



**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
NÍVEL MESTRADO**

**MIRELA MIORIM**

**TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E  
ESGOTO DOMÉSTICO POR PROCESSO ANAERÓBIO EM REATOR UASB**

**SÃO LEOPOLDO**

**2018**



MIRELA MIORIM

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO  
DOMÉSTICO POR PROCESSO ANAERÓBIO EM REATOR UASB

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

SÃO LEOPOLDO

2018

M669tMiorim, Mirela.

Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB / por Mirela Miorim. -- São Leopoldo, 2018.

87 f. : il. color. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2018.

Orientação: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda, Escola Politécnica.

1.Engenharia sanitária. 2.Saneamento. 3.Aterro sanitário – Lixiviação. 4.Esgotos. 5.Digestão anaeróbia. 6.Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico. I. Miranda, Luis Alcides Schiavo. II.Título.

CDU 628  
628.472.3  
628.3

Catálogo na publicação:  
Bibliotecária Carla Maria Goulart de Moraes – CRB 10/1252

MIRELA MIORIM

TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO E ESGOTO  
DOMÉSTICO POR PROCESSO ANAERÓBIO EM REATOR UASB

Esta Dissertação de Mestrado foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovado por:

---

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda  
Orientador

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>Luciana Paulo Gomes  
Coordenador do PPGEC/UNISINOS

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Lademir Luiz Beal  
PPGECAM/UCS

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup>Luciana Paulo Gomes  
PPGEC/UNISINOS

SÃO LEOPOLDO, RS – BRASIL  
Fevereiro/2018



Dedico ao meu Pai, Carlos Humberto, minha Mãe Alice e meus irmãos Maxwillian, Marina e Murilo.



## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu pai, por ter me ajudado com toda a sua sabedoria em todos os momentos ao longo desta jornada.

Aos meus irmãos, Maxwillian, Marina e Murilo, por me acompanharem em todos os momentos de minha vida, sempre demonstrando compreensão e me incentivando a seguir os meus sonhos. Devo a eles todas as minhas conquistas.

Agradeço novamente ao meu irmão Maxwillian, por ter me possibilitado realizar este mestrado, através de seu incentivo financeiro eu tive esta oportunidade.

À minha mãe, pelas horas de conversa sobre assuntos aleatórios para descontrair.

Às minhas irmãs e irmãos de coração, Giovana, Aimée, Aline, Luciano e Iuri, que tornaram o dia a dia no laboratório mais agradável, com seus conselhos, cultura indispensável e cafés maravilhosos. Além de estarem sempre dispostos a me ajudar com qualquer procedimento experimental.

À técnica em química Aimée pelo seu vasto conhecimento partilhado, sem a sua boa vontade certamente eu teria enfrentado muitas dificuldades em meus ensaios no laboratório.

Por fim, e não menos importante, ao professor Luis Alcides Schiavo por toda a sua paciência, sabedoria e disposição para compartilhar seus conhecimentos ao longo de todo o mestrado.



O saber se aprende com os mestres e os  
livros. A sabedoria, se aprende é com a vida  
e com os humildes.

Cora Coralina



## RESUMO

MIORIM, Mirela. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB**. São Leopoldo, 2018. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo, 2017.

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário (LAS) e esgoto sanitário (ES) é uma solução promissora, uma vez que com a diluição do lixiviado ocorre a redução de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica. No entanto, é necessário que sejam determinadas as proporções de LAS:ES adequadas para este tipo de tratamento. A presente pesquisa objetiva estudar o tratamento combinado por processo anaeróbio através de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), utilizando como substratos o esgoto sanitário e o lixiviado de aterro sanitário. A primeira etapa da pesquisa abordou os ensaios de bancada realizados, afim de caracterizar os substratos adotados e assim determinar o acréscimo de cargas orgânicas e de nutrientes, e alterações nos parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade e AGV) com a adição de 3 e 6% de lixiviado ao esgoto sanitário. A segunda etapa da pesquisa compreende ensaios em escala piloto, utilizando o reator UASB em regime contínuo, com 830L, operando com um TDH de 12 h, e temperatura ambiente a qual foi monitorada por um termômetro no corpo do reator. O reator UASB foi inoculado com lodo anaeróbio proveniente do reator UASB em escala plena da UNISINOS. Este lodo apresentou uma concentração de 515 mg ST/L, 265,4 mg SV/L e 250,2 mg SF/L. O reator UASB operou inicialmente apenas com esgoto sanitário por um período de 127 dias (Fase 1), em seguida operou por 49 dias com a adição de 3% de LAS (Fase 2) e a última fase por um período de 28 dias com a adição de 6% de LAS (Fase 3). Verificou-se que houve um equilíbrio no pH, alcalinidade e AGV na Fase 1, enquanto que nas Fases 2 e 3 estes parâmetros sofreram uma elevação no afluente, e um decréscimo na alcalinidade efluente devido a necessidade de se neutralizar os AGV. Foi verificada uma concentração média de alcalinidade afluente e efluente de 114,7 e 129,3 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Fase 1), de 373,0 e 345,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Fase 2) e 665,8 e 581,3 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Fase 3), nesta ordem. O pH inicial do afluente operando somente com ES foi de 6,9, chegando a 8,8 na Fase 3 na mistura com 6% de LAS. Foi observado que o nitrogênio amoniacal afetou diretamente o processo anaeróbio, uma vez que o aumento da alcalinidade do afluente ao partir da entrada do LAS ao processo, este aumento foi atribuído a formação de hidróxido de amônia a partir do nitrogênio amoniacal presente no LAS. A concentração de nitrogênio amoniacal correspondeu a mais de 80% do nitrogênio total da mistura LAS:ES, e manteve-se nestes patamares durante todo o período experimental. As concentrações de nitrogênio amoniacal afluente e efluente, foram, respectivamente, 31,4 e 42,7 mg/L (Fase 1), 60,8 e 60,8 mg/L (Fase 2) e 91,9 e 89,4 mg/L (Fase 3). A remoção de DQO na Fase 1 variou entre 27,1 - 63,6%, de 33,7 - 54,7% na Fase 2 e de 22,9 - 32,3% na Fase 3. Para as condições estudadas não verificou-se uma elevada eficiência de remoção de matéria orgânica no reator operando com a mistura LAS:ES. Quantitativamente observou-se teores de metano entre 63,2 e 74%.

Palavras-chave: Tratamento combinado. Lixiviado de aterro sanitário. Esgoto sanitário. Digestão anaeróbia. Reator UASB.



## ABSTRACT

MIORIM, Mirela. **Combined treatment of landfill leachate and wastewater by anaerobic process in UASB reactor**. São Leopoldo, 2018. 87p. Dissertation (Master Degree in Civil Engineering) -- Civil Engineering Post-Graduation Program, Unisinos, São Leopoldo.

The combined treatment of landfill leachate (LAS) and sanitary sewage (ES) is a promising solution, since with the dilution of the leachate the reduction of high concentrations of ammoniacal nitrogen and organic matter occurs. However, it is necessary to determine the proportions of LAS: ES suitable for this type of treatment. The present research aims to study the combined treatment by anaerobic process through an anaerobic sludge blanket and UASB reactor, using wastewater and landfill leachate as substrates. The first stage of the research was carried out in order to characterize the substrates and to determine the increase of organic loads and nutrients, as well as changes in physical and chemical parameters (pH, alkalinity and VFA) with the addition of 3 and 6% of leachate to wastewater. The second stage of the research involves pilot scale tests using the continuous UASB reactor with 830 L, operating with a HRT of 12 h, and ambient temperature which was monitored by a thermometer in the reactor. UASB reactor was inoculated with anaerobic sludge from the UASB reactor at full scale from UNISINOS, this sludge presented a concentration of 515 mg ST/L, 265.4 mg VS/L and 250.2 mg FS/L. UASB reactor initially operated only with wastewater for a period of 127 days (Phase 1), then operated for 49 days with the addition of 3% leachate (Phase 2) and the last phase for a period of 28 days with addition of 6% leachate (Stage 3). It was verified that there was a balance in pH, alkalinity and VFA in Phase 1, whereas in Phases 2 and 3 these parameters suffered an increase in the affluent, and a decrease in the alkalinity effluent due to the necessity to neutralize the VFA. A mean affluent alkalinity affluent and effluent concentration of 114.7 and 129.3 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Phase 1), 373.0 and 345.0 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Phase 2) and 665.8 and 581.3 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Phase 3), in that order. The initial pH effluent operating with wastewater alone was 6.9, reaching 8.8 in Phase 3 in the mixture with 6% of leachate. It was observed that the ammonia nitrogen directly affected the anaerobic process, since the increase of the alkalinity of the affluent from the addition of the leachate to the process, this increase was attributed to the formation of ammonia hydroxide from the ammonia nitrogen present in the leachate. The concentration of ammonia nitrogen corresponded to more than 80% of the total nitrogen of the leachate/wastewater mixture, and remained at these levels throughout the experimental period. The concentrations of ammonia nitrogen affluent and effluent were respectively 31.4 and 42.7 mg/L (Phase 1), 60.8 and 60.8 mg/L (Phase 2) and 91.9 and 89.4 mg/L (Phase 3). Removal of COD in Phase 1 ranged from 27.1 - 63.6%, from 33.7 - 54.7% in Phase 2 and from 22.9 - 32.3% in Phase 3. In the conditions under study, a high removal efficiency of organic matter was not verified in the reactor operating with the leachate/wastewater mixture. Methane levels between 63.2 and 74% were quantitatively observed.

Keywords: Combined treatment. Landfill leachate. Wastewater. Anaerobic digestion. UASB reactor.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processo de digestão anaeróbia.....	31
Figura 2 - Balanço esquemático de DQO em sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio.....	37
Figura 3 - Diagrama esquemático de um reator UASB.....	38
Figura 4 - Fluxograma ilustrativo das etapas experimentais do estudo.....	49
Figura 5 - Aterro Sanitário de Santa Tecla.....	52
Figura 6 - Fluxograma de funcionamento do reator UASB.....	54
Figura 7 - Componentes do sistema experimental em escala piloto.....	58
Figura 8 - Variação da temperatura ao longo do experimento.....	68
Figura 9 - Relação de nitrogênio amoniacal e alcalinidade total.....	70
Figura 10 - Série de Sólidos (mg/L) - Afluente.....	72
Figura 11 - Série de Sólidos (mg/L) - Efluente.....	72
Figura 12 - Unidades de Cor (mg/L Pt-Co) - afluente e efluente.....	73
Figura 13 - Turbidez (UNT) afluente e efluente.....	74
Figura 14 - DQO afluente e efluente.....	76



## LISTA DE FOTOGRAFIAS

Fotografia 1 - Ponto de coleta do esgoto sanitário .....	51
Fotografia 2 - Ponto de coleta do lixiviado no aterro sanitário localizado em Santa Tecla .....	53
Fotografia 3 - Sistema experimental (UASB) em escala piloto .....	55
Fotografia 4 - Bomba dosadora, Bomba tipo helicoidal e inversor de frequência para alimentação do reator UASB .....	56
Fotografia 5 - Bomba dosadora .....	57
Fotografia 6 - Medidor de biogás .....	60



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização dos lixiviados gerados em diferentes aterros brasileiros .....	32
Tabela 2 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros .....	33
Tabela 3 - Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto .....	34
Tabela 4 - Dados técnicos do sistema operacional .....	56
Tabela 5 - Características do lixiviado .....	61
Tabela 6 - Características do esgoto sanitário da ETE / Unisinos.....	62
Tabela 7 - Características das misturas de ES:LAS .....	63
Tabela 8 - Resultados das análises de pH, alcalinidade e AGV .....	65
Tabela 9 - Carga orgânica volumétrica adotada nas diferentes fases .....	66
Tabela 10 - Resultados das análises de nitrogênio em cada fase do experimento.....	69
Tabela 11 - Carga de nitrogênio amoniacal.....	71
Tabela 12 - Concentrações e remoção de DQO .....	75
Tabela 13 - Concentração de Fósforo Total .....	77



## LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AME	Atividade Metanogênica Específica
APHA	American Public Health Association
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
COV	Carga Orgânica Volumétrica
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ES	Esgoto Sanitário
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
HAc	Ácido Acético
IBGE	Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia
LAS	Lixiviado de Aterro Sanitário
N	Nitrogênio
NA	Nitrogênio Amoniacal
NBR	Norma Brasileira de Regulação
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SNIS	Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento
SF	Sólidos Fixos
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente)
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>25</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>27</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	27
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	27
2.3 ESTRUTURA DA PESQUISA.....	27
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>29</b>
3.1 SANEAMENTO BÁSICO.....	29
3.2 COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO .....	30
3.3 COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SANITÁRIO.....	34
3.4 APLICAÇÃO DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS .....	36
<b>3.4.1 Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.....</b>	<b>37</b>
3.5 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO EM PROCESSOS ANAERÓBIOS .....	39
<b>3.5.1 Temperatura .....</b>	<b>39</b>
<b>3.5.2 pH, alcalinidade e AGV .....</b>	<b>40</b>
<b>3.5.3 Carga hidráulica volumétrica (CHV).....</b>	<b>41</b>
<b>3.5.4 Carga orgânica volumétrica (COV) .....</b>	<b>41</b>
<b>3.5.5 Tempo de detenção hidráulica (TDH).....</b>	<b>42</b>
<b>3.5.6 Nutrientes.....</b>	<b>42</b>
3.6 TRATAMENTO COMBINADO DE LAS E ES .....	43
3.7 GERAÇÃO DE BIOGÁS.....	46
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>49</b>
4.1 ESCALA DE BANCADA - COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS..	50
<b>4.1.1 Esgoto sanitário .....</b>	<b>50</b>
<b>4.1.2 Lixiviado.....</b>	<b>52</b>
4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL: ESCALA PILOTO .....	53
<b>4.2.1 Fases da pesquisa em escala piloto.....</b>	<b>59</b>
<b>4.2.2 Partida do reator UASB .....</b>	<b>59</b>
<b>4.2.3 Monitoramento da unidade experimental.....</b>	<b>59</b>
<b>4.2.4 Determinação do teor de metano .....</b>	<b>60</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>61</b>
5.1 ENSAIOS PRELIMINARES .....	61
<b>5.1.1 Caracterização do lixiviado de aterro sanitário .....</b>	<b>61</b>

<b>5.1.2</b>	<b>Caracterização do Esgoto Sanitário.....</b>	<b>62</b>
<b>5.1.3</b>	<b>Caracterização da mistura ES:LAS.....</b>	<b>63</b>
<b>5.1.4</b>	<b>Caracterização do inóculo.....</b>	<b>64</b>
<b>5.2</b>	<b>ESCALA PILOTO.....</b>	<b>64</b>
<b>5.2.1</b>	<b>pH, alcalinidade e AGV.....</b>	<b>64</b>
<b>5.2.2</b>	<b>Temperatura.....</b>	<b>67</b>
<b>5.2.3</b>	<b>Nitrogênio Amoniacal (NA).....</b>	<b>69</b>
<b>5.2.4</b>	<b>Sólidos Totais (ST).....</b>	<b>71</b>
<b>5.2.5</b>	<b>Cor e Turbidez.....</b>	<b>73</b>
<b>5.2.6</b>	<b>Demanda Química de Oxigênio (DQO).....</b>	<b>75</b>
<b>5.2.7</b>	<b>Fósforo Total (P total).....</b>	<b>77</b>
<b>5.2.8</b>	<b>Medição do biogás.....</b>	<b>78</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>79</b>
<b>6.1</b>	<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>80</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>81</b>

## 1 INTRODUÇÃO

No contexto atual, altos índices de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) assim como efluentes sanitários e/ou industriais estão diretamente associados ao consumo elevado da população e também ao desenvolvimento industrial, constituindo um problema sério no que concerne ao tratamento e disposição final destes resíduos e efluentes.

De acordo com estatísticas setoriais dos últimos anos, o índice de atendimento a redes de água equivale a 93,1% da população nacional, destacando-se as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, em que os índices médios chegam a 98,1%, 97,4% e 96,1%, respectivamente. No entanto, em relação aos índices de atendimento de coleta de esgotos e seu devido tratamento, os dados analisados indicam um contraste, cerca de 58% da população total conta com a coleta de esgotos, enquanto que 42,7% dos efluentes gerados são tratados. (SNIS, 2015).

Outro índice importante para o saneamento básico é a coleta e disposição final de RSU, o qual revela uma tendência de melhora nos últimos anos (IBGE, 2000). Conforme o SNIS (2015), aproximadamente 98,6% da população urbana é atendida por este serviço, e seu destino final é feito em aterros sanitários, aterros controlados, unidades de triagem e compostagem, ou lixões, sendo este último considerado inadequado para os dias de hoje.

Mesmo havendo a disposição correta dos RSU em aterros sanitários é necessário que sejam tomadas medidas de controle ambiental, isto porque, como consequência do processo de biodegradação da fração orgânica, da infiltração de águas pluviais na massa dos resíduos e da umidade inicial dos resíduos, é gerado o lixiviado. Este por sua vez, é um líquido escuro altamente poluidor, podendo variar de acordo com as características e a fase de decomposição predominante dos resíduos depositados e a tecnologia utilizada na operação dos aterros. O lixiviado deve ser gerenciado de forma adequada, visando a preservação do solo, das águas superficiais e subterrâneas.

Atualmente existem diversas tecnologias empregadas no tratamento de efluentes e resíduos orgânicos, destacando-se os métodos biológicos, dentre eles a digestão anaeróbia. Através do processo de digestão anaeróbia é possível converter uma parcela do substrato tratado em biogás, o qual após tratamento pode ser utilizado para gerar energia elétrica ou térmica. A digestão anaeróbia é um processo biológico onde um consórcio de diferentes espécies microbianas em ausência de oxigênio, promove a transformação de compostos orgânicos complexos, como os carboidratos, proteínas e lipídios, em biogás como produto principal.

A co-digestão é a digestão simultânea de dois ou mais substratos, realizada com o intuito de melhorar o desempenho da biodigestão. Cabe ressaltar a importância de se escolher um co-substrato adequado para este processo, a fim de promover a diluição de compostos tóxicos e favorecer o equilíbrio de nutrientes, além de otimizar a produção de metano e preservar a estabilidade do sistema.

O tratamento combinado de lixiviado de aterros sanitários (LAS) com esgotos sanitários (ES) por processo anaeróbio pode ser uma alternativa viável para minimizar os impactos gerados pelo lixiviado ao meio ambiente. A co-digestão de ES e LAS pode ser considerada como uma alternativa para o tratamento do lixiviado, possibilitando a utilização da capacidade ociosa das estações de tratamento (ETE).

No Brasil, os reatores de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) são amplamente aplicados para o tratamento direto de águas residuárias de natureza simples ou complexa através da digestão anaeróbia. Uma das principais características deste tipo de reator é a variedade de funções que ele pode desempenhar, enquanto que em estações de tratamento aeróbio convencional são usualmente realizadas em tanques separados. Como em qualquer tipo de processo, o reator UASB possui vantagens e desvantagens, no entanto sua aplicação tem demonstrado sucesso por vários motivos técnicos e econômicos, destacando-se a simplicidade operacional e o baixo custo de implantação.

