de metano ocorreu nos primeiros 4 dias de monitoramento considerando que a produção esteve diretamente relacionada com a disponibilidade de matéria orgânica no sistema;
- g) As relações entre substrato/inóculo utilizadas neste estudo foram adequas para a manutenção do pH em condições ótimas para digestão anaeróbia;
- h) A relação AGV/alcalinidade não influenciou na estabilidade dos reatores com vista a produtividade de biogás.

5.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para execução de estudos futuros é possível deixar algumas sugestões a serem observadas:

- a) Repetição do experimento realizado respeitando as mesmas condições de operabilidade dos reatores, bem como as condições de partida desses com relação as quantidades de substrato/inóculo utilizadas;
- b) Repetição do experimento realizado com as mesmas condições de partida e relação substrato/inóculo em temperatura diferente da testada neste experimento. Por exemplo, testar a 25 °C, a qual é mais próxima da condição real de operação no Brasil;
- c) Verificar a aplicação de relações substrato/inóculo diferentes das relações aplicadas neste experimento, visando melhores resultados de produção e qualidade do biogás gerado;
- d) Testar a adição de diferentes substratos juntamente com o substrato utilizado para verificação de melhoria na produção e qualidade do biogás;
- e) Verificar a capacidade de uso agrícola do lodo resultante no final da batelada através de caracterização fitossanitária;
- f) Proporcionar aos reatores um sistema de agitação automático e contínuo com o objetivo de potencializar a produção de biogás.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **BIG – Banco de informações de geração**. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: Maio de 2018.
- ALMEIDA, Paulo Rogério Menezes de. **Microfauna de protozoários como indicador de eficiência da estação de tratamento de esgoto do tipo lodo ativado, em Feira de Santana-BA**. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Departamento de Tecnologia, Universidade Estadual de Feira de Santana, 2008.
- 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**, Passo Fundo, n. 10, p. 25-29, 2007.
- ANDREOLI, Cleverson V.; von SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental - UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.
- APPELS, L.; BAEYENS, J., et al. **Principle and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge**. Progress in Energy and Combustion Science, 34 (2008), p. 755-781.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed., Washington: American Public Health Association Pub., 2012. 1925 p.
- BENABDALLAH, T.; EL-HADJ, J.; DOSTA, J.; MATA-ÁLVAREZ, J. **Start-up and HRT Influence in Thermophilic and Mesophilic Anaerobic Digesters Seeded with Waste Activated Sludge**. Chemical and Biochemical Engineering Quarterly, 21 (2007), p. 145-150.
- BENTO, Alessandra P. et al. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis, v. 10, n. 4, p. 329-338, 29 de setembro de 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v10n4/a09v10n4.pdf>>. Acesso em: janeiro 2018.
- BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. **High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study**. Waste Management, 32 (2012), p. 1196-1201.

BORGES, Henrique Dantas. **Avaliação da produção de biogás gerado no reator UASB da estação de tratamento de esgotos sanitários Paranoá – DF.** 2016. 59 f. Monografia de Projeto Final (Bacharel em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2016. Disponível em: <http://bdm.unb.br/bitstream/10483/16960/1/2016_HenriqueDantasBorges_tcc.pdf>. Acesso em: Fevereiro de 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014.** Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>>. Acesso em: outubro de 2016.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016.** Brasília: SNSA/MCIDADES, 2018. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016>>. Acesso em: fevereiro de 2018.

BRASIL. **Lei Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** Estabelece Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm>. Acesso em: Maio de 2017.

CABRAL, Carolina Bayer Gomes. **Avaliação da produção de biogás para fins energéticos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário.** 2016. 139 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2016. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/169074>>. Acesso em: Abril de 2018.

CAMMAROTA, Magali Christe. **Tratamento de efluentes líquidos.** 2011. 72 f. Notas de aula (Graduação em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de química, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2011.

CAMPOS, José Roberto. (Coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CASSINI, Sérgio T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás.** Rio de Janeiro, ABES, RiMa, 2003.

CAVINATO, C.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; FATONE, F.; CECCHI, F. **Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors.** Renewable Energy, 55 (2013), p. 260-265.

CHENG, X.; WANG, J.; CHEN, B.; WANG, Y.; LIU, J.; LIU, L. **Effectiveness of phosphate removal during anaerobic digestion of waste activated sludge by dosing iron(III)**. *Journal of Environmental Management*, 193 (2017), p. 32-39.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental – UFMG, 1997.

COELHO, Suani Teixeira; VELÁZQUEZ, Sílvia Maria Stortini González; SILVA, Orlando Cristiano; PECORA, Vanessa; ABREU, Fernando Castro de. Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA (CBE), 11., 2006. Disponível em: <<http://www.proceedings.scielo.br/pdf/agrener/n6v1/070.pdf>>. Acesso em: Fevereiro de 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Norma técnica L1.025**: manual técnico da microbiologia para sistemas de lodos ativados operando com esgotos domésticos. São Paulo, 1985.

