



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**  
**CAMPUS I - CAMPINA GRANDE**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**  
**MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**EVELYNE MORGANA FERREIRA COSTA**

**TRATAMENTO FÍSICO, QUÍMICO E BIOLÓGICO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO E VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

**CAMPINA GRANDE**

**2022**

**EVELYNE MORGANA FERREIRA COSTA**

**TRATAMENTO FÍSICO, QUÍMICO E BIOLÓGICO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO E VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Linha de pesquisa:** Tratamento de Águas Residuárias e Resíduo Sólido

**Área de concentração:** Tecnologias de tratamento de águas e resíduos

**Orientador:** Prof. Dr. Valderi Duarte Leite

**CAMPINA GRANDE**

**2022**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

C837t Costa, Evelyne Morgana Ferreira.  
Tratamento físico, químico e biológico de lixiviado de aterro sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar [manuscrito] / Evelyne Morgana Ferreira Costa. - 2022.  
69 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2022.

"Orientação : Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."

1. Aterro sanitário. 2. Tratamento biológico. 3. Lixiviado. 4. Resíduos sólidos urbanos. I. Título

21. ed. CDD 363.728

**EVELYNE MORGANA FERREIRA COSTA**

**TRATAMENTO FÍSICO, QUÍMICO E BIOLÓGICO DE LIXIVIADO DE ATERRO  
SANITÁRIO E VINHAÇA DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Linha de pesquisa:** Tratamento de Águas Residuárias e Resíduo Sólido

**Área de concentração:** Tecnologias de tratamento de águas e resíduos

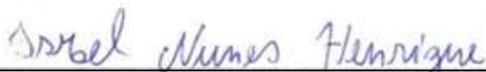
Aprovada em 18/02/2022

**BANCA EXAMINADORA**



---

Prof. Dr. Valderi Duarte Leite  
Orientador – UEPB



---

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique  
Examinador externo – UFOPA



---

Profa. Dra. Gracielle Rodrigues Dantas  
Examinadora externa – IFPB

**CAMPINA GRANDE – PB  
2022**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por estar sempre presente em minha vida, renovando-me a cada provação que surge e permitir que eu tivesse saúde e determinação para não desanimar durante a realização deste trabalho, sendo minha força e inspiração para seguir, mesmo nos momentos mais difíceis enfrentados durante a Pandemia do COVID-19.

A minha mãe, Margarida, pelo apoio, amor e incentivo em todos os momentos da minha vida. Por acreditar em mim, e não medir esforços para a concretização dos meus sonhos. Sem você, nada seria possível.

Aos meus irmãos Emanuely e Edilson Júnior, pelo apoio, ajuda e por sempre acreditarem em mim.

Ao meu namorado Anselmo Filho por todo amor, incentivo, paciência e apoio.

Ao meu orientador o Professor Dr. Valderi Duarte Leite pela dedicação, orientação, paciência e amizade nesses anos de trabalho.

Aos membros da banca examinadora, Gracielle Rodrigues Dantas, José Tavares de Sousa e Israel Nunes Henrique pelas contribuições.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), que contribuíram para a minha formação.

Aos meus queridos amigos do PPGCTA (Andreia, Gabriely, André, Indrid) por todo carinho, respeito e amizade.

Aos amigos da EXTRABES, Paulo, Seu Marcos, Dona Marleide, Railson, Wanderson, Virgínia, obrigada!

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para realização desta pesquisa, muito obrigada!

## RESUMO

Lixiviado é um subproduto líquido advindo de infiltrações de águas pluviométricas e da biodegradação dos resíduos depositados em aterro sanitário, apresenta elevada concentração de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica recalcitrante. Entretanto, substâncias como a amônia, presente em elevadas concentrações no lixiviado, podem causar efeitos negativos ao meio ambiente. Tendo em vista a importância da busca por novas tecnologias de tratamento para o lixiviado gerado em aterros sanitários, nesta pesquisa foi avaliada a eficiência do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar empregando-se os processos físicos, químicos e biológicos, em um reator de dessorção seguido de reator UASB. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, Brasil. O substrato utilizado para alimentação do reator UASB consistia da mistura de vinhaça de cana açúcar mais lixiviado de aterro sanitário em proporções que propiciasse a formação do substrato com concentração média de  $N-NH_4^+$  de  $160 \text{ mg.L}^{-1}$ . O reator de dessorção apresentou eficiência média em termos de remoção de  $N-NH_4^+$  de 88%, sem necessidade de adição de substâncias químicas, tornando possível pós-tratamento do lixiviado por via biológica. A eficiência média de remoção de  $DQO_{\text{total}}$  e  $DQO_{\text{solúvel}}$  no reator UASB foram de 68% e 47,6% respectivamente.