Neste sentido, este trabalho pretende dar uma contribuição para avaliar o comportamento de um reator UASB frente à adição de um percentual de LAS no ES sem que o processo sofra uma desestabilização, em função das altas cargas orgânicas nitrogenadas e carbonáceas presentes no lixiviado, além de obter dados relacionados à produção e qualidade do biogás gerado.

## 2 OBJETIVOS

Os objetivos desta pesquisa estão relacionados a seguir.

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos são:

- a) avaliar a remoção de matéria orgânica carbonácea no tratamento anaeróbio de esgoto sanitário com LAS em um reator anaeróbio tipo UASB;
- b) estudar o efeito do nitrogênio amoniacal presente no LAS na digestão anaeróbia combinada com esgoto doméstico;
- c) estudar o comportamento do reator anaeróbio quanto a geração de alcalinidade e AGV no tratamento somente com esgoto sanitário e combinado com lixiviado.

### 2.3 ESTRUTURA DA PESQUISA

Este projeto está estruturado em seis capítulos. O primeiro capítulo conta com a introdução do tema em estudo. O segundo capítulo indica os objetivos e a estrutura da pesquisa. No terceiro capítulo é abordada a revisão bibliográfica para um melhor entendimento do assunto. Os materiais e métodos empregados para a realização deste projeto de pesquisa estão descritos no quarto capítulo. Os resultados e discussões dos ensaios preliminares e dos ensaios em escala piloto foram abordados no quinto capítulo. Para finalizar, o sexto capítulo apresenta as conclusões da pesquisa.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta uma revisão bibliográfica dos assuntos de relevância para uma melhor compreensão do estudo desenvolvido. Através desta revisão é apontado o atual cenário pertinente ao saneamento básico, a composição e as características do lixiviado e do esgoto sanitário, além da aplicação de processos anaeróbios tratando efluentes, o tratamento combinado de substratos e a geração de biogás.

#### 3.1 SANEAMENTO BÁSICO

De acordo com os dados divulgados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) no ano de 2014, a cobertura do serviço regular de coleta domiciliar de resíduos sólidos manteve-se elevada. Cerca de 98,6% da população urbana é atendida, sendo possível inferir o destino final de 84% da massa coletada no País através de dados apresentados pelos órgãos gestores municipais. Destes, onde 60,9% são dispostos em aterros sanitários, 11,5% em aterros controlados, 10,1% em lixões e 2,3% encaminhados para unidades de triagem e compostagem, restando uma parcela equivalente a 15,4%, a qual não possui informação sobre a destinação final.

No que diz respeito ao índice de atendimento de coleta de esgotos no Brasil, nota-se uma discreta evolução em comparativo com ano de 2014, onde o índice total de coleta de esgotos foi de 58%, conferindo um crescimento 1,3%. Os índices de tratamento de esgotos permaneceram baixos, sendo que 42,7% da geração de esgotos em função do consumo de água são tratados, assim como 74% dos esgotos coletados são tratados. (SNIS, 2015).

Mesmo com a criação de novas leis mais restritivas, os dados relativos à gestão resíduos sólidos e ao saneamento básico apresentam uma lenta evolução. A Lei Federal Nº 12.305/2010 institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), visando à prevenção e a redução na geração de resíduos sólidos, bem como a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, contando com a participação entre as diferentes esferas do poder público, o setor empresarial e demais segmentos da sociedade. Outra lei que merece destaque no que tange ao saneamento básico é a Lei Federal Nº 11.445/2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, devendo abranger o abastecimento de água, coleta de esgoto sanitário, o manejo de resíduos sólidos assim como águas pluviais e outras ações de saneamento básico.

Através da junção destas duas leis busca-se promover uma gestão adequada dos resíduos e efluentes gerados, trazendo benefícios ambientais, sociais e econômicos. No entanto, como citado anteriormente, apesar de existirem leis específicas, o avanço dos processos de tratamento e/ou destinação final de resíduos sólidos urbanos avança de maneira discreta, ao contrário do aumento do consumo pela população.

### 3.2 COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO

O Lixiviado, também citado pelos termos chorume ou sumeiro, é definido como o efluente aquoso gerado nos aterros sanitários em consequência da percolação de água da chuva através dos resíduos, processos bioquímicos de degradação anaeróbia nas células dos aterros e do próprio líquido contido no resíduo, sendo que muitos desses elementos são potencialmente tóxicos. (CAMPOS; PIVELI, 2016; RENOUE et al., 2008).

A decomposição dos resíduos sólidos nos aterros sanitários ocorre por processos físicos, químicos e biológicos, mediante a ação de bactérias aeróbias e anaeróbias sobre os componentes biodegradáveis. Inicialmente processa-se a ação de decomposição das bactérias aeróbias, que consomem o oxigênio contido no ar no interior do aterro, em seguida, quando todo o oxigênio existente é consumido, ocorre a decomposição anaeróbia. (LEME, 1984; OLIVEIRA, 2015).

Pode-se considerar que o aterro sanitário opera como um verdadeiro reator, onde as populações de microrganismos existentes nos resíduos dispostos, independente da composição, passam a se multiplicar no ambiente do aterro em condições ambientais favoráveis. Com isso, a matéria sólida disposta no aterro sanitário será transformada em gases ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ), lixiviado, e ainda em matéria sólida remanescente sob a forma de substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias ao processo de digestão anaeróbia. (BIDONE, 2007).

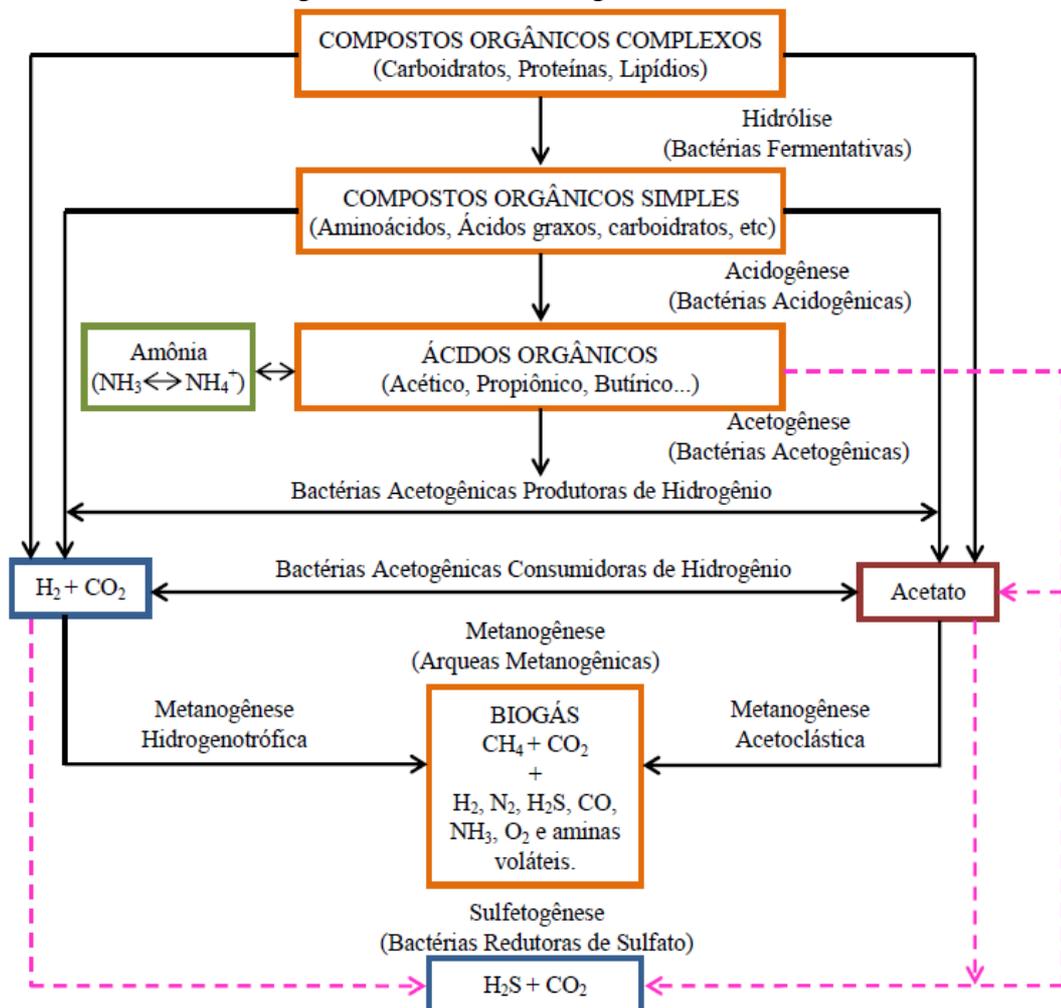
Silva (2009) ressalta que mesmo com os resíduos sólidos dispostos adequadamente e que o aterro encerre suas atividades no tempo previsto, o lixiviado continua a ser gerado. De modo geral, a biodegradabilidade do lixiviado será menor a medida que o aterro sanitário estiver próximo do estado de estabilização.

A deterioração dos resíduos sólidos no aterro sanitário através da digestão anaeróbia consiste na atividade metabólica de microrganismos que convertem compostos orgânicos mais complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em metano e dióxido de carbono. Esse

processo de degradação ocorre em quatro fases sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. (TELLES, 2010).

No primeiro estágio da degradação tem-se a hidrólise de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), os quais podem atravessar as paredes celulares de bactérias fermentativas. No segundo estágio, as bactérias acidogênicas transformam os produtos do primeiro estágio em dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e ácidos orgânicos. Esta fase é caracterizada pela transição do meio aeróbio para anaeróbio. No terceiro estágio, bactérias sintróficas acetogênicas convertem compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. E por fim, no quarto estágio, a metanogênese, o acetato e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono através de microrganismos denominados *arqueas* metanogênicas. (LANGE; AMARAL, 2009). A Figura 1 apresenta o processo de digestão anaeróbia.

Figura 1 - Processo de digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Alves (2016) e McCarty (1964).

Existe uma grande variabilidade nas características físico-químicas do lixiviado, dependendo da composição dos resíduos sólidos, configuração e controle do aterro, critérios empregados na operação do aterro, umidade, temperatura, precipitação pluviométrica, pH, idade do aterro, etc. (CAMPOS, 2014; IM et al., 2001).

De acordo com Renou et al. (2008), as características do lixiviado podem ser representadas por parâmetros como a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), relação DBO/DQO, pH, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl e metais pesados.

A Tabela 1 retrata a caracterização de alguns parâmetros de lixiviados oriundos de diferentes aterros brasileiros, em diferentes períodos de operação, não sendo especificado se é proveniente de uma célula ou do aterro em geral.

Tabela 1 - Caracterização dos lixiviados gerados em diferentes aterros brasileiros

<b>Parâmetros</b>	<b>Londrina (PR)</b>	<b>Belo Horizonte (MG)</b>	<b>São Leopoldo (RS)</b>	<b>João Pessoa (PB)</b>
Idade do aterro (anos)	33	33	8	6
Alcalinidade (mg/L)	2.558 - 5.395	672 - 8.272	589 - 13.048	8.200 - 14.291
pH	-	8,0 - 8,6	7,0 - 9,0	8,0 - 8,6
DBO (mg/L)	42 - 248	20 - 260	115 - 7.830	3.516 - 3.760
DQO (mg/L)	931 - 3306	1.504 - 3.089	9.777 - 13.190	3.244 - 25.478
DBO / DQO	0,045 - 0,075	0,013 - 0,084	0,08 - 0,8	1,083 - 0,147
Nitrogênio Total (mg/L)	458 - 1081	581 - 1.716	210 - 3.896	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	373 - 1.110	527 - 1.716	136 - 1.803	1.024 - 2.738

Fonte: Adaptado de Lange e Amaral (2009).

Observa-se na Tabela 1 que a relação DBO/DQO dos aterros de São Leopoldo/RS e João Pessoa/PB apresenta uma biodegradabilidade variável, ora condizente com um comportamento de lixiviado novo (relação entre 0,5 e 1,0), ora como um lixiviado maduro (relação <0,1), podendo atribuir esta característica à operação contínua desses aterros. Enquanto que nos aterros de Londrina/PR e Belo Horizonte/MG registra-se a predominância de matéria orgânica de natureza refratária, que está ligada diretamente à idade do aterro, visto que a relação DBO/DQO é inferior a 0,1. Uma vez que o aterro seja considerado maduro, menor será a concentração de matéria orgânica e conseqüentemente menor a

biodegradabilidade do lixiviado. (ABBAS et al., 2009; LANGE; AMARAL, 2009; OLIVEIRA, 2015).

Conforme Naveen et al.(2016), a idade do aterro sanitário apresenta um efeito significativo na composição do lixiviado, visto que as características físico-químicas são altamente variáveis ao longo da vida de um aterro. Com isso, um lixiviado jovem compreende principalmente compostos orgânicos de fácil biodegradação, dando origem a compostos refratários que se acumulam com a exploração de aterros.

A partir da Tabela 2 é possível verificar algumas variáveis que compõem o lixiviado gerado em aterros brasileiros, apontando a faixa máxima e a faixa mais provável, além da frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Tabela 2 - Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP* (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total ( mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	750 - 11.400	750 - 7.100	69
DBO (mg/L de O <sub>2</sub> )	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg/L de O <sub>2</sub> )	190 - 80.000	190 - 22.300	83
N total Kjeldhal (mg/L de N)	80 - 3.100	não há	-
N amoniacal (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N orgânico (mg/L de N)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
P total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Sólidos totais (mg/L)	3.200 - 2.1900	3.200 - 14.400	79

\* FVMP - Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Adaptado de Lange e Amaral (2009).

Por se tratar de uma mistura complexa, torna-se fundamental o estudo de técnicas que visem à redução da sua geração e o tratamento adequado, além de um pós-tratamento para se obter um efluente de acordo com os parâmetros de qualidade de água determinados pela legislação ambiental vigente. (TELLES, 2010).

Os procedimentos mais usuais para o tratamento de lixiviado são os processos físico, químicos e biológicos, onde podemos citar os seguintes tratamentos: precipitação química,

oxidação química, filtração, osmose reversa, nanofiltração, ultrafiltração, microfiltração, dessorção de amônio, evaporação, flotação. (REQUE, 2015; PENG, 2013).

### 3.3 COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO SANITÁRIO

Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais, os esgotos sanitários e os industriais. De acordo com Jordão e Pessôa (2014), os esgotos sanitários são compostos basicamente de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, e casualmente recebe uma parcela não significativa de despejos industriais.

O esgoto sanitário apresenta aproximadamente 99,9% de água em sua composição, enquanto que o restante, 0,1%, é a parcela que corresponde aos sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como os microrganismos. A geração de esgotos está relacionada as atividades antrópicas, variando suas características tanto quantitativas, quanto qualitativas, devido à sua origem, à vazão de esgotos coletada, ao sistema de coleta, à extensão e ao estado de conservação das redes coletoras. (BATISTA, 2015; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Através da Tabela 3 é possível visualizar alguns parâmetros de matéria orgânica no esgoto doméstico, podendo variar de acordo com a localidade ou país, em função do uso e práticas locais.

Tabela 3 - Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto

<b>Parâmetro</b>	<b>Esgoto Forte</b>	<b>Esgoto Médio</b>	<b>Esgoto Fraco</b>
DQO	800	400	200
DBO	400	200	100
Nitrogênio Total	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	20	10
Amônia Livre	50	20	10
Nitrito	0,10	0,05	0
Nitrato	0,40	0,20	0,10
Fósforo Total	20	10	5
Fósforo Orgânico	7	4	2
Fósforo Inorgânico	13	6	3

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessôa (2014).

A qualidade das águas de abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores podem ser representadas através de diversos parâmetros, os quais traduzem as suas principais características físicas (cor, turbidez e temperatura), químicas (pH, alcalinidade, acidez, dureza, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, entre outros) e biológicas (bactérias, fungos, vírus, protozoários, entre outros). (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

No que diz respeito ao tratamento de efluentes sanitários, os processos podem ser classificados como físicos, químicos ou biológicos. Entretanto, estes processos não atuam isoladamente, as transformações provocadas por um determinado processo de tratamento podem influenciar indiretamente os fenômenos característicos dos demais processos. (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Os processos físicos têm como função remover substâncias fisicamente separáveis dos líquidos ou que não se encontram dissolvidas, ou seja, separar as substâncias em suspensão no esgoto, como é o caso dos sólidos grosseiros, sedimentáveis e flutuantes. Também é caracterizado por qualquer processo em que há predominância de fenômenos físicos, como por exemplo, a homogeneização do lodo ou dos esgotos. Em relação aos processos químicos, é necessário a adição de produtos químicos, sendo utilizado apenas quando os processos físicos ou biológicos não são suficientes para reduzir ou remover as características desejadas ou quando se quer aumentar a eficiência do processo. No processo químico tem-se como exemplos a cloração, correção do pH, coagulação e floculação. (REQUE, 2015; SANTOS, 2009).

Já os processos biológicos são essencialmente utilizados para remover os contaminantes presentes no esgoto sanitário, uma vez que dependem da ação de microrganismos existentes neste efluente. Os tratamentos biológicos podem ser divididos em aeróbios (lagoas aeradas, lodos ativados, filtros biológicos), anaeróbios (lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio, reatores anaeróbios, biodigestão) e anóxicos (lagoas facultativas). (ABDELGADIR et al., 2014; REQUE, 2015; SANTOS, 2009).

O tratamento de efluentes sanitários é fundamental devido ao seu potencial poluidor, o lançamento inadequado em corpos hídricos interfere diretamente nas características físicas, químicas e biológicas. Um dos principais causadores deste impacto é o incremento na disponibilidade de matéria orgânica, provocando o desequilíbrio das interações estabelecidas no ecossistema aquático. Por este motivo, o tratamento de águas residuárias visa, principalmente, a remoção de matéria orgânica presente no efluente. (ABREU, 2007; REQUE, 2015).

Como forma de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes, foi instaurada a Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, a qual complementa e altera a Resolução 357, de 17 de março de 2005. Através da Resolução nº 430 é possível verificar as condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, devendo ser obedecidas as condições e padrões específicos impostos, como os parâmetros inorgânicos, faixa de pH, temperatura, materiais sedimentáveis, DBO, substância solúveis em hexano (óleos e graxas) ausência de materiais flutuantes. Em relação ao nitrogênio amoniacal, o inciso 2º traz o seguinte:

§ 2º No caso de sistemas de tratamento de esgotos sanitários que recebam lixiviados de aterros sanitários, o órgão ambiental competente deverá indicar quais os parâmetros da Tabela I do art.16, inciso II desta Resolução que deverão ser atendidos e monitorados, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.