CRUZ, Alice Dias da. **Avaliação do biogás produzido em reatores UASB em termos de concentração de H₂S para fins de aproveitamento energético**. 2016. 79 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Sanitária Ambiental) – Curso de Graduação em Engenharia Sanitária Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2016. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/160189>>. Acesso em: Março de 2018.

DILALLO, R; ALBERSTON, O.E. Volatile acids by direct titration. *Journal of water pollution control federation*, v. 33, n. 4, p. 356, 1961.

DUTRA, Gustavo Henrique Lima. **Avaliação técnico-econômica de alternativas de lodos ativados no tratamento de esgotos domésticos**. 2014. 95 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Sanitária Ambiental) - Curso de Graduação de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2014. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/131762>>. Acesso em: março de 2018.

FARIA, Rui Alexandre Pereira. **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto – estudo de caso**. 2012. 63 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Cascavel, 2012. Disponível em: <http://portalpos.unioeste.br/media/File/energia_agricultura/pdf/Dissertacao_Rui_A_P_Faria.pdf>. Acesso em: Abril de 2018.

FENG, Y.; ZHANG, Y.; QUAN, X.; CHEN, S. **Enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge digestion by the addition of zero valent iron.** *Water Research*, 52 (2014), p. 242-250.

GALLINA, Thaís Forest. **Análise do potencial de geração de energia elétrica a partir do biogás das estações de tratamento de esgoto de Florianópolis.** 2013. 88 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenheiro Sanitarista Ambiental) – Curso de Graduação em Engenharia Sanitária Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2013. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/125069>>. Acesso em: Abril de 2018.

HALLAM, Jamile Machado. **Efeito da relação substrato/inóculo na partida de reator anaeróbio para digestão de resíduos alimentares.** 119 f. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, 2016. Disponível em: <<http://www.repositorio.jesuita.org.br/handle/UNISINOS/5480>>. Acesso em: março de 2018.

HUANG, C.; LAI, J.; SUN, X.; LI, J.; SHEN, J.; HAN, W.; WANG, L. **Enhancing anaerobic digestion of waste activated sludge by the combined use of NaOH and Mg(OH)₂: Performance evaluation and mechanism study.** *Bioresource Technology*, 220 (2016), p. 601-608.

HUANG, C.; LIU, C.; SUN, X.; SUN, Y.; LI, R.; LI, J.; SHEN, J.; HAN, W.; LIU, X.; WANG, L. **Hydrolysis and volatile fatty acids accumulation of waste activated sludge enhanced by the combined use of nitrite and alkaline pH.** *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (2015), p. 18793-18800.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos.** 4. ed. SEGRAC, 2005.

KRÄMER, Luís E. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de hortifrutigranjeiros e fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos visando melhoramento do desempenho na produção de biogás.** 89 f. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Civil) – Curso de Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, 2016.

KUGLARZ, M.; MROVIEC, B. Co-digestion of municipal biowaste and sewage sludge for biogas production. In: PROCEEDINGS OF A POLISH-SWEDISHUKRAINIAN SEMINAR, Stockholm, Sweden. **Anais...** University of Bielsko – Biala, Poland, 2009.

LEE, Erich Shen Higa; SANTOS, Francisco José dos (orientador). Caracterização do lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto (ETE) e estudo sobre seu potencial energético. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2., 2011, Londrina. **Anais eletrônicos...** Londrina: Instituto

Brasileiro de Estudos Ambientais, 2011. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/X-001.pdf>>. Acesso em: março de 2018.

LEITE, Valderi D.; LOPES, Wilton S.; SOUZA, José T. de; PRASAD, Shiva; SILVA, Salomão A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 13, n. 2, p. 190-196, 2009.

LIU, T.; SUN, L.; MÜLLER, B.; SCHNÜRER, A. **Importance of inoculum source and initial community structure for biogas production from agricultural substrates**. *Bioresource Technology*, 245 (2017), p. 768-777.

LUNA, Maria L. D. de; LEITE, Valderi D.; LOPES, Wilton S.; SOUSA, José T. de; SILVA, Salomão A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 113-121, 2009.

MIRANDA, Mariana Almeida Picanço de; MIRANDA, Luisa Almeida Picanço de; PICANÇO, Marilucia Rocha de Almeida. O direito ao saneamento como fator social de saúde no Brasil. In: CONGRESSO IBEROAMERICANO DE DIREITO SANITÁRIO, 3., 2013, Brasília. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE DIREITO SANITÁRIO, 2., 2013, Brasília. **Anais eletrônicos...** Brasília: Cad. IberAmer. Direito Sanit., v.2, n.2, 2013. Disponível em: <<https://www.cadernos.prodisa.fiocruz.br/index.php/cadernos/article/view/81/124>>. Acesso em: fevereiro de 2018.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MONACO, P. A. V. L.; MATOS, A. T.; RIBEIRO, I. C. A.; BATISTA, A. P. S.; MIRANDA, S. T.; JÚNIOR, V. E. Tratamento de esgoto sanitário utilizando coagulante natural seguido de filtro orgânico. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 27, n. 1, p. 28-40, 2014.