**Palavras-chave:** Lixiviado de aterro sanitário. Tratamento biológico. Dessorção de amônia. Vinhaça de cana-de-açúcar.

## ABSTRACT

Leachate is a liquid by-product resulting from infiltration of rainwater and the biodegradation of waste deposited in landfills, it has a high concentration of ammoniacal nitrogen and recalcitrant organic matter. However, substances such as ammonia, present in high concentrations in the leachate, can cause negative effects on the environment. Considering the importance of searching for new treatment technologies for the leachate generated in landfills, this research evaluated the efficiency of the combined treatment of landfill leachate and sugarcane vinasse using physical, chemical and biological processes. , in a natural desorption reactor followed by a UASB reactor. The experimental system was installed and monitored in the physical premises of the Experimental Station for Biological Treatment of Sanitary Sewage (EXTRABES) of the State University of Paraíba, Campina Grande – PB, Brazil. The substrate used to feed the UASB reactor consisted of a mixture of sugarcane vinasse plus leached from a landfill in proportions that favored the formation of the substrate with an average concentration of N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> of 160 mg.L<sup>-1</sup>. The natural desorption reactor showed an average efficiency in terms of N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> removal of 88%, without the need for the addition of chemical substances, making possible post-treatment of the leachate by biological means. The mean removal efficiency of total COD and soluble COD in the UASB reactor were 68% and 47.6% respectively.

Keywords: Landfill leachate. Biological treatment. Ammonia desorption. Sugar cane vinasse.

## **LISTA DE FIGURAS**

Figura 1 -	Etapas da produção de cachaça e vinhaça a partir da cana-de-açúcar.....	18
Figura 2 -	Proporção entre a amônia gasosa, $\text{NH}_3$ (---) e o íon amônio, $\text{NH}_4^+$ (---) em função do pH com temperatura de 25°C.....	22
Figura 3 -	Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	24
Figura 4 -	Representação esquemática de um Reator UASB.....	27
Figura 5 -	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES).....	33
Figura 6 -	Desenho esquemático do sistema experimental de dessorção de amônia seguido de tratamento anaeróbio.....	34
Figura 7 -	Aterro Sanitário da cidade de João Pessoa/PB, (b) lagoa de decantação, local de realização da coleta do lixiviado, (c) armazenamento e transporte.....	35
Figura 8 -	(a) Realização da coleta de vinhaça de cana-de-açúcar em Lagoa anaeróbia, localizada no Engenho Triunfo- Rodovia PB-079 (b) armazenamento e transporte da vinhaça coletada.....	36
Figura 9	Comportamento do pH e remoção de Nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário, durante o período de monitoramento.....	41
Figura 10 -	Correlação entre pH e Nitrogênio Amoniacal no LAS, durante o período de monitoramento em reator de dessorção.....	43
Figura 11-	Comportamento da Alcalinidade Total do lixiviado de aterro sanitário em reator de dessorção.....	44
Figura 12 -	Correlação entre alcalinidade total e o nitrogênio amoniacal no LAS, durante o período de monitoramento.....	45
Figura 13 -	Comportamento dos ácidos graxos voláteis do lixiviado de aterro sanitário, durante o período de monitoramento em reator de dessorção....	45
Figura 14 -	a) Comportamento da DQO total e (b) DQO solúvel do lixiviado de aterro sanitário, durante o período de monitoramento em reator de dessorção.....	46
Figura 15 -	Variação do pH no substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.....	48