A Resolução nº 430 salienta que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o tratamento adequado, e desde que estejam de acordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento, obedecendo às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

Além da Resolução Federal citada anteriormente, o Estado do Rio Grande do Sul conta com a Resolução nº 355, de 13 de julho de 2017, a qual dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Através desta resolução é possível verificar os padrões de emissão em função da vazão, sendo avaliado os parâmetros de DBO DQO, SST, Fósforo total, Nitrogênio Amoniacal e Coliformes Termotolerantes.

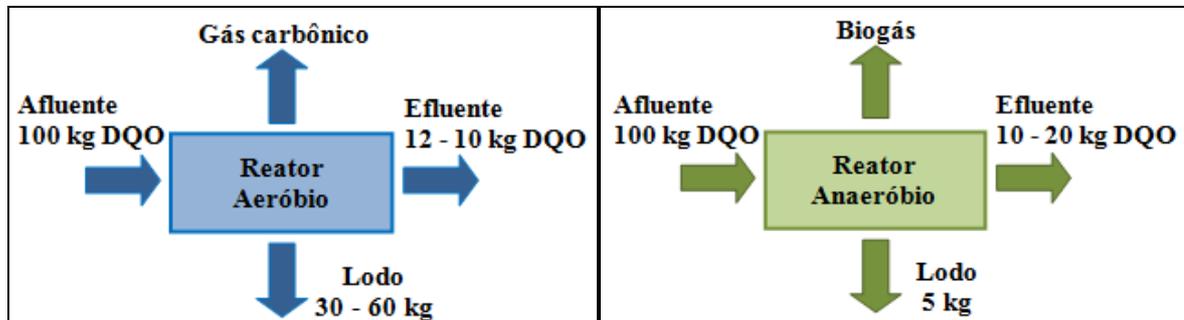
### 3.4 APLICAÇÃO DOS PROCESSOS ANAERÓBIOS

Nas últimas décadas a digestão anaeróbia vem sendo aplicada em todo o mundo para o tratamento de águas residuais, resíduos orgânicos e industriais, além de lamas de depuração. (AJEEJ et al., 2015).

Os processos anaeróbios, especialmente os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), podem servir como uma alternativa viável em substituição da tecnologia aeróbia no que diz respeito à remoção da matéria orgânica afluenta. O tratamento anaeróbio pode ser realizado em sistema tecnicamente simples, aplicados em qualquer escala e gerando uma pequena quantidade de lodo. (van LIER; MAHMOUD; ZEEMAN, 2008).

A Figura 2 exibe um comparativo entre as tecnologias aeróbias e anaeróbias utilizadas para o tratamento de efluentes.

Figura 2 - Balanço esquemático de DQO em sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio



Fonte: Adaptado de van Lier, Mahmoud e Zeeman (2008).

Dentre as diversas vantagens que conferem aos reatores anaeróbios um grande potencial de aplicabilidade no processo de tratamento de águas residuárias concentradas e diluídas, podemos citar: a baixa produção de sólidos; a redução das emissões de gases de efeito estufa através da recuperação do metano; flexibilidade no tratamento em pequena ou grande escala; tolerância a elevadas cargas orgânicas; possibilidade de operação com elevados tempos de retenção de sólidos e baixos tempos de detenção hidráulica; baixa demanda de área assim como redução dos custos de implantação e operação. (AJEEJ et al., 2015; FORESTI et al., 1999; KANGLE et al., 2012).

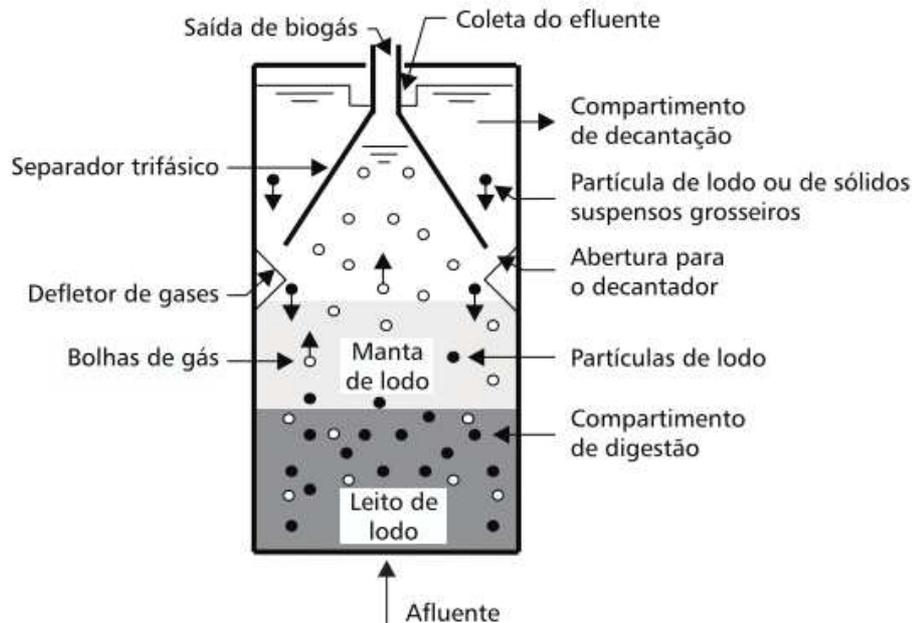
Se tratando de desvantagens da tecnologia anaeróbia, tem-se: a remoção insatisfatória de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos; a DQO residual na maioria dos casos é elevada, dificultando o atendimento aos limites estritos de lançamento de acordo com a legislação ambiental; instabilidade nos reatores anaeróbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica; e a possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão, no entanto controláveis. (FORESTI et al., 1999; KANGLE, et al., 2012; SEGHEZZO et al., 1998).

### 3.4.1 Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

Tipicamente conhecidos como UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors), o reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo é um dos avanços mais importantes na tecnologia anaeróbia. Desenvolvido na década de 70 pelo Prof. Gatzke Lettinga e sua equipe na Universidade de Wageningen, na Holanda, baseia-se em um processo biológico de tratamento

com crescimento bacteriano disperso, e foi empregado primeiramente no tratamento de resíduos agro-industriais, tornando-se promissores no tratamento de esgotos, especialmente em regiões de clima tropical. (van LIER et al., 2015; VERSIANI, 2005). Através da Figura 3 pode-se verificar a configuração típica de um reator UASB.

Figura 3 - Diagrama esquemático de um reator UASB



Fonte: Chernicharo et al. (1999).

No Brasil, essa tecnologia passou a ser aplicada a partir da década de 1980, sendo amplamente utilizada como primeira etapa do tratamento biológico em ETE em escala plena. (ABREU, 2007).

O reator UASB consiste em um tanque no qual o efluente é distribuído uniformemente no fundo do reator, apresentando um fluxo ascendente. Este efluente passa por uma leito de lodo anaeróbico, que consiste em grânulos ou flocos altamente sedimentáveis, até chegar a uma camada de lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator. Os defletores atuam como uma barreira para a redução da velocidade ascendente do líquido, fazendo com que as partículas sólidas remanescentes regressem ao topo da manta de lodo, deixando passar o esgoto tratado, enquanto que os gases gerados são capturados por um separador trifásico, localizado na parte superior do reator. O esgoto tratado deixa o sistema por transbordamento através de calhas coletoras distribuídas no topo do reator.

Apesar do sucesso, os reatores anaeróbios que tratam esgotos requerem pós-tratamento de modo a garantir que o efluente gerado atinja os padrões de lançamento impostos pelo órgão competente. (FORESTI; ZAIAT; VALLERO, 2006).

### 3.5 PARÂMETROS DE MONITORAMENTO EM PROCESSOS ANAERÓBIOS

Diversos parâmetros podem intervir no desempenho de processos anaeróbios e até mesmo serem utilizados para monitoramento do sistema, tais como a temperatura, o pH, alcalinidade e AGV, carga hidráulica volumétrica, carga orgânica volumétrica, tempo de retenção hidráulico, teor de sólidos, entre outros. A seguir, são apontados os parâmetros intervenientes em processos anaeróbios assim como uma descrição de sua relevância.

#### 3.5.1 Temperatura

Dentre os fatores físicos que afetam um processo anaeróbio, a temperatura é considerada um dos parâmetros mais importantes a serem observados, isto porque a temperatura pode influenciar a velocidade de crescimento microbiano, a densidade de microrganismos da biomassa, as atividades enzimáticas e, conseqüentemente, o rendimento do metano. Em uma temperatura ótima, as enzimas microbianas atuam de uma forma mais eficiente, convertendo a matéria orgânica complexa em subprodutos com maior facilidade. (ALVES, 2016; PEREIRA; CAMPOS; MOTERANI, 2009; UÇKUN et al., 2011).

Uma vez que a digestão anaeróbia é realizada por microrganismos complexos, a temperatura pode variar em faixas características de acordo com a espécie, sendo classificadas em: termofílicas, mesofílicas e psicofílicas. (LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001).

As faixas de temperatura comumente utilizadas para operação da digestão anaeróbia são a termofílica, que pode variar de 50 a 65°C, e a faixa mesofílica, cuja temperatura situa entre 20 a 42°C. Embora a comunidade microbiana anaeróbia tenha capacidade de se adaptar a pequenas mudanças de temperatura, deve-se evitar que os reatores anaeróbios sejam submetidos variações bruscas de temperatura e por períodos longos (questão de horas), podendo acarretar uma queda na atividade metanogênica. (SANT'ANNA Jr, 2010).

Um aumento de temperatura pode apresentar um efeito benéfico para o processo de digestão anaeróbia, resultando em um impacto positivo na taxa de crescimento microbiano, porém, como efeito indesejado tem-se o aumento da concentração de amônia livre. As arqueas metanogênicas são mais sensíveis às mudanças bruscas de temperatura do que as bactérias acidogênicas, se desenvolvendo naturalmente em temperaturas mesofílicas e termofílicas. (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; RAJAGOPAL; MASSÉ; SINGH, 2013).

Uma temperatura ótima pode ser considerada aquela que possibilita um rápido crescimento microbiano em um curto intervalo de tempo, promovendo um aumento do

consumo de substrato e da taxa de produção de metano, porém, elevam-se as despesas com energia para que seja mantido este desempenho. (FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ; PÉREZ; ROMERO, 2013).

### 3.5.2 pH, alcalinidade e AGV

Em sistemas anaeróbios o valor e a estabilidade do pH é um fator fundamental para o crescimento de microrganismos. De acordo com Metcalf & Eddy (2016) para a maioria das bactérias, níveis de pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0 podem ser prejudiciais, apresentando valor de pH ótimo para o crescimento destas espécies em uma faixa situada entre 6,5 e 7,5.

Na digestão anaeróbia, os requisitos de pH diferem entre os grupos, enquanto as bactérias acidogênicas requerem um pH acima de 5, as arqueias metanogênicas necessitam de um valor de pH mínimo de 6,2. Logo, existe uma faixa ótima para o crescimento de cada espécie microbiana, devendo ser observado os limites para que as mesmas possam se desenvolver. (KANGLE et al., 2012; SOUTO, 2009).

Em relação a alcalinidade, este é considerado um parâmetro de monitoramento do tamponamento do processo anaeróbio. Metcalf & Eddy (2016) descrevem a alcalinidade como o resultado da presença de hidroxila ( $\text{OH}^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia. Uma vez que a escala de medida do pH é logarítmica, a da alcalinidade é linear, tornado o monitoramento mais eficaz se adotado este segundo, visto que com um abaixamento do pH pode implicar em um consumo considerável de alcalinidade, reduzindo assim a capacidade de tamponamento do sistema.

Os ácidos graxos voláteis (AGV) representam à fração de ácidos graxos de cadeia curta e pequeno peso molecular, isto é, com menos de seis carbonos em sua cadeia. A sua determinação e acompanhamento em um processo anaeróbio é importante tendo em vista que estes ácidos podem indicar um desequilíbrio no sistema. O aumento de AGV ocorre devido ao aumento do consumo de alcalinidade a bicarbonato, causando queda no valor do pH. (CONTRERA, 2008).

### 3.5.3 Carga hidráulica volumétrica (CHV)

Trata-se de carga hidráulica volumétrica o volume de afluente depositado diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo. (CHERNICHARO et al., 1999). A Equação 1 apresenta esta relação.

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

CHV = carga hidráulica volumétrica (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.dia);

Q = vazão (m<sup>3</sup>/dia);

V = volume do reator (m<sup>3</sup>).

A CHV equivale ao inverso do TDH, logo, quando se tem um TDH elevado a CHV é reduzida. Estes dois parâmetros requerem cuidado ao serem dimensionados, visto que valores superiores de CHV ou inferiores de TDH podem ocasionar o arraste de lodo junto ao efluente e/ou redução do tempo de residência celular e como consequência, a diminuição do grau de estabilidade dos sólidos. (VERSIANI, 2005).

### 3.5.4 Carga orgânica volumétrica (COV)

Define-se carga orgânica volumétrica a quantidade (massa) de matéria orgânica inserida diariamente ao reator por unidade de volume deste. A COV é expressa de acordo a Equação 2:

$$COV = \frac{Q.S}{V} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica (kg DQO/m<sup>3</sup>.dia);

Q = vazão (m<sup>3</sup>/dia);

S = concentração do substrato afluente (kg DQO/m<sup>3</sup>);

V = volume do reator (m<sup>3</sup>).

A concentração de matéria orgânica (expresso como DQO ou DBO) e a vazão afluente do reator influenciam diretamente a COV. Em efluentes cuja carga orgânica é elevada o volume do reator pode ser dimensionado através da COV, no entanto, em efluentes com uma concentração de matéria orgânica menor, como é o caso do esgoto doméstico, o volume do reator é determinado em função da CHV. (HOYOS, 2016; PELÁEZ, 2007).

Para reatores UASB, a carga orgânica pode variar de 5 a 15 kg DQO/m<sup>3</sup>.dia. (METCALF; EDDY, 2016).

### 3.5.5 Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica representa o tempo médio em que um elemento de volume permanece em um reator antes de sair do sistema, podendo variar de acordo com a tecnologia empregada, a temperatura do processo e a composição do elemento a ser degradado. (HOYOS, 2016; KANGLE et al., 2012).

Na digestão anaeróbia o TDH deve possibilitar que haja um equilíbrio microbiano entre o rápido crescimento das bactérias acidogênicas e o lento crescimento das arqueias metanogênicas, permitindo que os reatores sejam eficientes de acordo com o projeto. (HOYOS, 2016). A Equação 3 expressa matematicamente o TDH.

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (dia);

V = volume útil do reator (m<sup>3</sup>);

Q = vazão (m<sup>3</sup>/dia).

### 3.5.6 Nutrientes

Para a nutrição microbiana, os nutrientes podem ser classificados como macro e micronutrientes, na primeira categoria encontram-se o N, P, C, S, O, H, K, Mg, Na, Ca, Fe. Enquanto que na segunda categoria estão os chamados elementos traços, considerados necessários para a atividade das arqueas metanogênicas, tais como: Cr, Co, Cu, Mn, Mo, Ni, Se, W, V e Zn. (SANT'ANNA Jr, 2010).

O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são macronutrientes indispensáveis para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento de efluentes. No esgoto doméstico bruto, o nitrogênio pode ser encontrado sob a forma de nitrogênio orgânico (grupamento de amins) e amônia (principal origem na uréia). Em relação ao fósforo, o mesmo apresenta-se como fosfatos na forma inorgânica (detergentes e produtos químicos domésticos) e na forma orgânica (origem fisiológica). (von SPERLING et al., 2009). Segundo Metcalf & Eddy (2016), durante a fase de partida do reator, a relação DQO:N:P recomendada

é de 300:5:1, enquanto uma relação de 600:5:1 pode ser mantida durante a operação em regime estacionário.

O nitrogênio presente no esgoto sanitário é composto tipicamente por amônia e nitrogênio orgânico. A amônia está presente na fase líquida em equilíbrio tanto como íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) como amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), atuando no crescimento microbiano e é amplamente afetada pelo pH, alcalinidade e temperatura. Caso estes parâmetros sejam elevados podem acarretar no aumento de produção de amônia livre, a qual é tóxica para o processo de tratamento. (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; JHA; SCHMIDT, 2017).

Em sistemas anaeróbios o nitrogênio total desempenha funções relevantes, pois o NA além de servir de nutriente para o crescimento microbiano, também fornece a alcalinidade para o processo de digestão anaeróbia, garantindo o tamponamento do meio. Por outro lado, uma elevada concentração de NA pode inibir a metanogênese, resultando num acúmulo de AGV e baixa produção de metano. (SHI et al., 2017; YUAN; ZHU, 2016).

Outro macronutriente que desempenha um papel relevante na digestão anaeróbia é o carbono (C), representando a fonte de energia para os microrganismos. A relação C/N pode ser utilizada para se avaliar a degradação da matéria orgânica. Uma relação C/N elevada indica um aumento no consumo de nitrogênio, resultando numa menor produção de biogás. Por outro lado, uma baixa relação C/N resulta no acúmulo de amônia e valores de pH superiores a 8,5, o que é tóxico para os microrganismos metanogênicos. (KOTHARI et al., 2014).

### 3.6 TRATAMENTO COMBINADO DE LAS E ES

O tratamento combinado, ou a co-digestão anaeróbia, é uma tecnologia que está sendo cada vez mais aplicada para o tratamento simultâneo de vários resíduos ou efluentes. Dentre as vantagens está a melhor eficácia na digestão, maior produção de biogás, a melhora no rendimento de metano decorrente da disponibilidade de nutrientes adicionais, assim como a utilização mais eficaz do equipamento utilizado para o tratamento e a economia de custos. (AJEEJ et al., 2015; MSHANDETE; PARAWIRA, 2009).

De acordo com Oliveira (2015), o lixiviado proveniente de aterros sanitários pode ser visto como uma alternativa para o tratamento combinado com ES, visto que este processo objetiva a diluição do LAS de modo a garantir o seu tratamento biológico, adotado preferencialmente no tratamento de efluentes, devido ao seu baixo custo e facilidade de operação.

Para Santos (2009) o efeito da diluição do LAS ao ES reduz a carga afluyente de alguns poluentes inibidores de processos biológicos, como é o caso do nitrogênio amoniacal, compostos orgânicos recalcitrantes e metais pesados. O aumento da relação DBO/DQO da mistura é um indicador do aumento da biodegradabilidade do efluente, que estimula a degradação e adaptação de microrganismos anaeróbios.

Ainda conforme Santos (2009), outro parâmetro importante neste processo é a alcalinidade, o seu teor elevado no lixiviado bruto favorece o efeito de tamponamento para o tratamento anaeróbio, favorecendo a manutenção do pH afluyente sem necessidade de correção externa. No entanto, segundo Bocchiglieri (2010), apesar dos tratamentos de LAS apresentarem uma boa eficiência na remoção de matéria orgânica, o efluente final pode não se enquadrar aos níveis impostos para o descarte ao corpo receptor, necessitando de um pós tratamento.