MOURA, Johnson Pontes de. Estudo do dimensionamento da produção de biogás com utilização de resíduos residenciais, industriais e de matrizes suínas a partir de uma revisão da literatura. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 6, n. 6, p. 1066-1077, 2012.

OLIVEIRA, Sílvia M. A. Corrêa; von SPERLING, Marcos. **Avaliação de 166 ETes em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho**. Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/esa/v10n4/a11v10n4.pdf>>. Acesso em: março de 2018.

- PAVI, Suelen. **Produção de biogás a partir da co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e resíduos de hortifrutigranjeiros.** 2016. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, 2016.
- PAULA JR, D. R.; MORAES, L. M.; CAMARGO, S. A. R.; ROSTON, D. M. NOUR, E. A. A. Digestão anaeróbia de lodo de esgoto utilizando reator de câmara única e mistura completa: avaliação da partida e estabilização do sistema. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais...** Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 2002.
- PEIRANO, Mario Marmo Farias **Sistema de tratamento de efluentes.** Manual prático operacional: controle e manutenção. Lodos ativados. 1. ed. Acqua Limpa, 2014.
- REMPEL, Neuri. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina.** 2014. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, 2014.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul (PERS-RS).** 2014. Disponível em: <<http://www.pers.rs.gov.br/noticias/arq/ENGB-SEMA-PERS-RS-40-Final-rev01.pdf>>. Acesso em: Abril de 2018.
- SANT'ANNA JÚNIOR, Geraldo Lippel. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- SCHULZ, Francine. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.** 2015. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, 2014.
- SILVA, Thaisa Carolina Ferreira; RIETOW, Julio Cesar; COELHO, Suani Teixeira; POSSETTI, Gustavo Rafael Collere. Utilização do biogás proveniente do tratamento do esgoto doméstico para geração de eletricidade. In: CONGRESSO SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL – AGRENER, 10., 2015, São Paulo. **Anais eletrônicos...** São Paulo: Universidade de São Paulo (USO), 2015. Disponível em: <<http://www.iee.usp.br/agrener2015/sites/default/files/tematica2/925.pdf>>. Acesso em: Abril de 2018.
- SOUZA, Tânia Cristina Ribeiro de. **Estações de tratamento de águas residuais: conceitos e dimensionamento.** 2016. 254 f. Relatório de estágio (Requisito para obtenção do grau de mestre em engenharia civil – ramo de infraestruturas) - Mestrado em Engenharia Civil, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Porto, 2016.

SUSCHKA, J.; GRÜBEL, K. **Nitrogen in the process of waste activated sludge anaerobic digestion.** Archives of Environmental Protection, 40 (2014), p. 123-136.

VOLTOLINI, Caio Angel. **Co-digestão anaeróbia e potencial de geração de biogás de lodos de esgotos e resíduos sólidos orgânicos.** 2011. 63 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2011.

von SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 1 v.

von SPERLING, Marcos. **Lodos Ativados.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 4 v.

VRIEZE, J.; RAPORT, L.; WILLEMS, B.; VERBRUGGE, S.; VOLCKE, E.; MEERS, E.; ANGENENT, L.; BOON, N. **Inoculum selection influences the biochemical methane potential of agro-industrial substrates.** Microbial Biotechnology, 8, 5 (2015), p. 776-786.

WU, J.; CAO, Z.; HU, Y.; WANG, X.; WANG, G.; ZUO, J.; WANG, K.; QIAN, Y. **Microbial Insight into a Pilot-Scale Enhanced Two-Stage High-Solid Anaerobic Digestion System Treating Waste Activated Sludge.** International Journal of Environmental Research and Public Health, 14, 1483 (2017).

WU, L.; QIN, Y.; HOJO, T.; LI, Y. **Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by temperature-phased process with recycle.** Energy, 87 (2015), p. 381-389.

YUN, Y.; CHO, S.; KIM, H.; JUNG, K.; SHIN, H.; KIM, D. **Elucidating a synergistic effect of food waste addition on the enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge.** Korean Journal of Chemical Engineering, 31, 8 (2014), p. 1542-1546.

ZHANG, L.; YIN, J.; LIU, L.; ZANG, L. Mesophilic two-phase anaerobic digestion of waste activated sludge with different VS contents. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON BIOINFORMATICS AND BIOMEDICAL ENGINEERING, 3., 2009, Beijing. **Anais...** Guangzhou: School of Chemistry and Environment South China Normal University, 2009.