Figura 16 -	Concentrações da Alcalinidade Total no substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.....	49
Figura 17 -	Concentrações dos ácidos graxos voláteis no substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.....	50
Figura 18 -	Concentrações da (a) DQO total e (b) solúvel no substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.....	52
Figura 19 -	Concentrações de nitrogênio amoniacal, no substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.....	53
Figura 20 -	Figura 20. Concentrações de sólidos suspensos totais (a) e voláteis (b) no substrato e no efluente reator UASB, durante o período de monitoramento.....	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características do lixiviado de aterro sanitário conforme a idade do	
-	aterro.....	16
Tabela 2	Características da vinhaça de acordo com o tipo de mosto.....	17
-		
Tabela 3	Potenciais impactos causados pela fertirrigação com vinhaça de cana-de-	
-	açúcar.....	20
Tabela 4	Parâmetros e procedimentos metodológicos que serão avaliados no	
-	período de monitoramento do sistema de tratamento biológico.....	38
Tabela 5	Dados provenientes da caracterização química do lixiviado de aterro	
-	sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar.....	39

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SIMBOLOS

<b>AT:</b>	Alcalinidade Total
<b>AGV:</b>	Ácidos Graxos Voláteis
<b>Ca(OH)<sub>2</sub>:</b>	Cal Hidratada
<b>CH<sub>4</sub>:</b>	Metano
<b>CO<sub>2</sub>:</b>	Dióxido de Carbono
<b>COV:</b>	Carga Orgânica Volumétrica
<b>Cu:</b>	Cobre
<b>DBO<sub>5</sub>:</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO:</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>ETE:</b>	Estação de Tratamento de Esgoto
<b>ED:</b>	Esgoto Doméstico
<b>ES:</b>	Esgoto Sanitário
<b>EXTRABES:</b>	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
<b>LAS:</b>	Lixiviado de Aterro Sanitário
<b>NaOH:</b>	Hidróxido de Sódio
<b>N-org:</b>	Nitrogênio Orgânico
<b>Ni:</b>	Níquel
<b>NH<sub>3</sub>:</b>	Gás Amônia
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:</b>	Íon amônio
<b>NTK:</b>	Nitrogênio Total Kjeldhal
<b>OD:</b>	Oxigênio Dissolvido
<b>pH:</b>	Potencial Hidrogeniônico
<b>PT:</b>	Fósforo total
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>:</b>	Ortofosfato
<b>PVC:</b>	Policloreto de Vinila
<b>RSU:</b>	Resíduos Sólidos Urbanos
<b>SSV:</b>	Sólidos Suspensos Voláteis
<b>SST:</b>	Sólidos Suspensos Totais
<b>TDH:</b>	Tempo de Detenção Hidráulica
<b>UASB:</b>	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	12
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	14
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral</b> .....	14
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos</b> .....	14
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	15
<b>3.1</b>	<b>Lixiviado de Aterro Sanitário</b> .....	15
<b>3.2</b>	<b>Vinhaça de Cana-de-Açúcar</b> .....	17
<b>3.3</b>	<b>Impactos Ambientais causados por Lixiviado de Aterro Sanitário e a Vinhaça de Cana-de-Açúcar</b> .....	19
<b>3.4</b>	<b>Processo de Dessorção de Amônia</b> .....	21
<b>3.5</b>	<b>Tratamento Anaeróbio</b> .....	23
<b>3.5.1</b>	<i>Processo de Digestão Anaeróbia</i> .....	23
<b>3.5.2</b>	<i>Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)</i> .....	26
<b>3.5.3</b>	<i>Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário e Vinhaça de Cana-de-Açúcar</i> .....	29
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	33
<b>4.1</b>	<b>Local de Realização do Trabalho Experimental</b> .....	33
<b>4.2</b>	<b>Descrição do Sistema Experimental</b> .....	33
<b>4.3</b>	<b>Coleta de Lixiviado de Aterro Sanitário</b> .....	34
<b>4.4</b>	<b>Coleta de Vinhaça de Cana-de-Açúcar</b> .....	35
<b>4.5</b>	<b>Operação do Sistema</b> .....	36
<b>4.6</b>	<b>Preparação do substrato</b> .....	37
<b>4.7</b>	<b>Monitoramento do Sistema Experimental</b> .....	37
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	39
<b>5.1</b>	<b>Caracterização Química do Lixiviado de Aterro Sanitário e Vinhaça de Cana-de-Açúcar</b> .....	39
<b>5.2</b>	<b>Tratamento Físico-químico</b> .....	40
<b>5.2.1</b>	<i>Comportamento do pH e Nitrogênio Amoniacal</i> .....	40