Em relação ao tratamento combinado de LAS e ES em estações de tratamento de esgoto (ETE), deve ser levado em consideração alguns requisitos, dentre eles a possibilidade de se transportar o lixiviado até a ETE, a capacidade e a compatibilidade do processo de tratamento de acordo com as características do efluente, e a viabilidade do manejo de acordo com o provável aumento da produção de lodo. (MANNARINO; FERREIRA; MOREIRA, 2011).

Por se tratar de uma mistura complexa, diversos centros de pesquisa no Brasil têm se dedicado ao estudo deste processo combinado, como é o caso de Santos (2009), que avaliou através de um experimento contínuo em escala piloto, a proporção de aplicação volumétrica máxima de lixiviado bruto adicionado em um reator anaeróbio do tipo UASB tratando esgoto sanitário. As percentagens de lixiviado bruto utilizadas na mistura foram de 1%, 2,5%, 5% e 10%. A melhor eficácia foi obtida com a adição de 2,5%, onde foi alcançado uma eficiência de 70% em termos de DQO e DBO, indicando valores de 198 mg/L de DQO e 74 mg/L de DBO. Os níveis de alcalinidade e AGV do efluente do reator UASB foram de 282,5 mg/L e 97,8 mg/L, respectivamente, enquanto que o nitrogênio amoniacal foi de 35,5 mg/L.

Com base nos indicadores analisados, Santos (2009) conclui que o tratamento através de reatores UASB constitui uma alternativa viável de tratamento combinado de esgoto sanitário com lixiviado, no entanto, é necessário pós-tratamento. Como alternativa, o autor estudou em conjunto com o tratamento anaeróbio o pós-tratamento por filtro biológico aerado e filtro anaeróbio, com o objetivo de nitrificação e desnitrificação sequencial, sendo considerada como uma alternativa promissora de gestão e manejo de lixiviado.

Um estudo realizado por Campos (2012) apresentou a análise da eficiência do processo de tratamento conjugado de esgoto sanitário com lixiviado de aterro sanitário, através de uma série de lagoas de estabilização rasas. No experimento foi inserido uma mistura de 1% de lixiviado bruto ao esgoto. Os resultados mostraram que a alcalinidade foi de 292 mgCaCO<sub>3</sub>/L, indicando uma redução média de 30%, enquanto que a concentração de AGV no efluente final foi de 36 mgHAc/L, e eficiência média de 69%. A concentração e a efetividade na remoção da DQO, DBO e Nitrogênio amoniacal foi de 326 mg/L (49%), 74 mg/L (69%) e 11 mg/L (86%), respectivamente. A partir dos resultados obtidos neste experimento, o autor considera que esta alternativa é viável e eficiente para o tratamento do lixiviado, favorecendo o seu tratamento por processo biológico.

Ferraz et al. (2014) utilizaram um biofiltro aeróbio submerso de escala piloto para avaliar o co-tratamento de águas residuais domésticas e lixiviados de aterros sanitários que foram pré-tratados por stripping de ar. As proporções empregadas foram de 2% e 5%. Ao final do estudo os autores verificaram que o biofiltro aeróbio submerso apresentou um ótimo desempenho quando submetido a uma razão volumétrica de lixiviado de 2%. As remoções de DQO, DQO e N<sub>total</sub> foram de 80%, 98% e 90%, nesta ordem.

Segundo Oliveira (2015), em um sistema experimental instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Estadual da Paraíba, foi avaliado o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário em um reator UASB tratando esgoto sanitário, seguido de filtro biológico percolador como pós tratamento. Nesse estudo, a proporção de lixiviado foi de 1% de esgoto doméstico foi 99%. Com isso, o efluente do reator UASB apresentou uma concentração média de alcalinidade total de 984,15 mgCaCO<sub>3</sub>/L, e ocorreu um consumo de 36% da concentração de AGV, produzindo um efluente com 189,87 mgHAc/L. De acordo com este mesmo efluente, a eficiência média de remoção de DQO total foi de 46% com uma concentração média de 812,49 mg/L, ficando abaixo dos valores constatados na literatura, onde remoções de até 70% foram obtidas em experimentos com reatores deste tipo. Em relação a DBO<sub>5</sub> foi encontrado um valor médio de 452,66 mg/L, que corresponde a 49,1%, e a respeito do nitrogênio amoniacal, o reator UASB apresentou um aumento na sua concentração, produzindo um efluente cuja concentração de nitrogênio amoniacal corresponde a 67,3 mg/L.

El-Gohary e Kamel (2016) analisaram o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário através de três processo de tratamento biológico (anaeróbio, aeróbio e anaeróbio/aeróbio), cada um com três proporções de lixiviado (5,9%, 25% e 50%).

Com a adição de 5,9% o processo que apresentou melhores resultados foi o anaeróbio/aeróbio, com remoções de DQO e DBO de 31,7% e 48%, respectivamente. Enquanto que com um aumento na proporção para 50% os valores de remoção DQO e DBO do processo anaeróbio/aeróbio foram de 52,2% e 54,8%, nesta ordem. Conforme os autores, as elevadas concentrações de DQO podem ter contribuído para o crescimento de bactérias, que consumiriam compostos orgânicos mais biodegradáveis. Outro ponto que merece destaque é o pré-tratamento do lixiviado, que se realizado pode aumentar a eficiência na remoção de DQO e DBO, como é o caso do tratamento anaeróbio com adição de 50% de LAS que passou de 37,5% e 40,5% para 64,4% e 67,2%, respectivamente.

Yuan, Jia e Poveda (2016) estudaram o efeito da adição de lixiviado de aterro sanitário ao processo de tratamento de águas residuais municipais, na remoção de nutrientes. O sistema experimental foi realizado por meio de três reatores sequenciais em batelada, sendo adicionadas três proporções de lixiviado, 2,5%, 5% e 10%, com e sem pré-tratamento. Para uma proporção de 2,5% a adição o lixiviado pode melhorar o processo de remoção de nutrientes biológicos do sistema sem comprometer a eficiência de remoção de DQO, uma vez que a remoção de DQO foi de aproximadamente 87% em ambos os casos (com e sem pré-tratamento), no entanto, ao se adicionar 5% e 10% esta taxa de remoção cai para 80% e 63% respectivamente. O valor máximo de remoção de nitrogênio foi de 54,6% com a adição de 10% de lixiviado sem pré-tratamento, enquanto que a remoção de fósforo se aproximou de 100% no tratamento combinado com uma proporção de 2,5% de lixiviado, com e pré-tratamento. Com isso, os autores concluíram que o co-tratamento de lixiviado (com e sem pré-tratamento) com águas residuais municipais pode ser considerada uma prática confiável para se obter a remoção biológica de nutrientes, desde que com uma baixa proporção de mistura.

### 3.7 GERAÇÃO DE BIOGÁS

A produção de biogás é baseada na decomposição de materiais orgânicos realizada por archeas metanogênicas em condições anaeróbias. As interações coordenadas entre grupos bacterianos e *arqueas* são responsáveis pela degradação gradual de polímeros complexos numa mistura composta predominantemente de metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). (PAP et al., 2015).

Pode-se considerar a geração de biogás como uma grande vantagem obtida através do processo de digestão anaeróbia, além de ser utilizada como fonte energética, capaz de

amenizar os problemas de gerenciamento de resíduos urbanos no Brasil. (SALOMON; LORA, 2005).

De acordo com Pap et al. (2015), a composição da comunidade microbiana existente nos bioreatores influencia diretamente a produção de biogás. Esta composição é determinada pela natureza do substrato e pelos parâmetros físico-químicos do processo de digestão. Para Montañés e Solera (2015) a temperatura também exerce um papel importante neste processo, podendo atuar sob regime termofílico ou mesofílico, tornando a técnica de digestão anaeróbia mais flexível.

Poulsen e Adelard (2016) analisaram o impacto da co-digestão versus a mono-digestão sobre o rendimento do biogás e de  $\text{CH}_4$ . Para isto foram empregados cinco materiais (restos de alimentos, esterco de vaca, estrume de porco, recortes de grama e estrume de frango) em condições termofílicas, por um período de 65 dias, como resultado final obtiveram rendimentos mais elevados durante a co-digestão, entre 93 e 715 L/kg Sólidos Voláteis (SV), do que durante a mono-digestão dos mesmos materiais, entre 68 e 393 L/kg SV.

Um estudo realizado por Montañés e Solera (2015) apresenta a análise da viabilidade da co-digestão anaeróbia de lodo de esgoto e lixiviação da polpa de beterraba, a fim de investigar o efeito da temperatura sobre a produção de metano e na redução de sólidos totais voláteis. Os ensaios foram realizados sob duas condições de temperatura, mesofílicas e termofílicas, utilizando cinco relações diferentes de mistura. Os melhores resultados de eficiência na produção de metano foram obtidos sob condições mesofílicas, cerca de 544,4mL/g Sólidos Totais Voláteis (STV), o equivalente a 67% de concentração de metano, indicando que a combinação destes resíduos tem um efeito positivo na digestão anaeróbia.

Segundo Cassini et al. (2003), quanto maior for o teor de metano presente no biogás, maior será o seu potencial energético. A atividade metanogênica específica do lodo (AME) está ligada a eficiência do processo, indicando a capacidade de transformar os substratos intermediários da digestão anaeróbia (acetato e  $\text{H}_2/\text{CO}_2$ ) em  $\text{CH}_4$ . Essa transformação envolve uma relação estequiométrica entre a quantidade de metano formada e a fração de matéria orgânica removida, podendo ser calculada através de valores de sólidos voláteis ou em termos de DQO (mg/L) removida.

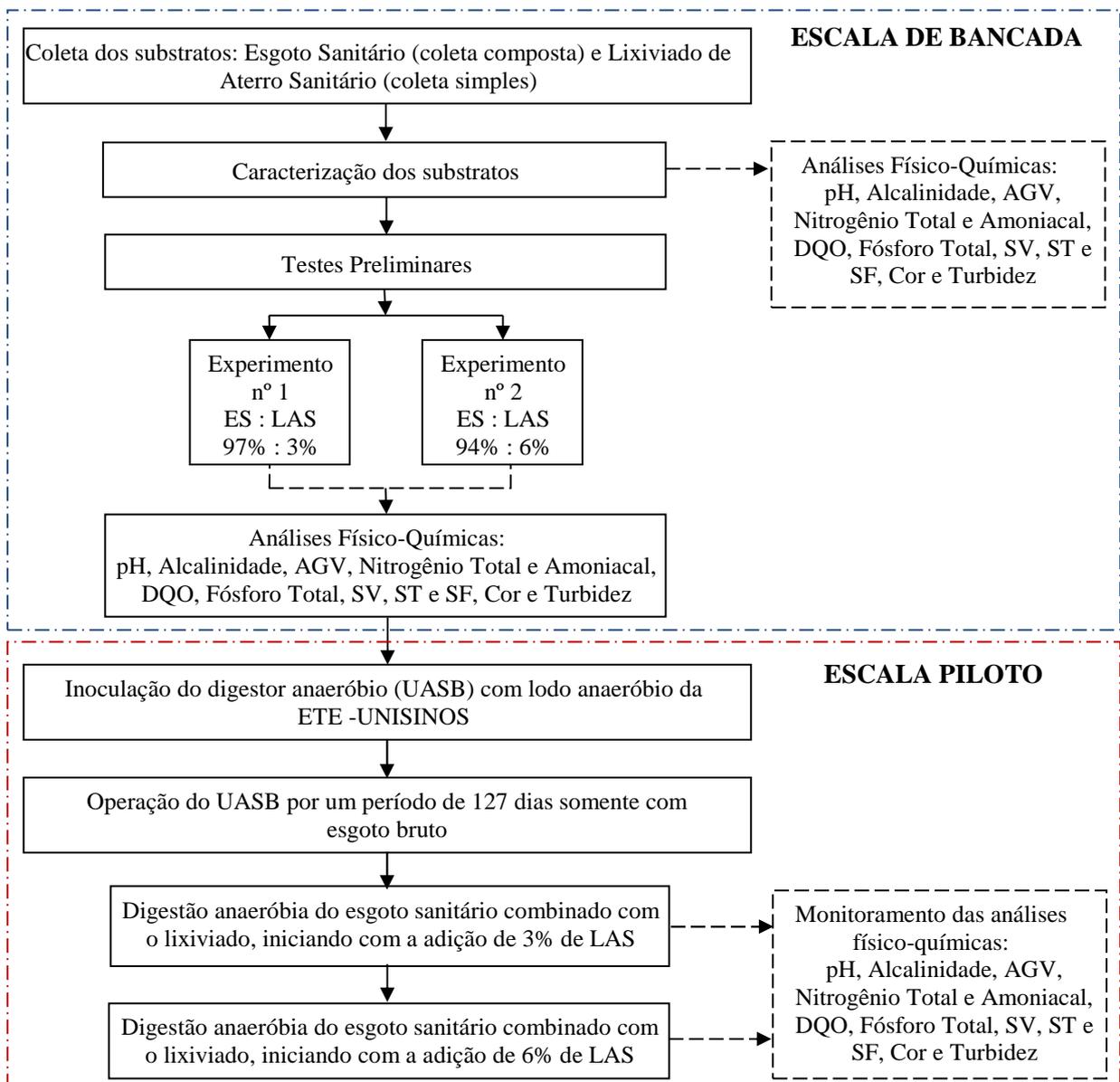
Em reatores de manta de lodo a produção de biogás é fundamental para adequada mistura do leito de lodo. Porém, podem afetar negativamente a partida do processo caso ocorram taxas muito elevadas de produção de gás, expandindo o lodo excessivamente em direção à parte superior do reator, sendo misturado ao efluente. (CHERNICHARO et al., 1999).



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo será abordada a metodologia utilizada para avaliar o tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. Para este estudo, foram realizados inicialmente ensaios em escala de bancada, a fim de determinar o acréscimo de cargas orgânicas e de nutrientes, e alterações nos parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade e acidez) em duas proporções de ES:LAS, 3% e 6%, respectivamente. A segunda etapa do estudo compreende ensaios em escala piloto, utilizando um reator UASB. A Figura 4 apresenta as fases experimentais do estudo.

Figura 4 - Fluxograma ilustrativo das etapas experimentais do estudo



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.1 ESCALA DE BANCADA - COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS SUBSTRATOS

Devido à importância de se conhecer as características dos substratos foram realizadas análises físico-químicas em escala de bancada. O Quadro 1 apresenta os parâmetros analisados e o tipo de método empregado de acordo com a referência.

Quadro 1 - Parâmetros e métodos de análise realizados nas amostras coletadas

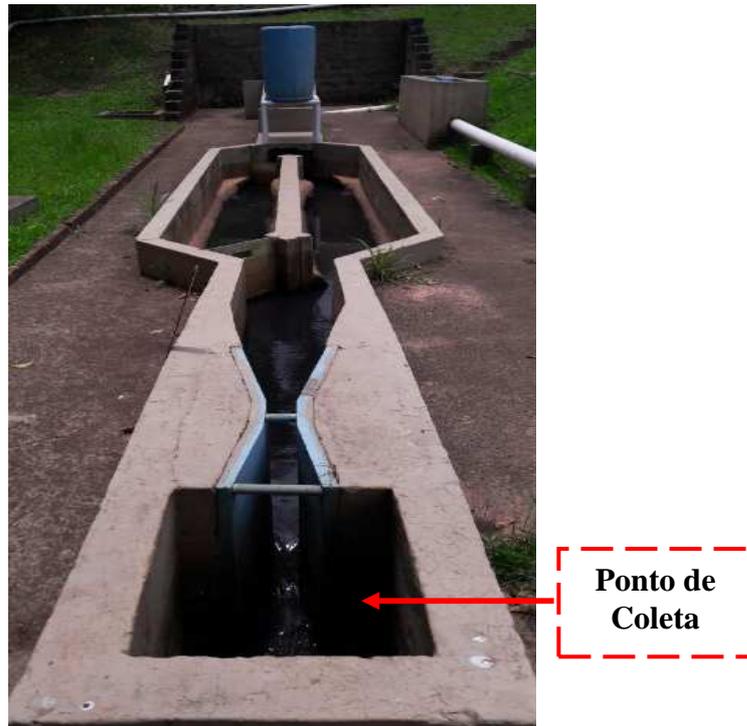
<b>Parâmetros analisados</b>	<b>Tipo de método</b>	<b>Referência</b>
Cor	Método Espectrofotométrico	APHA / 2012 - 2120-E
Turbidez	Método Nefelométrico	APHA / 2012- 2130-B
PH	Potenciométrico	APHA / 2012- 4500-H <sup>+</sup>
Alcalinidade / Acidez / AGV	Titulométrico	DILALLO & ALBERTSON (1961)
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup>	Manométrico	APHA / 2012 - 5210 D
DQO	Colorimétrico por Refluxo Fechado	APHA / 2012 - 5220 D
N-NH <sub>4</sub>	Titulométrico	APHA / 2012- 4500 C
N Total	Titulométrico	APHA / 2012- 4500 C
P Total	Colorimétrico	APHA / 2012 - 4500 P C
ST	Gravimétrico	APHA / 2012- 2540-B
SV, SF	Gravimétrico	APHA / 2012- 2540-E

##### 4.1.1 Esgoto sanitário

O esgoto sanitário utilizado nos experimentos é proveniente da rede coletora da Unisinos, o qual é conduzido para a estação de tratamento de esgotos existente no campus. Dentre os estabelecimentos que geram o efluente podemos citar os restaurantes e lancherias, os banheiros, os laboratórios, o complexo desportivo,

O ponto adotado para a retirada das amostras está localizado após a calha parshall do tratamento preliminar da ETE Unisinos, que é feito através de gradeamento e caixa de areia (Fotografia 1).

Fotografia 1 - Ponto de coleta do esgoto sanitário



Fonte: Registrada pela autora.

Uma vez que este efluente não apresenta uma característica homogênea, variando a sua vazão e composição, a coleta das amostras foi realizada de forma composta, efetuada de hora em hora de acordo com a vazão, conforme indicado no Quadro 2.

Quadro 2 - Coleta composta de esgoto sanitário

Horário da coleta	08:00	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00	19:00
Vazão (L/s)	3,00	3,00	4,80	4,90	4,80	5,80	5,80	3,00	4,30	4,90	5,00	5,00
Amostra coletada (mL/s)	552	552	884	902	884	1068	1068	552	792	902	921	921

O volume total da amostra composta foi de 10 L, o necessário para realizar todos os ensaios físico-químicos. O volume de cada amostra coletada é de 2 L/h, e após 12 horas de amostragem foi determinada a porção de cada amostra por unidade de vazão para se efetuar a amostragem composta de 10 L, conforme a Equação 4:

$$\text{Porção de amostra necessária por unidade de volume} = \frac{\text{volume total da amostra}}{\text{vazão média (L/s)} \cdot n^{\circ} \text{ de}} \quad \text{Equação 4}$$

Devido a impossibilidade de realizar todos os ensaios de caracterização do efluente no mesmo dia da coleta, a amostra composta foi preservada de acordo com APHA 2012 para posterior utilização.

#### 4.1.2 Lixiviado

Para esta etapa foi utilizado o lixiviado oriundo de um aterro sanitário de Gravataí, com uma área de 60 hectares, sendo gerenciado pela empresa RGBio Consultoria Ambiental.

O aterro sanitário de Gravataí está localizado na Estrada Henrique Closs nº 3637, Bairro Santa Tecla e conta com uma estrutura composta por sistemas de drenagem de percolado, gases e águas pluviais, lagoas de recebimento e armazenamento do lixiviado, além de uma estação de transbordo de RSU, implantada em fevereiro de 2013 como forma de adequar as instalações a Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. A Figura 5 apresenta a localização do aterro Sanitário de Santa Tecla.

Figura 5 - Aterro Sanitário de Santa Tecla



Fonte: Modificado de São Leopoldo - Rs, 2017.

O lixiviado gerado neste aterro é disposto em lagoas devidamente impermeabilizadas para a acumulação destes líquidos. O ponto de coleta do lixiviado bruto foi no tanque de

recepção do lixiviado, a partir do qual este é direcionado para o sistema de lagoas, de acordo com a Fotografia 2.

Fotografia 2 - Ponto de coleta do lixiviado no aterro sanitário localizado em Santa Tecla



Fonte: Registrada pela autora.

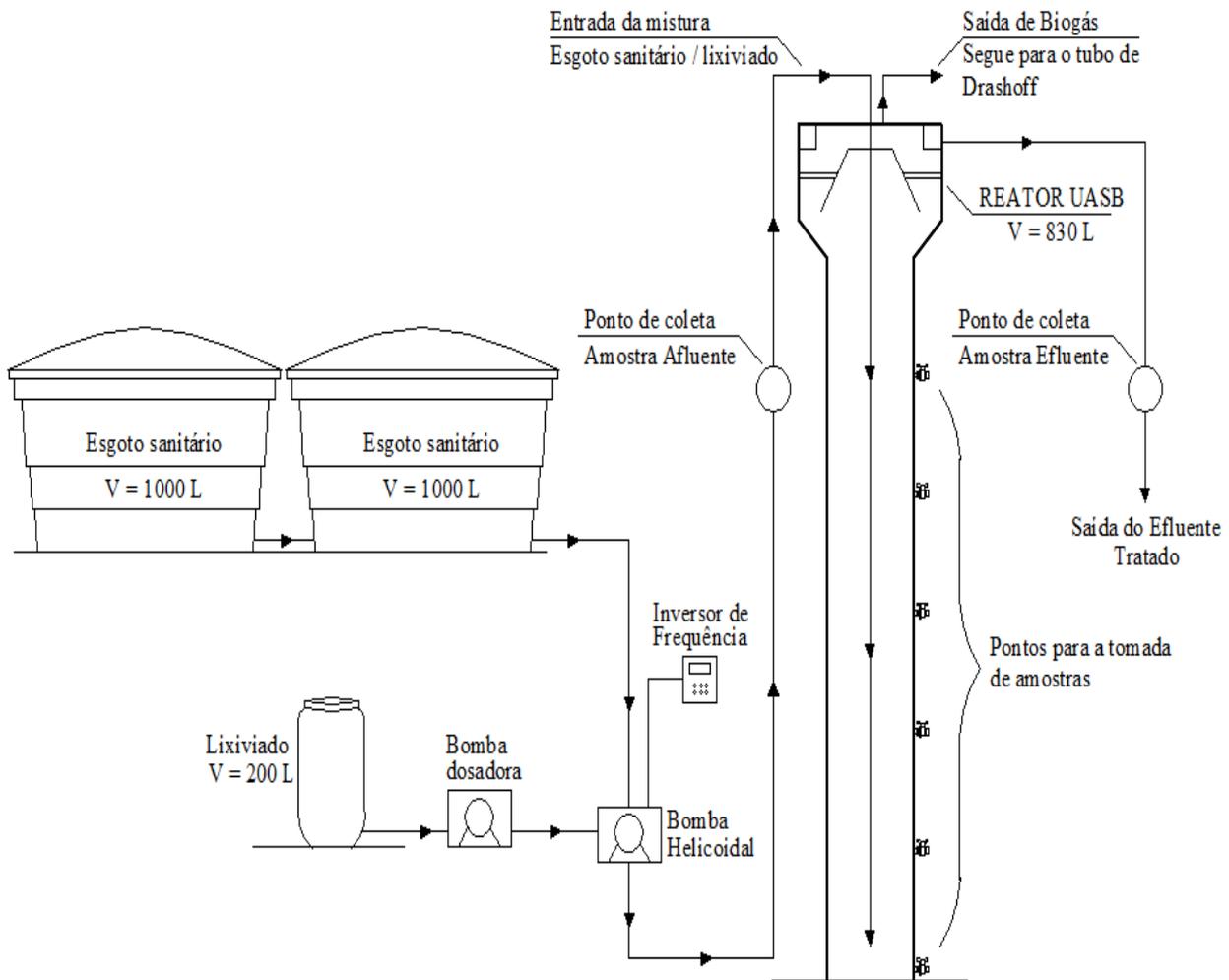
O lixiviado coletado foi armazenado em um tanque no Anexo do Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos, situado junto à ETE. Em seguida, realizou-se a caracterização deste líquido.

#### 4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL: ESCALA PILOTO

O processo de co-digestão do esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário realizou-se por meio de um reator do tipo UASB, operando em fluxo contínuo.

O reator anaeróbio foi confeccionado com fibra de vidro e apresenta um volume total aproximado de 0,83 m<sup>3</sup>. O esgoto sanitário é armazenado em um reservatório cuja capacidade é de 1000 L, enquanto que o lixiviado é armazenado em uma bombona com 200 L de volume. A Figura 6 apresenta um fluxograma de funcionamento do sistema em escala piloto.

Figura 6 - Fluxograma de funcionamento do reator UASB



Fonte: Elaborado pela autora.

A Fotografia 3 mostra este sistema experimental (UASB) instalado.

Fotografia 3 - Sistema experimental (UASB) em escala piloto



Fonte: Registrada pela autora.

As características técnicas do sistema operacional estão indicadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Dados técnicos do sistema operacional

<b>Dados técnicos</b>	
Diâmetro do corpo do reator	0,485 m
Altura do corpo do reator	3,60 m
Volume total do reator	830 L
Volume do separador trifásico	34 L
Velocidade ascensional de fluxo	2,3 m/h
Tempo de detenção hidráulico (TDH)	12 h
Vazão de esgoto sanitário	70L/h
Vazão de lixiviado (adição de 3%)	2,1L/h
Vazão de lixiviado (adição de 6%)	4,2L/h
Volume do reservatório de esgoto sanitário	1000 L
Volume do reservatório de lixiviado	200 L

A partir do reservatório contendo esgoto sanitário o efluente foi transportado para o interior do reator UASB utilizando uma bomba helicoidal de deslocamento positivo (Marca WEG, modelo FM89524), com controle de vazão por inversor de frequência, conforme Fotografia 4.

Fotografia 4 - Bomba dosadora, Bomba tipo helicoidal e inversor de frequência para alimentação do reator UASB



Fonte: Registrada pela autora.

O lixiviado foi adicionado ao sistema com o auxílio de uma bomba dosadora (Marca Injetronic), conforme a Fotografia 5. Inicialmente foi acrescentado 3% de lixiviado ao processo, o equivalente a 2,1 L/h, havendo o monitoramento das características físico-químicas da mistura dos substratos e o acompanhamento na produção de biogás a fim de verificar a eficiência do processo e a possibilidade de aumentar a proporção de lixiviado. A segunda adição de lixiviado foi de 6%, repetindo o mesmo procedimento feito com a proporção anterior.

Fotografia 5 - Bomba dosadora

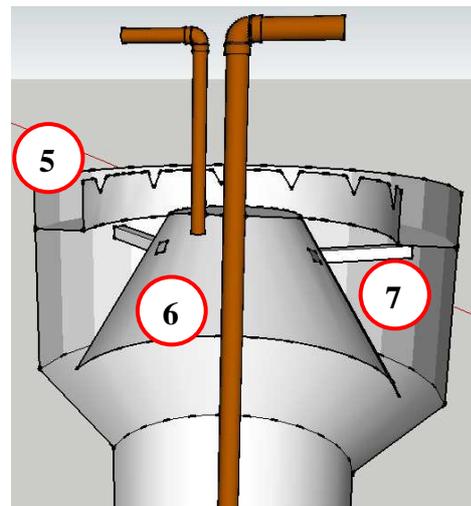
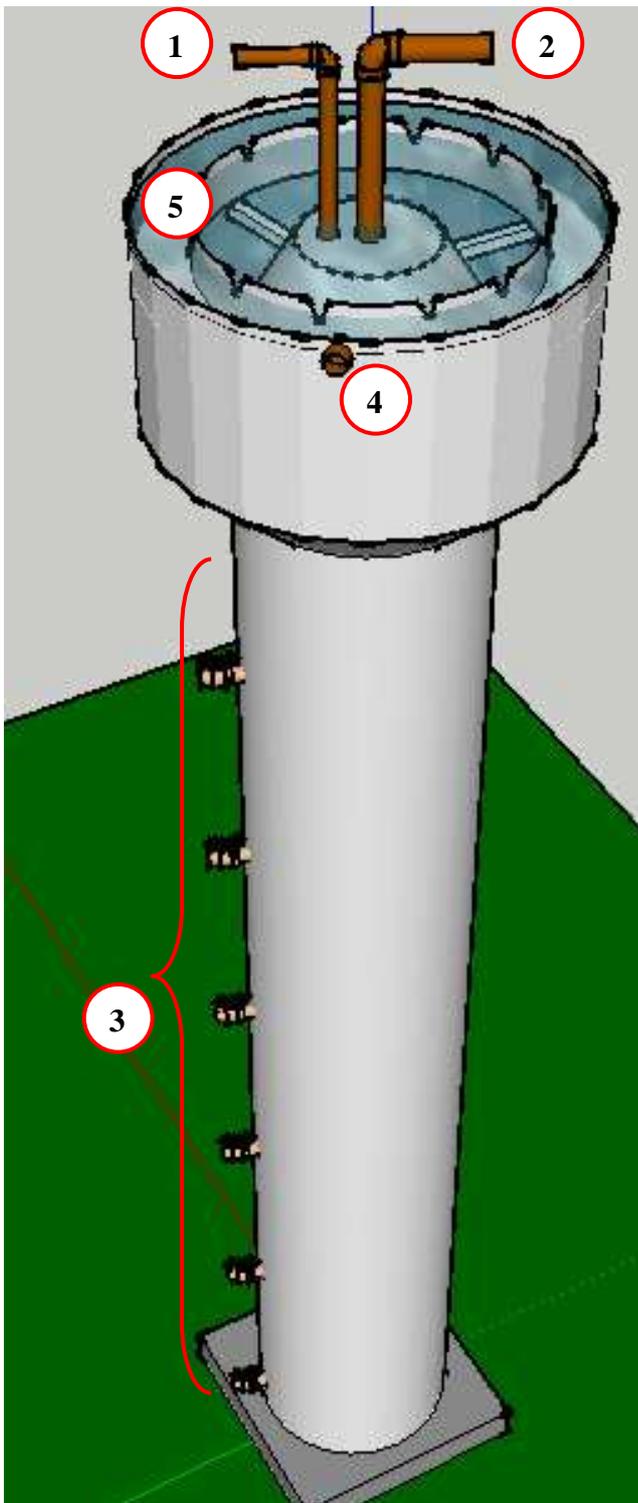


Fonte: Registrada pela autora.

O tratamento combinado é realizado de forma contínua, sem a necessidade de esvaziar o reator a medida que ocorre o aumento da proporção de lixiviado.

A Figura 7 apresenta os componentes do reator UASB para o tratamento do esgoto sanitário combinado com o lixiviado.

Figura 7 - Componentes do sistema experimental em escala piloto



- 1 - Saída de biogás - Tubo de PVC-20 mm.
- 2 - Entrada de esgoto - Tubo de PVC-20 mm.
- 3 - Registros de PVC-25 mm para tomada de amostra.
- 4 - Saída de esgoto tratado - Tubo de PVC-20 mm.
- 5 - Calha Vertedoura - efluente tratado.
- 6 - Separador trifásico.
- 7 - Tirantes.

Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.2.1 Fases da pesquisa em escala piloto

O trabalho foi desenvolvido em três fases, conforme apresentado no Quadro 3.

Quadro 3 - Características das fases estudadas no reator UASB

Fase	Data inicial	Data final	Tempo de Operação (Dias)	Frequência dos ensaios
1	17/05/2017	21/09/2017	127	Semanal
2	22/09/2017	16/11/2017	49	Quinzenal
3	17/11/2017	13/12/2017	28	Semanal

#### 4.2.2 Partida do reator UASB

O reator foi inoculado com 170 L de lodo anaeróbico proveniente do reator UASB que trata o esgoto sanitário da Unisinos e foi completado o volume total do reator com esgoto sanitário, permanecendo parado por 24 h para que este lodo decantasse. Na sequência foram retiradas amostras de lodo dos 5 registros existentes para caracterização deste inóculo. Este lodo apresentou uma concentração de 515 mg ST/L, 265,4 mg SV/L e 250,2 mg SF/L.

#### 4.2.3 Monitoramento da unidade experimental

O monitoramento do processo experimental em escala piloto foi realizado de acordo com o Quadro 4. Foram analisadas as amostra do afluente e do efluente.

Quadro 4 - Parâmetros e métodos de análise realizados nas amostras coletadas

Parâmetros analisados	Tipo de método	Referência
Cor	Método Espectrofotométrico	APHA/2012 - 2120-E
Turbidez	Método Nefelométrico	APHA/2012 - 2130-B
pH	Potenciométrico	APHA/2012 - 4500-H <sup>+</sup>
Alcalinidade / Acidez / AGV	Titulométrico	DiLallo & Albertson (1961)
DQO	Colorimétrico por Refluxo Fechado	APHA / 2012 - 5220 D
N-NH <sub>4</sub>	Titulométrico	APHA/2012 - 4500 C
N Total	Titulométrico	APHA/2012 - 4500 C
P Total	Colorimétrico	APHA / 2012 - 4500 P C
ST	Gravimétrico	APHA/2012 - 2540-B
SV, SF	Gravimétrico	APHA/2012 - 2540-E

#### 4.2.4 Determinação do teor de metano

A análise da composição do biogás foi realizada através do equipamento da marca RKI Instruments (Modelo Eagle 2), obtendo-se os percentuais de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S. A Fotografia 6 mostra o equipamento utilizado.

Fotografia 6 - Medidor de biogás



Fonte: Registrada pela autora.

Foram realizadas medições diárias do teor de metano nas Fases 2 e 3.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados, analisados e discutidos os dados pertinentes as duas etapas deste estudo. Inicialmente serão abordados os dados referente aos ensaios preliminares em escala de bancada, em sequência os dados relativos ao sistema experimental em escala piloto.

### 5.1 ENSAIOS PRELIMINARES

Os ensaios preliminares de caracterização dos efluentes é uma etapa essencial para a determinação adequada de um sistema de tratamento. Nas Tabela 6 são apresentadas as características físico-químicas do lixiviado e do esgoto sanitário utilizados nos ensaios, características essas determinadas conforme a APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2012). O conhecimento prévio dessas características dos efluentes visa possibilitar a busca de técnicas eficientes para o seu tratamento, podendo a sua depuração ser composta por processos biológicos e físico-químicos.

#### 5.1.1 Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

Os dados obtidos no ensaio preliminar podem ser visualizados na Tabela 5.

Tabela 5- Características do lixiviado

<b>Parâmetros</b>	<b>Resultados</b>
pH	8,1
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	7540,0
AGV (mg HAc/L)	1377,0
Cor (mg/L Pt/Co)	1108,5
Turbidez (UNT)	85,5
DBO (mg/L)	362,5
DQO (mg/L)	1323,3
ST (mg/L)	814,7
SV (mg/L)	182,6
SF (mg/L)	632,1
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	134,8
Nitrogênio orgânico (mg/L)	15,9
Fósforo	18,2

Através da Tabela 5 verifica-se que as características do lixiviado bruto indicam seu elevado potencial poluidor em função da elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO. A relação DBO/DQO do lixiviado utilizado nos ensaios preliminares foi de 0,27, e seu pH 8,1, podendo ser considerado como um lixiviado estabilizado, baseado na classificação proposta por Renou et al. (2008), e de baixa biodegradabilidade. Observa-se também que a principal forma de nitrogênio encontrada no lixiviado do aterro sanitário de Santa Tecla foi de nitrogênio amoniacal (NA), correspondendo a 90% do nitrogênio total. Essa concentração de NA, cerca de 134,8 mg/L, apresenta a dificuldade de se tratar este LAS se aplicado em um processo anaeróbio, com isso, o mesmo deve passar por um tratamento prévio ou mesmo ser tratado combinado ao esgoto sanitário, a fim de melhorar as suas condições de biodegradabilidade.

### 5.1.2 Caracterização do Esgoto Sanitário

A Tabela 6 apresenta as características do efluente caracterizado nos ensaios preliminares.

Tabela 6 - Características do esgoto sanitário da ETE / Unisinos

Parâmetros	Resultados
pH	7,2
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	332,8
AGV (mg HAc/L)	104,0
Cor (mg/L Pt/Co)	24,3
Turbidez (UNT)	58,9
DBO (mg/L)	175,0
DQO (mg/L)	282,4
ST (mg/L)	300,4
SV (mg/L)	84,62
SF (mg/L)	215,7
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	33,8
Nitrogênio orgânico (mg/L)	18,6
Fósforo (mg/L)	12,1

De acordo com a classificação dos valores típicos dos parâmetros de matéria orgânica proposta por Jordão e Pessoa (2014), o esgoto sanitário analisado neste ensaio preliminar apresenta características de um esgoto fraco.

### 5.1.3 Caracterização da mistura ES:LAS

Após realizar a caracterização dos substratos fez-se a análise das misturas com diferentes concentrações de esgoto sanitário e lixiviado. A Tabela 7 apresenta estes dados.

Tabela 7- Características das misturas de ES:LAS

<b>Parâmetros</b>	<b>Mistura nº 1 ES:LAS 97% : 3%</b>	<b>Mistura nº 2 ES:LAS 94% : 6%</b>
pH	7,5	7,7
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	546,0	858,0
AGV (mg HAc/L)	134,6	173,4
Cor (mg/L Pt/Co)	798,1	805,5
Turbidez (UNT)	127,3	135,6
DBO (mg/L)	162,5	187,5
DQO (mg/L)	267,4	380,7
ST (mg/L)	472,2	825,7
SV (mg/L)	122,4	155,0
SF (mg/L)	350,7	670,7
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	67,9	121,3
Nitrogênio orgânico (mg/L)	10,8	9,8
Fósforo (mg/L)	9,7	16,8

Através da Tabela 7 é possível verificar a alteração nas características de cada mistura de ES:LAS a medida que ocorre o aumento da adição de lixiviado. As análises de pH, alcalinidade e AGV, considerados parâmetros fundamentais para o monitoramento do processo de digestão anaeróbia sofreram alterações, com isso, observa-se que houve a diluição do LAS ao ES, uma vez que o lixiviado apresentou concentrações médias de alcalinidade e AGV de 7540,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L e 1377,0 mgHAc/L, respectivamente, e ao ser misturado ao ES, as concentrações baixaram para 546,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L e 134,6 mgHAc/L (adição de 3% de LAS) e 858,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L e 173,4 mgHAc/L (adição de 6% de LAS).