5.2.2	<b>Alcalinidade Total</b> .....	43
5.2.3	<i>Ácidos Graxos Voláteis</i> .....	45
5.2.4	<i>Demanda Química de Oxigênio</i> .....	46
5.3	<b>Tratamento Biológico</b> .....	47
5.3.1	<i>Potencial Hidrogeniônico</i> .....	47
5.3.2	<i>Alcalinidade Total</i> .....	49
5.3.3	<i>Ácidos Graxos Voláteis</i> .....	50
5.3.4	<i>Demanda Química de Oxigênio</i> .....	51
5.3.5	<i>Nitrogênio Amoniacal</i> .....	53
5.3.6	<i>Sólidos Suspensos Totais e Voláteis</i> .....	54
6	<b>CONCLUSÕES</b> .....	56
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	57

## 1 INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios enfrentado pela sociedade contemporânea é a geração de resíduos sólidos e sua destinação final adequada. O avanço progressivo do processo de urbanização e a intensificação do poder de compra associado ao surgimento de novas tecnologias, tem provocado uma série de problemas, acima de tudo, os de ordens socioeconômicas e ambientais (JACOBI & BESEN, 2011).

A disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) no meio ambiente principalmente a céu aberto, podem ocasionar elevados riscos à saúde da população, além de alterar a qualidade do ar, do solo e dos recursos hídricos. De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, em seu Art. 3º, o local de disposição final ambientalmente adequado para os RSU são os aterros sanitários (BRASIL, 2010).

Analisando os dados apresentados pela Secretária Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS, 2018), estima-se que no Brasil são coletadas diariamente aproximadamente 172 mil toneladas de RSU, onde 24,4% têm como destinação final os lixões e aterros controlados e 75,6% aterros sanitários. Entretanto, os aterros sanitários propiciam a geração de outra forma de poluição, o lixiviado, que é o subproduto líquido advindo de infiltrações de águas pluviais e da biodegradação dos resíduos depositados nesses locais (NASCENTES et al., 2015).

Esse subproduto apresenta elevadas concentrações de Nitrogênio Amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) e matéria orgânica recalcitrante, o que conseqüentemente torna mais difícil a adequação de técnicas eficientes e acessíveis para o seu tratamento (El-GOHARY & KAMEL, 2016; BASHIR et al., 2013). Segundo Klein et al. (2017) e Zhang et al. (2017) as características físicas, químicas e biológicas de lixiviado de aterro sanitário variam de acordo com a fonte geradora ou atividade realizada, além de parâmetros como a concentração de metais, amônia, valores de pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), entre outras.

Devido seu alto grau poluidor, o gerenciamento inadequado desse subproduto pode causar impactos negativos ao meio ambiente, comprometendo a disponibilidade e qualidade do solo, das águas subterrâneas e superficiais. Portanto, o tratamento eficiente do lixiviado torna-se imprescindível, de modo que possam ser atendidas as normas vigentes antes de ser lançado nos corpos d'água (DIAS, 2017).

De acordo com Renou et al. (2008), o tratamento de lixiviado de aterro sanitário pode ocorrer por meio de processos físicos, químicos e biológicos, ou até mesmo a combinação destes. Em alguns casos, utiliza-se a combinação de processos em virtude da presença de compostos orgânicos de elevado peso molecular e dos efeitos inibitórios sobre os microrganismos causados por compostos orgânicos refratários, sais inorgânicos e metais.

Neste contexto, os processos físicos e químicos são utilizados no pré-tratamento, em geral, para remoção das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes (AMORIM, et al., 2009). Entre as diversas alternativas de tratamento físico-químico, destaca-se a tecnologia de dessorção de amônia, que consiste no arraste de gás amônia ( $\text{NH}_3$ ), geralmente utilizando ar (DELDUQUE, 2017).

O tratamento combinado tem como objetivo a diluição do lixiviado de aterro sanitário possibilitando o seu tratamento biológico, o mesmo é preferencialmente aplicado em virtude do baixo custo e facilidade de operação (OLIVEIRA et al., 2015). Sistemas anaeróbios, como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), são amplamente difundidos no tratamento de esgoto doméstico e podem ser aplicados no tratamento de lixiviados com o objetivo de remoção de matéria orgânica carbonácea (ABDELGADIR et al., 2014).