Outro parâmetro que merece destaque é a concentração de nitrogênio amoniacal (NA) nas misturas em análise. Com a adição de LAS ao esgoto sanitário, verificou-se uma elevação no teor de NA das amostras número 1 e 2 (adição de 3 e 6% de lixiviado, respectivamente). Enquanto o esgoto bruto apresentou uma concentração de NA de 33,8 mg/L, ao ter inserido LAS a mistura este valor passou para 67,9 mg/L (3% de LAS) e 121,3 mg/L (6% de LAS), conferindo uma diluição do LAS, tendo em vista que este substrato possui um teor de NA de 134,8 mg/L.

#### 5.1.4 Caracterização do inóculo

Antes de iniciar a operação em escala piloto foi realizada a análise da série de sólidos do inóculo, o qual foi retirado do reator UASB em escala pela da Unisinos. O lodo apresentou uma concentração de 515 mgST/L, 265,4 mgSV/L e 250,2 mgSF/L.

### 5.2 ESCALA PILOTO

O experimento em escala piloto foi realizado em três fases, sendo a primeira por um período de 127 dias com o intuito de testar as condições hidráulicas do reator, verificara metodologia e a calibração de bombas e equipamentos, além de permitir a obtenção de parâmetros de controle do processo estáveis operando somente com esgoto sanitário, em função da variabilidade na vazão da geração de esgoto sanitário produzido na Unisinos e da sazonalidade e regime de chuvas que interfere na qualidade deste efluente.

#### 5.2.1 pH, alcalinidade e AGV

Considerados parâmetros importantes para a estabilidade de sistemas anaeróbios, o pH, a alcalinidade e os AGV estão diretamente relacionados. Uma vez que o crescimento de microrganismos presentes nas diversas etapas da digestão anaeróbia requerem determinados limites de pH, é necessário que a alcalinidade, tida como parâmetro responsável pelo tamponamento do sistema, seja suficiente para manter o pH dentro da faixa ótima para o desenvolvimento e atuação dos microrganismos. Em relação aos ácidos graxos voláteis, subproduto formado na fase acidogênica do processo de digestão anaeróbia, e que, posteriormente é utilizado pelas archeas metanogênicas para a conversão final em metano e CO<sub>2</sub>, o mesmo apresenta uma resposta rápida as alterações do processo devido as sobrecargas orgânicas e introdução de alguma substância tóxica ou inibidora.

A concentração de AGV verificada no experimento refere-se a ácidos graxos voláteis totais medido como HAc, entretanto, sabe-se que no efluente estão presentes outros AGV de diferentes estruturas moleculares como o propiônico, fórmico, butírico, etc. Nesta pesquisa não foram realizadas análises que possibilitassem verificar a ocorrência dos demais AGV, isto porque a matéria orgânica presente no esgoto sanitário leva ao desenvolvimento de uma microbiota no lodo característica para produzir uma concentração mais elevada de HAc em relação aos demais ácidos graxos voláteis.

Através da Tabela 8 é possível observar os resultados dos parâmetros de pH, alcalinidade e AGV obtidos nas três fases estudadas.

Tabela 8- Resultados das análises de pH, alcalinidade e AGV

Fase	pH		Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)		AGV's (mg HAc/L)		
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
n = 18		Período de operação - 127 dias					
1 (Esgoto Sanitário)	Mín.	5,9	6,3	19,6	34,3	10,7	10,7
	Máx.	7,4	7,5	225,4	245	64,1	74,8
	Média	6,9	6,9	114,7	129,3	36,2	30,7
	DP	0,3	0,36	62,05	64,8	17,1	12,9
	CV	5,7%	5,2%	54,7 %	50,13%	47,2%	42,3%
n = 4		Período de operação - 49 dias					
2 (3% LAS)	Mín.	8,2	8,2	225,4	225,4	21,4	21,4
	Máx.	9,0	8,9	622,3	514,5	117,5	64,1
	Média	8,5	8,4	373,0	345,0	60,7	43,4
	DP	0,30	0,24	154,4	114,8	41,6	19,9
	CV	3,5%	2,9%	41,4%	33,3%	68,6%	45,8%
n = 4		Período de operação - 28 dias					
3 (6% LAS)	Mín.	8,5	7,7	416,5	450,8	80,1	21,4
	Máx.	9,0	8,8	911,4	676,2	149,5	106,8
	Média	8,83	8,21	665,8	581,3	102,1	87,4
	DP	0,18	0,46	183,69	92,15	24,12	15,61
	CV	2,1%	5,6%	27,6%	15,9%	23,6%	17,9%

A Tabela 8 indica que na primeira fase o valor médio de pH afluente e efluente foi de 6,9. Na segunda fase houve elevação do pH (de 6,9 para 8,5), em virtude do acréscimo de 3% de lixiviado. Com aumento da proporção de lixiviado para 6% verificou-se novamente uma elevação no pH nesta terceira fase (de 8,5 para 8,8). Um estudo realizado por Nascentes também apresentou

Foram observados na primeira fase valor médio de alcalinidade total afluente e efluente de 114,7 e 129,3 mgCaCO<sub>3</sub>/L, respectivamente. Na segunda fase foi verificado um valor médio de alcalinidade total afluente de 373,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L e efluente de 345,0

mgCaCO<sub>3</sub>/L. O valor médio de alcalinidade total afluente e efluente encontrado na terceira fase foram, respectivamente, 665,8 e 581,3 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

Em relação à concentração média de ácidos graxos voláteis afluente e efluente na primeira fase foram observadas proporções de 36,2 e 30,7 mgHAc/L, respectivamente, com um decréscimo de 15,2%. Enquanto que na segunda fase os valores AGV afluente e efluente foi, respectivamente, 60,7 e 43,4 mgHAc/L, com um decréscimo de 28,6%. Na terceira fase os valores de AGV elevaram-se novamente, apresentando valor médio afluente de 102,1mgHAc/L e de 87,4 mgHAc/L no efluente, com um decréscimo de 14,4%. A medida que a carga orgânica foi aumentada, com a adição de 3 e 6% de lixiviado, notou-se uma elevação na concentração de AGV.

O TDH do reator anaeróbio foi de 12 h, isto porque foi levado em consideração que a adição de LAS proporcionaria um aumento de carga orgânica e este aumento iria necessitar um tempo maior de tratamento. Conforme indicado na Tabela 9 verifica-se que a COV afluente e efluente apresentou uma elevação na terceira fase se comparado com as fases anteriores, cerca de 0,69 e 0,51 kg DQO/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente. Para condições anaeróbias, a qualidade da matéria orgânica presente no esgoto sanitário utilizado neste experimento pode ser considerada inadequada, devido a sua característica recalcitrante.

Tabela 9 - Carga orgânica volumétrica adotada nas diferentes fases

<b>Fase</b>	<b>COV (kg DQO/m<sup>3</sup>.dia)</b>
1 (Esgoto Sanitário)	0,36
2 (3% LAS)	0,40
3 (6% LAS)	0,69

Através dos dados apresentados nas Tabelas 8 e 9, é possível verificar que na primeira fase houve um equilíbrio entre pH, alcalinidade e AGV, seja pelas condições operacionais, pois não foi provocado nenhuma sobrecarga hidráulica ou orgânica, ou seja pelas características do esgoto sanitário utilizado neste experimento, o qual não possui compostos tóxicos capazes de provocar um desequilíbrio na biota do lodo. Com relação à segunda e a terceira fase, observa-se que houve a elevação do pH, alcalinidade e AGV no afluente se comparado com a primeira fase, o que pode ser atribuído a adição de LAS ao esgoto sanitário, uma vez que o LAS possui uma alcalinidade total de 7540,0 mgCaCO<sub>3</sub>/L e uma concentração de AGV de 1377,0 mgHAc/L, e o esgoto sanitário apresenta uma alcalinidade total de 332,8

mgCaCO<sub>3</sub>/L e concentração de AGV de 104,0 mgHAc/L. Com isso, verifica-se que houve uma diluição do LAS ao esgoto sanitário. Apesar de ter ocorrido uma elevação nas concentrações de AGV e alcalinidade afluyente nas fases 2 e 3, notou-se um decréscimo na alcalinidade efluente devido a necessidade de se neutralizar os AGV.

O aumento na concentração de AGV no afluyente do reator UASB pode ser atribuído ao LAS, sendo que este lixiviado pode apresentar uma concentração maior ou menor de AGV dependendo da fase em que o aterro se encontra, portanto, inferindo diferentes teores de AGV ao LAS.

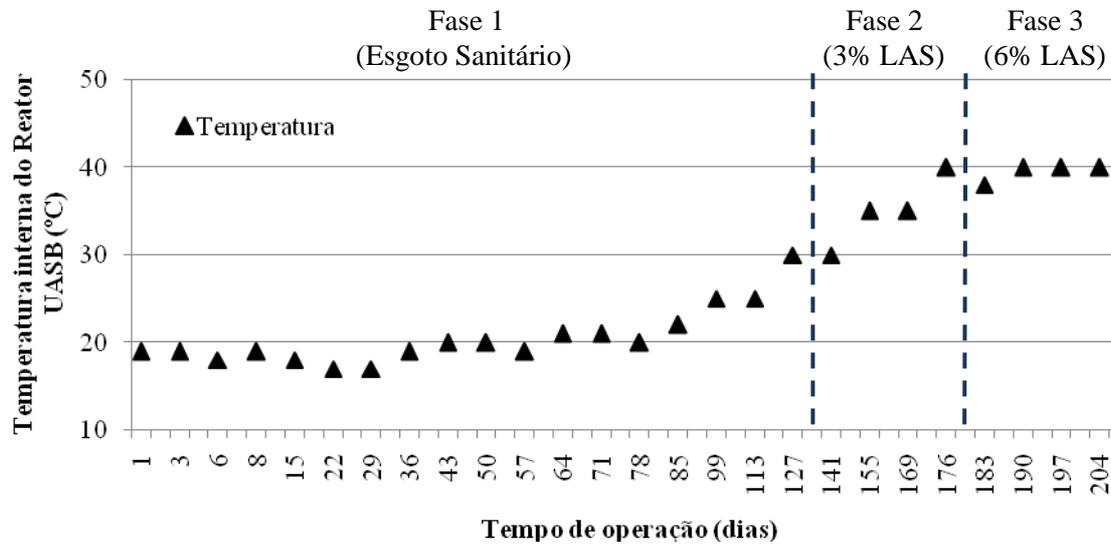
Outro parâmetro que está diretamente relacionado ao aumento do pH e alcalinidade do afluyente é o nitrogênio amoniacal. Este aumento pode ser atribuído à presença de hidróxido de amônio e carbonato de amônio que foram gerados a partir da mistura de LAS e esgoto sanitário. Bustillo-Lecompte e Mehrvar (2017) realizaram um experimento tratando águas residuais de matadouros através de um processo anaeróbio-aeróbio, e relataram a necessidade de se manter um pH ótimo (próximo a 7) para se atingir um melhor percentual de remoção de nitrogênio total (cerca de 72,1%). A influência do nitrogênio ao processo será discutida no item 5.2.3.

## **5.2.2 Temperatura**

O reator do tipo UASB utilizado neste experimento operou sob uma temperatura que variou na faixa de 20 a 40°C (faixa mesofílica), sendo monitorado através de um termômetro instalado no corpo do reator e não havendo mecanismo de aquecimento e/ou resfriamento.

Um estudo realizado por Hansen, Angelidaki e Ahring (1998) apresenta, dentre outros fatores, a influência da temperatura em um processo de digestão anaeróbia tratando dejetos suínos. Neste estudo os pesquisadores relataram que foram utilizados quatro reatores sob temperaturas diferentes (de 37 a 60°C), podendo ser observado que em temperaturas de operação mais elevadas houve um decréscimo no teor de metano no biogás (de 70% para 40%), aumento na produção de amônia livre (de 0,75 g N/L para 2,6 g N/L) e elevação na produção de AGV (4,8 g Acetato/L para 15,8 g Acetato/L).

Figura 8 - Variação da temperatura ao longo do experimento



Observando a Figura 8 é possível verificar que na primeira fase do experimento a temperatura ficou na faixa de 20 a 30°C, visto que este período ocorreu nos meses de maio a setembro, nas estações outono/inverno. Em relação as duas fases posteriores houve elevação da temperatura ambiente, variando na faixa de 30 a 40°C, tendo em vista que a operação aconteceu durante a primavera, no decorrer do mês de setembro a começo de dezembro.

### 5.2.3 Nitrogênio Amoniacal (NA)

A Tabela 10 apresenta as concentrações de nitrogênio amoniacal, orgânico e total de acordo com cada fase do experimento.

Tabela 10 - Resultados das análises de nitrogênio em cada fase do experimento

Fase	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)		Nitrogênio Orgânico (mg/L)		Nitrogênio Total (mg/L)		
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
n = 18		Período de operação - 127 dias					
1 (Esgoto Sanitário)	Mín.	10,7	22,3	1,8	0,8	15,9	24,0
	Máx.	51,2	97,1	12,4	10,7	55,4	107,9
	Média	31,4	42,7	5,8	3,4	37,2	46,1
	DP	11,47	18,97	3,20	2,46	12,87	21,12
	CV	36,5%	44,5%	55,4%	71,7%	34,6%	45,7%
n = 4		Período de operação - 49 dias					
2 (3% LAS)	Mín.	45,7	45,19	5,0	2,7	53,8	48,5
	Máx.	80,5	89,4	8,0	7,7	86,7	96,8
	Média	60,8	60,7	6,2	4,6	67,0	65,3
	DP	14,75	18,42	1,07	1,95	14,41	20,34
	CV	24,2%	30,3%	17,1%	42,5%	21,5%	31,1%
n = 4		Período de operação - 28 dias					
3 (6% LAS)	Mín.	75,4	47,2	4,2	3,9	82,7	51,9
	Máx.	103,7	110,7	9,6	7,6	109,4	117,8
	Média	91,9	89,4	6,7	6,1	98,6	95,5
	DP	10,44	20,08	1,80	1,38	9,91	20,85
	CV	11,4%	22,5%	26,9%	22,5%	10,0%	21,8%

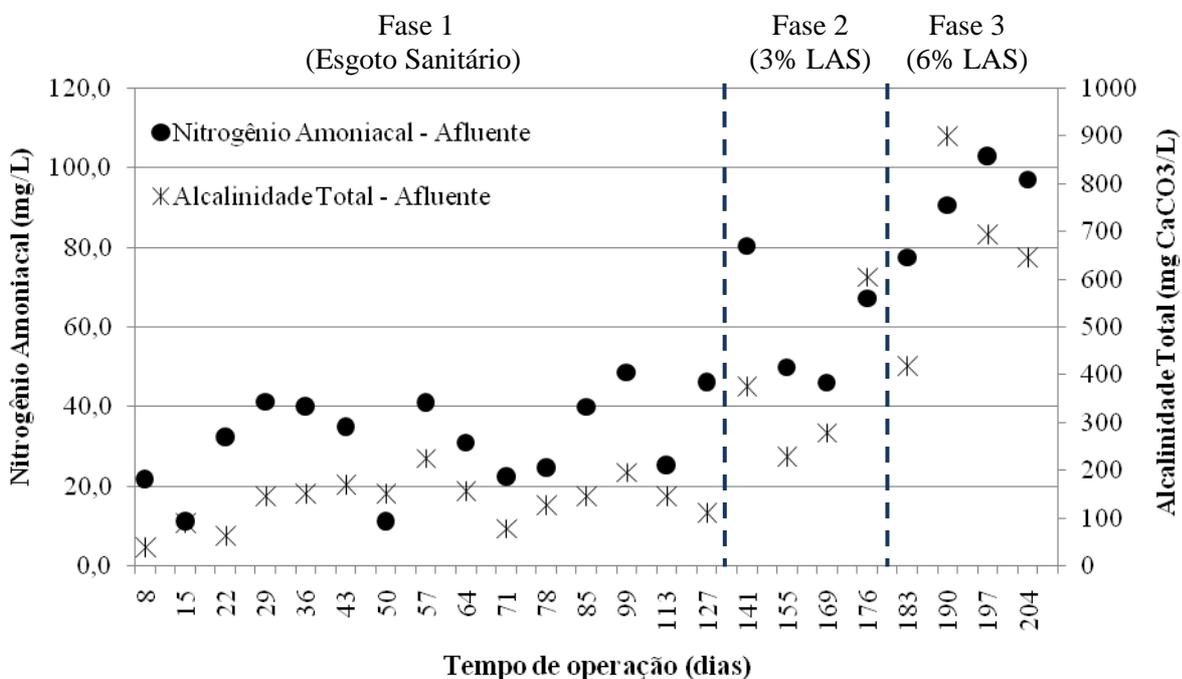
Os dados apresentados na Tabela 10 indicam que mais de 80% do nitrogênio total é composto por nitrogênio amoniacal, o que é considerado um problema para este tipo de tratamento tendo em vista que altas concentrações de amônia podem inibir a metanogênese caso a alcalinidade não seja suficiente para realizar o tamponamento, reduzindo o consumo de AGV. Logo, o processo anaeróbico pode sofrer alcalinização, acarretando uma redução na produção biogás, onde pode ocorrer a diminuição do teor de metano e o aumento do teor de CO<sub>2</sub>.

A elevação do pH no reator faz com que a distribuição da amônia seja predominantemente na fase livre na forma de  $\text{NH}_3$ , e com isso parte dessa amônia é eliminada pelo biogás e outra parte dissolvida no efluente final.

De acordo com Shi et al. (2017), uma alta concentração de amônia livre pode gerar a acumulação de AGV gerando um baixo rendimento de metano. Ao estudarem os efeitos da amônia livre em um processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares, os autores relatam uma elevação na concentração de nitrogênio amoniaco de 435 para 2518 mg/L ao adicionar resíduos orgânicos, e com isso o aumento na produção de acetato, de 296 para 1064 mg/L. Houve um decréscimo de 85% na produção de biogás após o processo ser desestabilizado, a produção inicial era de  $2,45 \text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{dia})$ .

A concentração média de nitrogênio amoniaco afluente na primeira, segunda e terceira fase do experimento foi de 31,4, 60,8 e 91,9 mg/L, respectivamente. Enquanto que a concentração média efluente de nitrogênio amoniaco foi de 42,7, 60,7 e 89,4 mg/L, para as mesmas fases citadas anteriormente. A Figura 9 apresenta a relação existente entre o nitrogênio amoniaco e a alcalinidade total do processo.

Figura 9 - Relação de nitrogênio amoniaco e alcalinidade total



De acordo com a Figura 9, observa-se que a medida que a alcalinidade afluente aumenta em função da adição de lixiviado ao processo, verifica-se também o aumento na

concentração de nitrogênio amoniacal. A elevação da carga de nitrogênio amoniacal pode ser analisada por meio da Tabela 11.

Tabela 11 - Carga de nitrogênio amoniacal

<b>Fase</b>	<b>Carga de NA (kg NA/m<sup>3</sup>.dia)</b>
1 (Esgoto Sanitário)	0,06
2 (3% LAS)	0,12
3 (6% LAS)	0,19

A adição de LAS ao processo provocou um aumento na carga de nitrogênio amoniacal no efluente, conforme indicado na Tabela 11. Verifica-se que a carga inicial de NA afluente e efluente era 0,06 e 0,09 kg NA/m<sup>3</sup>.dia, havendo um pequena redução. Em relação à segunda fase esta concentração de carga de NA apresenta o dobro da carga verificada na fase anterior, indicando valores afluente e efluente na ordem de 0,12kg NA/m<sup>3</sup>.dia. Na terceira fase observa-se novamente o aumento da carga de NA, onde as concentrações afluente e efluente encontradas foram de 0,19 e 0,18kg NA/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente.

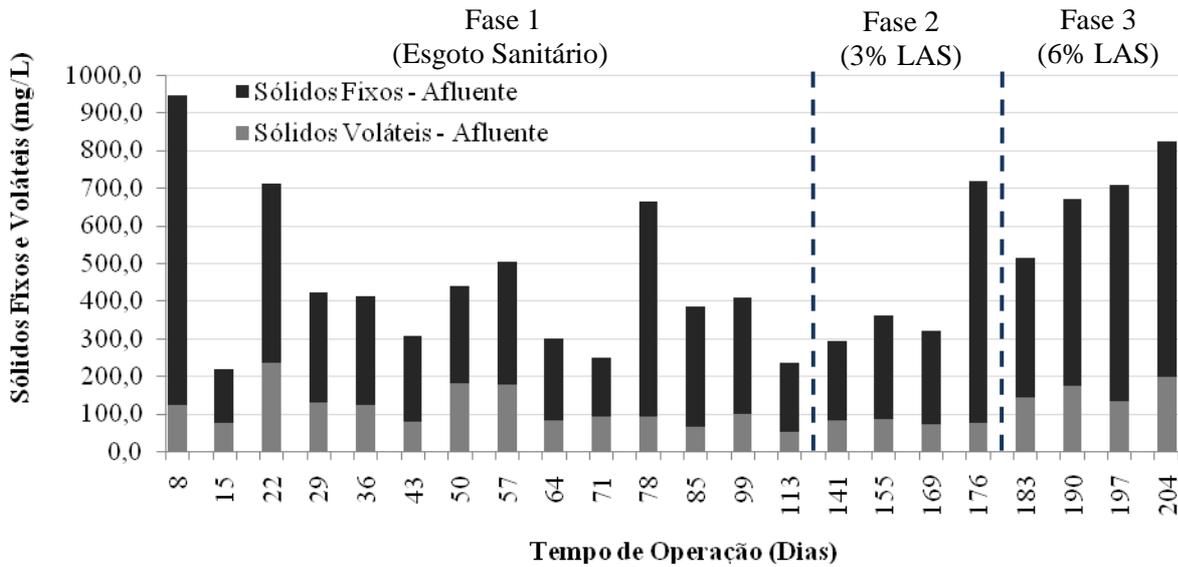
Um estudo realizado por Yirong et al. (2017) analisou a influência da amônia na digestão anaeróbia de resíduos alimentares e observou que em temperatura mesofílica, com o aumento da carga de nitrogênio amoniacal de 2,5 g N/L para 3,5g/L houve desestabilização do sistema em função do acúmulo de AGV.

A avaliação da carga de nitrogênio presente no processo se faz necessária pois este efluente necessitará passar por um pós-tratamento, visto que o reator do tipo UASB não possui a capacidade/ função de remover nutrientes.

#### **5.2.4 Sólidos Totais (ST)**

Na primeira fase a concentração média afluente de sólidos fixos e voláteis foi de 327,8 e 115,0 mg/L, respectivamente. A segunda fase apresentou concentrações afluente de sólidos fixos e voláteis, de 343,9 e 79,1 mg/L, nesta ordem. Os valores médios de sólidos fixos e voláteis observados na terceira fase foram de 517,3 e 162,1 mg/L, respectivamente. A Figura 10 aponta os resultados dos ensaios da série de sólidos realizados no efluente.

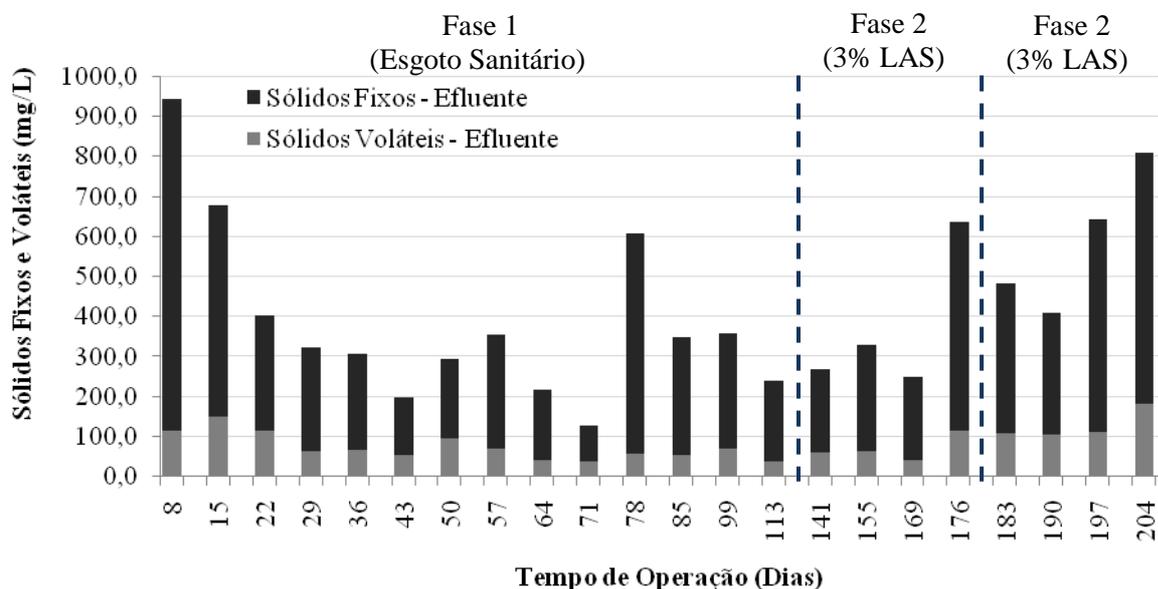
Figura 10 - Série de Sólidos (mg/L) - Afluente



Através da Figura 10 é possível verificar que o afluente, de modo geral, apresenta uma elevada concentração de sólidos fixos em todas as fases.

A análise de sólidos realizada com o efluente mostrou que na primeira fase a concentração média de sólidos fixos e voláteis foi de 282,9 e 69,6 mg/L, nesta ordem. Na segunda fase a concentração média de sólidos fixos foi de 299,7 mg/L e a média de sólidos voláteis foi de 70,5 mg/L. Observou-se na terceira fase uma concentração média de sólidos fixos e voláteis de 458,8 e 127,3 mg/L, respectivamente. A Figura 11 mostra os resultados da série de sólidos realizado ao longo das três fases.

Figura 11 - Série de Sólidos (mg/L) - Efluente



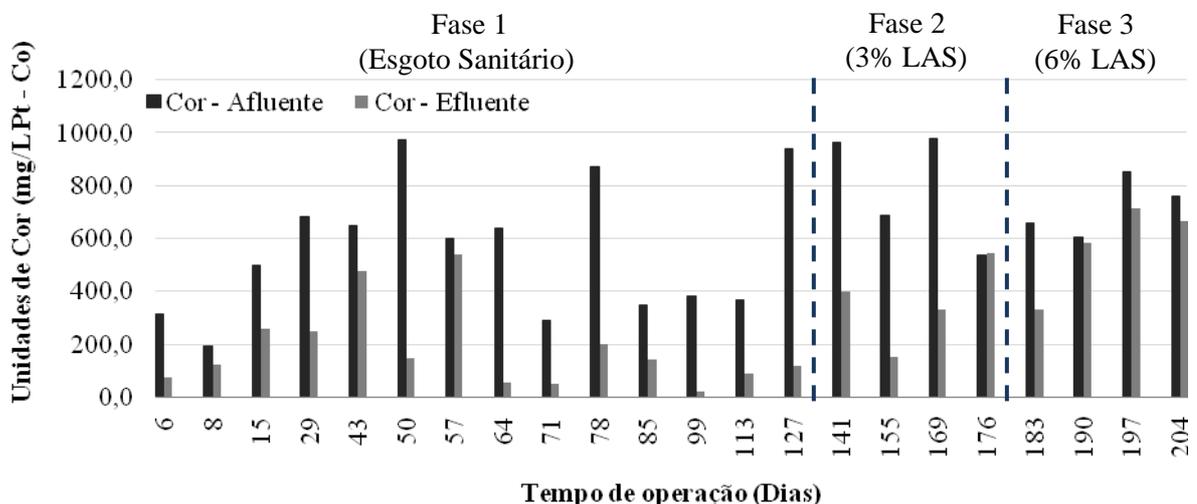
Assim como pode-se observar no ensaio de sólidos realizado no afluente, o efluente também apresentou uma elevada concentração de sólidos fixos, conforme indicado na Figura 11.

Cabe salientar que o efluente utilizado neste experimento é coletado após o tratamento primário da Usisinos, o qual é composto por um gradeamento e uma caixa de areia, e através dos dados apresentados em ambas as figuras contendo os dados da série de sólidos, este acúmulo de sólidos fixos é decorrente da baixa eficiência na remoção do tratamento preliminar da universidade.

### 5.2.5 Cor e Turbidez

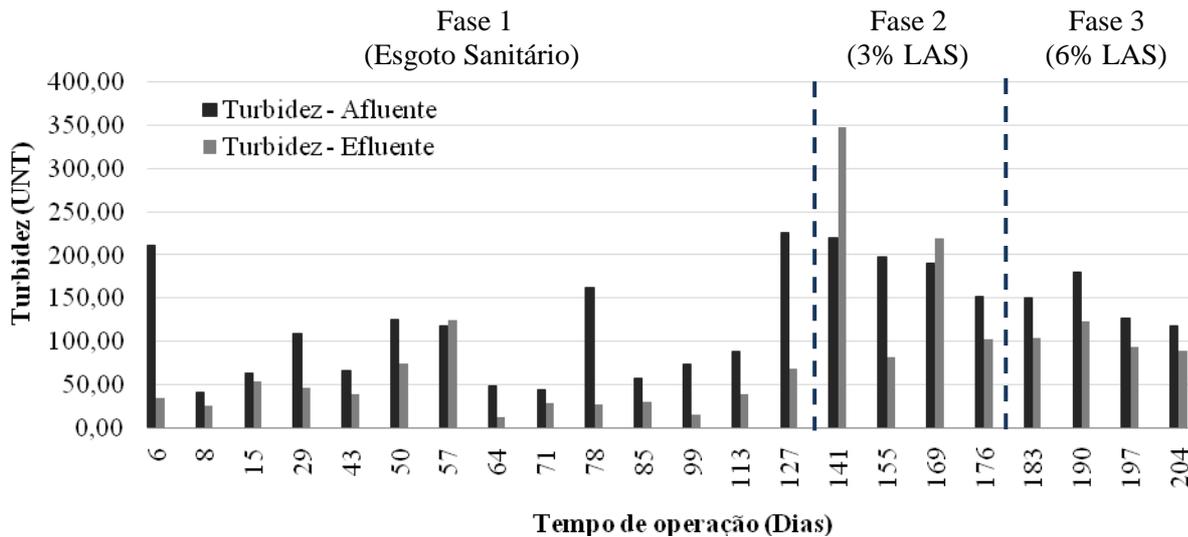
Os resultados de cor aparente apresentaram variações ao longo do experimento, podendo estar associado as diferentes condições climáticas, uma vez que a primeira etapa ocorreu em um período chuvoso, assim como ter uma relação direta com as atividades antrópicas do campus. Além das situações descritas, observou-se que com o aumento do teor de lixiviado a cor do efluente sofria um aumento proporcional ao teor de lixiviado aplicado. Na primeira fase o valor médio de cor afluente e efluente foi de 553,07 e 184,92 mg/L Pt-Co, respectivamente. A respeito da segunda fase, a concentração média afluente de cor foi de 790,54 mg/L Pt-Co, e a média efluente foi de 358,61mg/L Pt-Co. Os valores médios de cor afluente e efluente na terceira fase foram de 719,00 e 574,69 mg/L Pt-Co, respectivamente. A Figura 12 apresenta as variações de cor aparente do afluente e efluente ao longo do período de operação.

Figura 12 - Unidades de Cor (mg/L Pt-Co) - afluente e efluente



A turbidez, parâmetro físico que corresponde o grau de interferência da passagem de luz através do efluente, conferindo uma aparência turva à mesma, foi medida em todas as etapas. Conforme a Figura 13 é possível verificar que os valores de turbidez afluente e efluente aumentaram a medida em que foi adicionado lixiviado.

Figura 13 - Turbidez (UNT) afluente e efluente



A turbidez na primeira fase apresentou concentrações médias afluente e efluente de 102,51 e 43,72 UNT, respectivamente. Na segunda fase a média afluente foi de 190,08 UNT enquanto que a média efluente foi de 188,0 UNT. A terceira fase apresentou concentrações afluente e efluente de 143,92 e 101,83 UNT, respectivamente.

### 5.2.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Conforme apresentado na Tabela 12, as concentrações médias de DQO afluente e efluente na primeira fase foram de 176,6 e 109,6 mg/L, respectivamente, com uma eficiência de remoção variando na faixa de 27,1 a 63,6%. Na segunda fase, com a adição de 3% de lixiviado, a concentração média da DQO afluente foi de 199,0 mg/L, enquanto que a DQO efluente foi de 104,7 mg/L, apresentando uma eficiência de remoção na faixa de 33,7 a 54,7%. Na terceira fase, com a adição de 6% de lixiviado, as concentrações médias de DQO afluente e efluente foram de 343,3 e 250,8 mg/L, respectivamente, com uma eficiência de remoção de 22,9 a 32,3%.

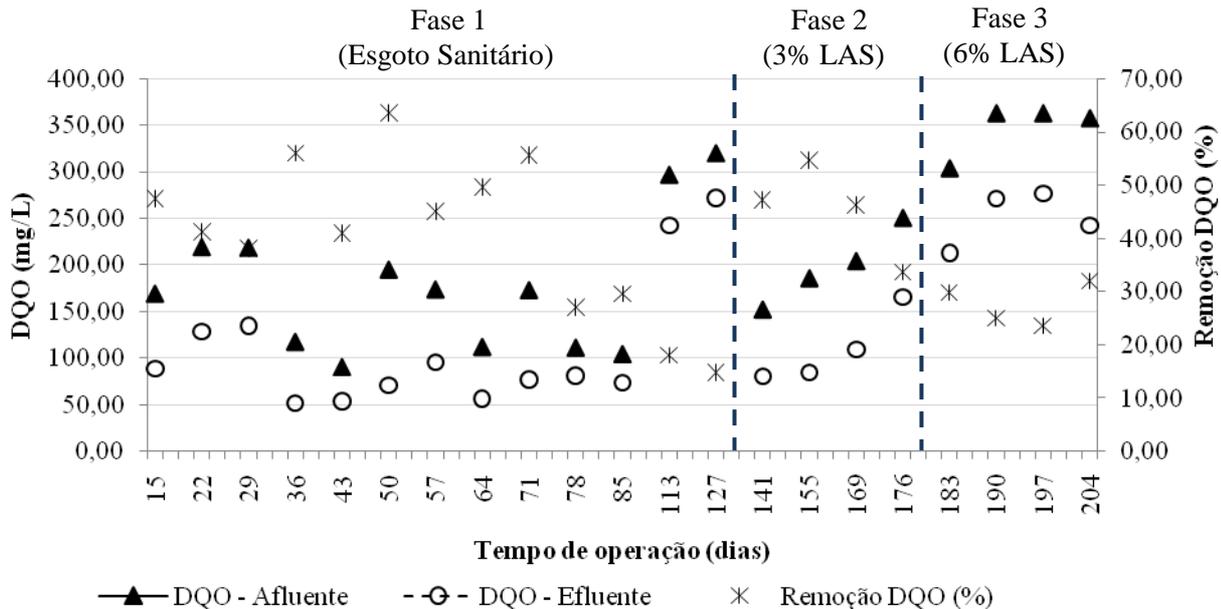
Tabela 12 - Concentrações e remoção de DQO

Fase	DQO (mg/L)		Eficiência de Remoção (%)	
	Afluente	Efluente		
	n = 18	Período de operação - 127 dias		
1 (Esgoto Sanitário)	Mín.	84,7	45,4	
	Máx.	355,3	297,5	
	Média	176,6	109,6	27,1 - 63,6
	DP	75,25	72,28	
	CV	42,6%	66,0%	
	n = 4	Período de operação - 49 dias		
2 (3% LAS)	Mín.	133,3	75,5	
	Máx.	274,4	181,9	
	Média	199,0	104,7	33,7 - 54,7
	DP	41,11	33,74	
	CV	20,7%	32,2%	
	n = 4	Período de operação - 28 dias		
3 (6% LAS)	Mín.	269,7	200,4	
	Máx.	373,8	373,8	
	Média	343,3	250,8	22,9 - 32,3
	DP	32,83	49,19	
	CV	9,6%	19,6%	

Pode-se observar que a medida em que a carga orgânica foi elevada, com a adição de 3 e 6%, ocorreu o aumento da concentração de DQO e houve uma redução na eficiência de remoção, isto pode estar relacionado ao efeito da toxicidade da amônia livre e à presença de matéria orgânica recalcitrante presente no lixiviado. Ao realizar a caracterização preliminar

dos substratos a serem utilizados no reator do tipo UASB observou-se que o lixiviado adotado possuía uma DQO de 1323,38 mg/L, em contrapartida, o esgoto sanitário apresentou uma DQO de 282,36 mg/L, com isso, é possível verificar que houve uma diluição do LAS ao ser adicionado ao ES.

Figura 14 - DQO afluente e efluente



Verifica-se através da Figura 14 a matéria orgânica presente no esgoto sanitário pode ser considerada de baixa qualidade, uma vez que na primeira fase houve uma baixa eficiência na remoção de DQO. Esta baixa eficiência na remoção de DQO é observada nas fases posteriores, ao ter LAS inserido ao processo, o qual possui características recalcitrantes. Os valores de remoção de DQO verificados neste trabalho são similares aos obtidos por Oliveira (2015), onde a autora obteve uma eficiência média remoção de DQO de 46%, operando um reator UASB com esgoto sanitário e adição de 10% de lixiviado.