Desse modo, dentre os diversos tipos de efluentes que podem ser utilizados no tratamento conjugado, tem-se a vinhaça de cana-de-açúcar, subproduto das destilarias de álcool. A vinhaça é um resíduo de coloração escura e é constituída principalmente por matéria orgânica e nutrientes, sua composição pode variar dependendo da matéria-prima utilizada (cana-de-açúcar, beterraba, milho, etc) (BARROS, 2017). A vinhaça de cana-de-açúcar comumente apresenta baixas concentrações de nitrogênio e fósforo (CHRISTOFOLETTI et al., 2013).

Tendo em vista a importância da busca por novas tecnologias de tratamento para o lixiviado gerado em aterros sanitários, como por exemplo, a utilização do tratamento conjugado utilizando a vinhaça de cana-de-açúcar e assumindo, desse modo, uma contribuição científica de caráter acadêmico, bem como um aporte para minimização de impactos ambientais, causado pelo lixiviado de aterro sanitário, nesta pesquisa foi avaliada a eficiência do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar empregando-se os processos físicos, químicos e biológicos.

## **2 OBJETIVOS**

## 2.1 Objetivo Geral

Avaliar o pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo físico-químico (dessorção de amônia) em reator de dessorção e seu pós-tratamento biológico em conjunto com vinhaça de cana-de-açúcar em reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB).

## 2.2 Objetivos Específicos

- Realizar caracterização química do lixiviado de aterro sanitário (LAS) e da vinhaça de cana-de-açúcar (VCA), de modo a determinar razões percentuais ou mássicas de mistura entre (LAS) e (VCA) para o tratamento biológico em reator UASB;
- Avaliar a eficiência do processo de dessorção de amônia em reator de dessorção contendo LAS *in natura*.
- Avaliar a eficiência do reator UASB no que concerne à remoção de material carbonáceo e amonificação de nitrogênio orgânico presente no substrato constituído de lixiviado de aterro sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar;
- Analisar a influência da carga orgânica aplicada e do tempo de detenção hidráulica (TDH) no processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar.

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Lixiviado de Aterro Sanitário

A NBR 8419 conceitua aterro sanitário como técnica apropriada de disposição de RSU no solo, sem causar danos à saúde pública e sua segurança, minimizando os impactos ambientais negativos (ABNT, 1992). No interior das células desses aterros ocorrem processos de decomposição dos resíduos, que geram como subprodutos finais o biogás e o lixiviado.

De acordo com Durmusoglu et al. (2010) o subproduto gasoso biogás é gerado sob condições anaeróbias na degradação das substâncias existentes. Esse biogás é constituído por diferentes proporções de outros gases, como por exemplo, metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), oxigênio ( $\text{O}_2$ ) e nitrogênio ( $\text{NH}_3$ ).

Segundo Sá et al. (2012) o lixiviado de aterro sanitário é formado por uma mistura de líquidos advindos da decomposição microbiana dos resíduos, da sua umidade natural, e das águas pluviométricas infiltradas nas células do aterro, sua composição e característica variam de acordo com as propriedades dos resíduos depositados, do grau de decomposição desses resíduos, do clima, da idade do aterro, da profundidade das células de aterramento, do tipo de operação do aterro, entre outros fatores (CAMPOS et al., 2013; MOHAMMAD-PAJOOH et al., 2016). Em geral, apresenta elevada concentração de matéria orgânica (biodegradável e refratária) e nitrogênio amoniacal, baixa relação C/N, bem como significativas quantidades de metais pesados (OULEGO et al., 2016).

Deste modo, é necessário compreender as características inerentes ao lixiviado, e os diversos processos e fatores de influência que ocorrem no aterro sanitário. Segundo Renou et al. (2008) o tempo de operação do aterro sanitário influencia nas características químicas do lixiviado de aterro sanitário, principalmente, em decorrência da fase de biodegradação dos resíduos sólidos aterrados. A relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  é indicadora do grau de biodegradabilidade, e pode ser associada com a idade do lixiviado e o período de operação do aterro sanitário, uma vez que a biodegradabilidade tende a decrescer com o aumento do tempo de operação do aterro sanitário, de modo que aterros velhos apresentam relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  entre 0,05 e 0,2, enquanto para aterros em operação recente essa relação  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  está entre 0,4 e 0,6 (EL-FADEL et al., 2002).