### 5.2.7 Fósforo Total (P<sub>total</sub>)

O fósforo, nutriente importante para o crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, foi encontrado em concentrações condizentes a um esgoto variando de médio a forte, de acordo com os valores típicos citados por Jordão e Pessoa (2014), na faixa de 10 a 20 mg/L de fósforo total.

A Tabela 13 apresenta as concentrações de fósforo total nas três fases do experimento. Através desta tabela é possível observar que os valores médios de fósforo no afluente e efluente foram de 13,2 e 10,2 mg/L, respectivamente. Na segunda fase as concentrações afluente e efluente de fósforo foram de 11,2 e 12,9 mg/L, respectivamente. Em relação à terceira fase, a concentração de fósforo afluente foi de 17,2 mg/L e efluente de 16,1 mg/L.

Tabela 13 - Concentração de Fósforo Total

Fase	Fósforo (mg/L)		
	Afluente	Efluente	
1 (Esgoto Sanitário)	n = 18	Período de operação - 127 dias	
	Mín.	6,3	4,4
	Máx.	18,7	18,9
	Média	13,2	10,2
	DP	4,56	5,11
	CV	34,6%	50,1%
2 (3% LAS)	n = 4	Período de operação - 49 dias	
	Mín.	4,8	7,5
	Máx.	18,4	16,9
	Média	11,2	12,9
	DP	5,24	3,42
	CV	46,7%	26,4%
3 (6% LAS)	n = 4	Período de operação - 28 dias	
	Mín.	15,4	15,1
	Máx.	18,2	17,6
	Média	17,2	16,1
	DP	1,00	0,86
	CV	5,8%	5,3%

Nas fases 2 e 3 não houve redução na concentração de fósforo, enquanto que na primeira fase esta redução foi muito baixa, cerca de 23%. Possivelmente este resultado deve estar associado ao processo de tratamento que ocorre em um reator do tipo UASB, o qual não tem a função de remover nutrientes.

### **5.2.8 Medição do biogás**

Devido a problemas técnicos, o medidor de biogás utilizado na Fase 1 do experimento teve de ser substituído, com isso, não foram obtidos valores de produção de biogás na etapa inicial operando somente com esgoto sanitário. Na segunda Fase, observou-se um teor de 63,2 % de metano presente no biogás, 1,03 ppm de CO<sub>2</sub> e 73,59 ppm de H<sub>2</sub>S. Na Fase 3 o teor de metano foi de 74%, 1,23 ppm de CO<sub>2</sub> e 84,45 ppm de H<sub>2</sub>S.

Um estudo realizado por Melo (2015), onde foi analisado a influência da quantidade de lodo na produção de biogás em um reator UASB tratando esgoto doméstico, a produções de biogás foram satisfatórias, com produção de biogás em torno de 113 NL/dia, com teor de metano de cerca de 68% v/v.

## 6 CONCLUSÃO

Tendo como base o objetivo geral e os objetivos específicos desta pesquisa, foi possível avaliar o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbico em reator UASB, concluindo-se que:

- Na primeira fase (esgoto sanitário) houve um equilíbrio entre pH, alcalinidade e AGV enquanto que na segunda (3% de LAS) e terceira (6% LAS) fase, houve a elevação do pH, alcalinidade e AGV no afluente, o que pode ser atribuído a adição de LAS ao esgoto sanitário, e uma redução na alcalinidade efluente devido a necessidade de se neutralizar os AGV;

- O pH inicial do afluente operando somente com ES foi de 6,9, chegando a 8,8 na Fase 3 com mistura de 6% de LAS. A concentração de alcalinidade afluente e efluente foi, respectivamente, de 114,7 e 129,3 mgCaCO<sub>3</sub>/L na Fase 1, de 373,0 e 345,0 mg CaCO<sub>3</sub>/L na Fase 2, e de 665,8 e 581,3 mg CaCO<sub>3</sub>/L na Fase 3.

- A elevação da alcalinidade também pode ser atribuída à formação de hidróxido de amônio e carbonato de amônio, gerados a partir da mistura de LAS e esgoto sanitário, uma vez que o LAS apresentava uma concentração de NA de 134,8mg/L;

- A produção de AGV afluente e efluente foi, respectivamente, de 36,2 e 30,7 mg HAc/L na Fase 1, de 60,7 e 43,4 mg HAc/L na Fase 2, e de 102,1 mg HAc/L e 87,4 mg HAc/L na Fase 3.

- A concentração média de nitrogênio amoniacal afluente na primeira, segunda e terceira fase do experimento foi de 31,4, 60,8 e 91,9mg/L, respectivamente. Enquanto que a concentração média efluente de nitrogênio amoniacal foi de 42,7, 60,7 e 89,4 mg/L, para as mesmas fases citadas anteriormente, indicando que não houve remoção deste nutriente;

- Houve elevação da COV afluente e efluente ao inserir LAS ao processo. Na primeira fase a COV foi de 0,36 e 0,22 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente. A segunda fase apresentou valores de 0,40 e 0,22 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia, nesta ordem. Enquanto que a terceira fase houve um aumento, cerca de 0,69 e 0,51 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente;

- Com a adição de LAS ao processo também houve o aumento da carga de nitrogênio amoniacal. A carga inicial de NA afluente e efluente era 0,06 e 0,09 kg NA/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente. Na segunda fase a concentração afluente e efluente de carga de NA passou para 0,12kg NA/m<sup>3</sup>.dia, nesta ordem, enquanto que na terceira fase as concentrações afluente e efluente encontradas foram de 0,19 e 0,18kg NA/m<sup>3</sup>.dia, respectivamente;

- Em todas as fases do experimento, tanto o afluente quanto o efluente apresentaram uma elevada concentração de sólidos fixos, cerca de 72,5% SF na Fase 1, de 78,7 %SF na Fase 2 e 75,9% SF na Fase 3. Provavelmente isto ocorreu em função da baixa eficiência na remoção de matéria mineral sedimentável na etapa preliminar de tratamento na ETE Unisinos;

- A adição de LAS elevou os valores de cor e turbidez tanto no afluente quanto no efluente. O valor médio de cor afluente e efluente foi, respectivamente, de 553,07 e 184,92 mg/L Pt-Co na Fase 1, de 790,54 e 358,61 mg/L Pt-Co na Fase 2, e de 719,00 e 574,69 mg/L Pt-Co. O valor médio de turbidez afluente e efluente foi, respectivamente, de 102,51 e 43,72 UNT na Fase 1, de 190,08 e 188,0 UNT na Fase 2, e de 143,92 e 101,83 UNT na Fase 3;

- A remoção de DQO não foi satisfatória. Na primeira fase os valores de remoção obtidos variaram entre 27,1 - 63,6%, na segunda fase observou-se valores entre 33,7 - 54,7%, e na terceira fase valores entre 22,9 - 32,3%;

- Não houve decréscimo nos teores de fósforo no efluente das fases 2 e 3. Entretanto, observou-se um decréscimo de 23%, durante a operação na Fase 1.

## 6.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se para trabalhos futuros:

- Analisar a qualidade da matéria orgânica presente através de ensaios de  $\text{DBO}_{5,25}$  e  $\text{DBO}_{5,20}$ , verificando a DBO rapidamente biodegradável, a DBO lentamente biodegradável e a DBO nitrogenada, e com isso traçar uma estratégia de operação do reator que permita a remoção de DBO lentamente biodegradável;

- Analisar a concentração de carbono orgânico total, verificando as parcelas de carbono orgânico e inorgânico no LAS, no ES e na mistura LAS:ES;

- Operar o reator com temperatura fixa em torno de 35°C, em função de ser esta a temperatura ideal para reatores que operam na faixa Mesofílica;

- Medir e qualificar a produção de biogás em todas as fases;

- Testar proporções maiores de LAS:ES;

- Análise/monitoramento de espécies microbianas presentes no lodo e como estas comunidades se comportam mediante a adição de LAS ao processo.

## REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on Landfill Leachate Treatments. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 4, p. 672–684, 2009. Disponível em: <<http://thescipub.com/PDF/ajassp.2009.672.684.pdf>>. Acesso em: 16 abr. 2016.
- ABDELGADIR, A.; CHEN, X.; LIU, J.; XIE, X.; ZHANG, J.; ZHANG, K.; WANG, H.; LIU, N. Characteristics, Process Parameters, and Inner Components of Anaerobic Bioreactors. **BioMed Research International**, p. 1–10, 2014. Disponível em: <<https://www.hindawi.com/journals/bmri/2014/841573/>>. Acesso em: 9 out. 2016.
- ABREU, É. F. **Estudo da diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário**. 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) -- Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.
- AJEEJ, A.; THANIKAL, J. V.; NARAYANAN, C. M.; KUMAR, R. S. An overview of bio augmentation of methane by anaerobic co-digestion of municipal sludge along with microalgae and waste paper. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 270–276, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.121>>. Acesso em: 21 maio 2016.
- ALVES, I. R. DE F. S. **Avaliação da codigestão na produção de biogás**. 2016. 153 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard Methods for examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no distrito federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. 2015. 197 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) -- Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, 2015.
- BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso — Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS**. 2007. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Programa de Pós-graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.
- BOCCHIGLIERI, M. M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos**. 2010. 257 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) -- Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- BRASIL. **Lei Federal Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979; 8.036, de 11 de maio de 1990; 8.666, de 21 de junho de 1993; 8.987, de 13 de fevereiro de 1995. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm)>. Acesso em: 2 jun. 2016.

BRASIL. **Lei Federal Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L7802.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802.htm)>. Acesso em: 2 jun. 2016.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 21 maio 2016.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 287–302, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.008>>. Acesso em: 18 jul. 2016.

CAMPOS, F.; PIVELI, R. P. Redução da toxicidade aguda de lixiviado de aterro sanitário em co-tratamento com esgoto doméstico pelo processo integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. **Ambiente & Água**, v. 11, n. 2, p. 11, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v11n2/1980-993X-ambiagua-11-02-00316.pdf>>. Acesso em: 6 jul. 2016.

CAMPOS, A. R. C. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas**. 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -- Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto : uma análise crítica. **Revista DAE**, n. 197, p. 6–17, 2014. Disponível em: <<http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2014.129>>. Acesso em: 23 jul. 2016.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. DE L.; ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. **Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos**. In: CASSINI, S. T. (Coord.). Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás. Vitória, ES, p.11-47, 2003.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4044–4064, 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852407001563>>. Acesso em: 14 abr. 2017.

CHERNICHARO, C. A. DE L.; VAN HAANDEL, A.; AISSE, M. M.; CAVALCANTI, P. F. **Reatores anaeróbios de manta de lodo**. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, RJ, p. 155-198, 1999.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - CONSEMA. **Resolução nº 355 de 13 de julho de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <[http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf\\_gerais/Consema\\_355-2017.pdf](http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf_gerais/Consema_355-2017.pdf)>. Acesso em: 4 jan. 2018.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial**. 2008. 789 p. Tese (Doutorado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Programa de Pós-

graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of water pollution control federation**, v. 33, n. 4, p. 356–365, 1961.

FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: Kinetic analysis. **Chemical Engineering Journal**, v. 232, p. 59–64, 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S138589471300973X>>. Acesso em: 7 fev. 2017.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, RJ, p. 37-60, 1999.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, news trends, perspectives, and challenges. **Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, p. 3–19, 2006. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/225245842\\_An aerobic\\_Processes\\_as\\_the\\_Core\\_Technology\\_for\\_Sustainable\\_Domestic\\_Wastewater\\_Treatment\\_Consolidated\\_Applications\\_New\\_Trends\\_Perspectives\\_and\\_Challenges](https://www.researchgate.net/publication/225245842_An aerobic_Processes_as_the_Core_Technology_for_Sustainable_Domestic_Wastewater_Treatment_Consolidated_Applications_New_Trends_Perspectives_and_Challenges)>. Acesso em: 3 dez. 2016.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 5–12, 1998. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135497002017>>. Acesso em: 7 dez. 2017.

HOYOS, N. L. M. **Análise comparativa do desempenho de reator anaeróbio híbrido e reator de manto de lodo de fluxo ascendente (UASB) aplicados ao tratamento de esgoto sanitário**. 2016. 142 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) -- Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Porto Alegre, 2016.

IM, JEONG-HOON; WOO, HAE-JIN; CHOI, MYUNG-WON; HAN, KI-BACK; KIM, Chang-Won. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. **Water Research**, v. 35, n. 10, p. 2403–2410, 2001. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135400005194>>. Acesso em: 23 jun. 2016.

JHA, P.; SCHMIDT, S. Reappraisal of chemical interference in anaerobic digestion processes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 75, p. 954–971, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.076>>. Acesso em: 4 jan. 2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgoto doméstico. 7ed., 2014.

KANGLE, K. M.; KORE, S. V.; KORE, V. S.; KULKARNI, G. S. Recent Trends in Anaerobic Codigestion : A Review. **Universal journal of environmental research and technology**, v. 2, n. 4, p. 210–219, 2012. Disponível em: <<http://www.environmentaljournal.org/2-4/ujert-2-4-3.pdf>>. Acesso em: 8 jun. 2016.

KOTHARI, R.; PANDEY, A. K.; KUMAR, S.; TYAGI, V. V.; TYAGI, S. K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable**

- Energy Reviews**, v. 39, p. 174–195, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>>. Acesso em: 21 maio 2016.
- LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. DO. **Geração e características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (Coord.). *Resíduos sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*, São Leopoldo, RS, p.26-59, 2009.
- LEME, F. P. **Engenharia do saneamento ambiental**. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC - Livros técnicos e científicos, Editora S.A., 1984.
- LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic. **TRENDS in Biotechnology**, v. 19, n. 9, p. 363–370, 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167779901017012>>. Acesso em: 7 fev. 2017.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Caderno Saúde Coletiva**, v. 19, n. 1, p. 11–19, 2011.
- MCCARTY, P. L. Parte 1: Chemistry and microbiology. In: **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public works, 1964, p. 107–112.
- MELO, Déborah de Freitas. **Estudo da influência da quantidade de lodo na produção de biogás em reator uasb tratando esgoto doméstico**. 2015.86 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) -- Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- METCALF, E.; EDDY, M. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5 ed., Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MONTAÑÉS, R.; SOLERA, R. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors : Effect of temperature. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 177–184, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.056>>. Acesso em: 13 abr. 2016.
- MSHANDETE, A. M.; PARAWIRA, W. Biogas technology research in selected sub-Saharan African countries – A review. **African Journal of Biotechnology**, v. 8, n. 2, p. 116–125, 2009. Disponível em: <<http://eco-library.theplanetfixer.org/docs/biogas/biogas-technology-research-in-selected-sub-saharan.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2016.
- NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1–12, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749116311150>>. Acesso em: 8 abr. 2017.
- OLIVEIRA, E. G. DE. **Tratamento conjugado anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 2015. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -- Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.
- PAP, B.; GYÖRKEI, Á.; BOBOESCU, I. Z.; NAGY, I. K.; BÍRÓ, T.; KONDOROSI, É.; MARÓTI, G. Temperature-dependent transformation of biogas-producing microbial communities points to the increased importance of hydrogenotrophic methanogenesis under thermophilic operation. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 375–380, 2015. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241401623X>>. Acesso em: 21 maio 2016.

PELÁEZ, M. L. S. **Desempenho de reatores UASB expostos a choques de carga hidráulica e diluição de matéria orgânica devidos a eventos de chuva**. 2007. 102 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) -- Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Porto Alegre, 2007.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S2567–S2574, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

PEREIRA, E.; CAMPOS, C.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 157–168, 2009. Disponível em: <<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/304/379>>. Acesso em: 26 jun. 2016.

POULSEN, T. G.; ADELARD, L. Improving biogas quality and methane yield via co-digestion of agricultural and urban biomass wastes. **Waste Management**, v. 54, p. 118–125, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X16302525>>. Acesso em: 18 jul. 2016.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 632–641, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>>. Acesso em: 14 dez. 2017.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389407013593>>. Acesso em: 21 maio 2016.

REQUE, P. T. **Avaliação da biodegradabilidade de lixiviado de aterro sanitário consorciado com esgoto doméstico em um sistema biológico de tratamento de efluentes**. 2015. 152 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) -- Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimativa do potencial de geração de energia elétrica para diferentes fontes de biogás no Brasil. **Biomassa e Energia**, v. 2, n. 1, p. 57–67, 2005. Disponível em: <<https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=313163&biblioteca=vazio&busca=autoria:“LORA, E. E. S.”&qFacets=autoria:“LORA, E. E. S.”&sort=&pagina=1>>. Acesso em: 3 dez. 2016.

SANT’ANNA JR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: Fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

SANTOS, A. F. DE M. S. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 2009. 166 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal Pernambuco, Recife, 2009.

**SÃO LEOPOLDO - RS.** In **GOOGLE EARTH. Mountain View: Google.** Disponível em: <<https://www.google.com/maps/@-29.8578802,-51.0529671,608m/data=!3m1!1e3>>. Acesso em: 9 dez. 2017.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, v. 65, n. 3, p. 175–190, 1998. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852498000467>>. Acesso em: 18 dez. 2016.

SHI, X.; LIN, J.; ZUO, J.; LI, P.; LI, X.; GUO, X. Effects of free ammonia on volatile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 49–57, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.006>>. Acesso em: 7 jan. 2018.

SILVA, F. B. DA. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários.** 2009. 177 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) -- Programa de Pós-graduação em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico do Manjeo de Resíduos Sólidos Urbanos.** Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental: Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>>. Acesso em: 4 jan. 2018.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos.** Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental: Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>>. Acesso em: 4 jan. 2018.

SOUTO, Gabriel D'Arrigo De Brito. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 2009. 371 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) -- Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

TELLES, C. A. S. **Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 2010. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) -- Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

UÇKUN, K. E.; STAMATELATOU, K.; ANTONOPOULOU, G.; LYBERATOS, G. Production of biogas via anaerobic digestion. In: **Handbook of Biofuels Production.** 2. ed., 2011, p. 259–301. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9781845696795500127>>.

VAN LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic Wastewater Treatment. In: **Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design.** 2008, p. 401–442.

VAN LIER, J. B.; VAN DER ZEE, F. P.; FRIJTERS, C. T. M. J.; ERSAHIN, M. E. Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, p. 681–702, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11157-015-9375-5>>. Acesso em: 18 dez. 2016.

VERSIANI, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 2005. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) -- Programa de Pós-graduação de Engenharia da Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O. DE; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. **Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos d'água**. In: MOTA, F. S. B.; von SPERLING, M. (Coord.). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção, Fortaleza, CE, 2009. Disponível em: <[http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5\\_tema2.pdf](http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5_tema2.pdf)>.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. DE L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. IWA Publishing, Alliance House, 12 Caxton Street, London, 2005.

YIRONG, Chaowana *et al.* Influence of ammonia in the anaerobic digestion of food waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 5, p. 5131–5142, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2017.09.043>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429–438, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.261>>. Acesso em: 22 dez. 2017.