A matéria orgânica presente no lixiviado de aterro sanitário é formada, principalmente, por ácidos graxos voláteis (AGV) e substâncias húmicas. As frações dessas substâncias variam de acordo com idade do aterro. Em aterros recentes, a maior fração se apresenta na forma de AGV e em aterros sanitários antigos, substâncias húmicas (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos) dominam a fração orgânica em até 60% (SÍR et al., 2012).

Mohammad-Pajooch et al. (2016) observaram que as fases de degradação do lixiviado são caracterizadas por mudanças nas concentrações dos principais contaminantes (principalmente orgânicos, nitrogênio e metais pesados) e na produção e qualidade do gás.

Lixiviado de aterro sanitário pode ser classificado de acordo com a idade do aterro, evidenciando a grande variabilidade da composição do lixiviado devido às fases de estabilização da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos. Os dados apresentados na Tabela 1 indicam a baixa biodegradabilidade dos lixiviados de aterros antigos ( $DBO_5/DQO < 0,1$ ), além de elevadas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos (componentes de difícil biodegradação).

**Tabela 1** - Características do lixiviado de aterro sanitário conforme a idade do aterro

<b>Parâmetro</b>	<b>Novo</b>	<b>Intermediário</b>	<b>Velho</b>
<b>Idade (anos)</b>	<5	5 – 10	>10
<b>pH</b>	6,5	6,5 – 7,5	>7,5
<b>DQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	>10000	4000 – 10000	<4000
<b>DBO<sub>5</sub>/DQO</b>	>0,3	0,1 – 0,3	<0,1
<b>Compostos orgânicos</b>	80% de ácidos graxos voláteis	5 – 30% de ácidos graxos voláteis + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
<b>Biodegradabilidade</b>	Alta	Média	Baixa

Fonte: LABANOWSKI et al., 2010.

A geração do lixiviado pode ser influenciada por diversos fatores, entre eles, fatores climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), características dos resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico) (MORAVIA, et al., 2011).

### 3.2 Vinhaça de Cana-de-Açúcar

A vinhaça de cana-de-açúcar é o principal resíduo líquido resultante do processo de destilação do caldo de cana-de-açúcar, para fabricação de álcool, gerado em média 10 a 15 L de vinhaça por litro de etanol produzido a depender das condições de destilação-fermentação (MARIANO et al., 2009; SILVA et al., 2017; BETTANI et al., 2019).

A principal finalidade atribuída para a vinhaça é a sua utilização na fertirrigação das lavouras de cana-de-açúcar, em virtude da presença de água, matéria orgânica, e nutrientes e o que define as taxas de aplicação por hectare são as concentrações de potássio, que devem seguir os critérios estipulados pela norma técnica da CETESB P4.231. Porém, práticas contínuas de fertirrigação com vinhaça podem provocar impactos no solo, em águas superficiais e subterrâneas como aquífero e lençol freático. (CHRISTOFOLETTI et al., 2013; DIAS et al., 2015; MORAES et al., 2017), o aumento da fitotoxicidade, odor desagradável, consideráveis emissões de metano durante o armazenamento temporário, e também as emissões de óxido nitroso (JANKE et al., 2016a).

A vinhaça é um resíduo que apresenta alta concentração de matéria orgânica, elevada turbidez e pH baixo (BETTANI et al., 2019; BONINI, 2012; MONÇÃO et al., 2018). Sua composição química varia de acordo com a natureza da matéria-prima, tipo de levedura utilizada e eficiência do processo, conforme observa-se na Tabela 2.

**Tabela 2** - Características da vinhaça de acordo com o tipo de mosto.

<b>Parâmetro</b>	<b>Melaço</b>	<b>Caldo</b>	<b>Misto</b>
<b>pH</b>	4,2 – 5,0	3,7 – 4,6	4,4 – 4,6
<b>DBO (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	25.000	6.000 – 16.500	19.800
<b>DQO (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	65.000	15.000-33.000	45.000
<b>Sólidos totais (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	81.500	23.700	52.700
<b>Sólidos voláteis (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	60.000	20.000	40.000
<b>Sólidos fixos (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	21.500	3.700	12.700
<b>Nitrogênio (mg N. L<sup>-1</sup>)</b>	450 - 1.610	150 - 700	480 - 710
<b>Fósforo (mg P. L<sup>-1</sup>)</b>	100- 290	10 - 210	9 - 200
<b>Relação C:N</b>	16 – 16,27	19,7 – 21,07	16,4 – 16,43

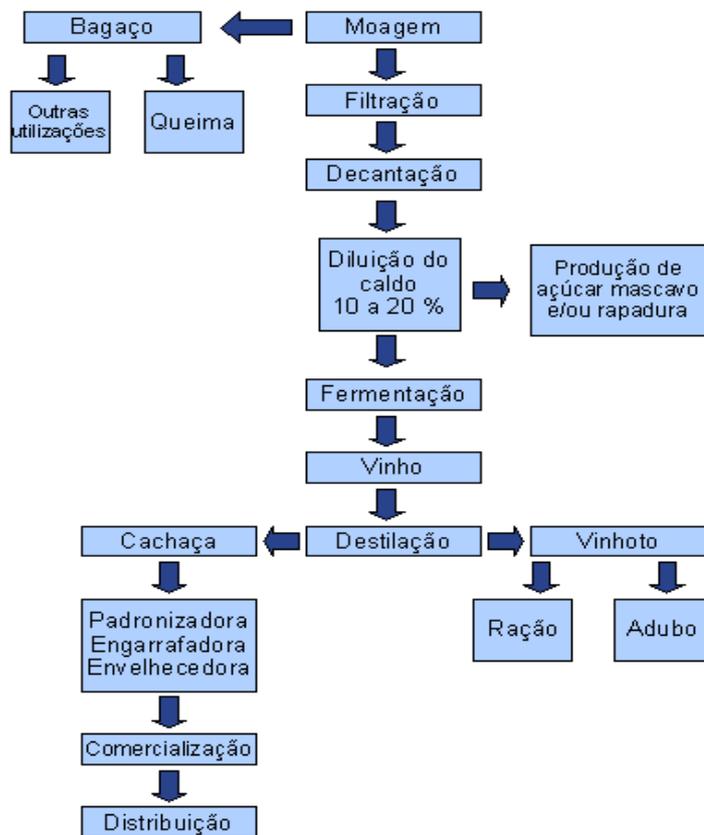
**Fonte:** Adaptado de Marques, 2006.

De acordo com Machado e Freire (2009), o tipo do mosto (solução açucarada pronta para ser fermentada) que é utilizado no processo de fermentação pode ser proveniente de composições diferentes, conseqüentemente, a vinhaça, que é um subproduto da destilação do álcool, também, sofrerá alterações em sua composição, tais como segue abaixo:

- a) Mosto constituído somente de melação (subproduto da produção de açúcar);
- b) Mosto constituído somente de caldo de cana;
- c) Mosto de composição mista, sendo parte de caldo e parte de melação.

Se o mosto for constituído somente de caldo, a vinhaça de cana-de-açúcar é menos concentrada quando comparada as duas outras possibilidades. A composição química da vinhaça de cana-de-açúcar também pode ser variável devido o tipo de cana utilizada, da maturação, tipo de solo e condições de funcionamento dos equipamentos de destilação utilizado (MACHADO & FREIRE, 2009; RODRIGUES et al, 2012). Na Figura 1, observa-se as etapas da produção de cachaça, que resulta na geração de resíduos, entre eles o bagaço e a vinhaça.

**Figura 1** - Etapas da produção de cachaça e vinhaça a partir da cana-de-açúcar.



Fonte: SAKAY, 2021.

A vinhaça é constituída, em sua maioria, por 93% de água e 7% de sólidos totais, no qual 75% correspondem à matéria orgânica (WILKIE et al, 2000; MARQUES, 2006). Devido sua elevada carga poluente, cerca de cem vezes maior do que os esgotos domésticos, podendo atingir 150g DQO. L<sup>-1</sup>, a vinhaça é uma excelente fonte para a digestão anaeróbia, devido a sua riqueza em matéria orgânica (SEARMSIRIMONGKOL et al., 2011).

### **3.3 Impactos Ambientais causados por Lixiviado de Aterro Sanitário e a Vinhaça de Cana-de-Açúcar**

Lixiviado de aterro sanitário contém substâncias tóxicas, tornando-se um dos principais meios de contaminação do solo e das águas (superficiais e subterrâneas) nas áreas de influência dos aterros sanitários (VALDERRAMA, 2017).

No lixiviado de aterro sanitário, a amônia é advinda da degradação de proteínas e provavelmente da ureia, constituindo um importante indicador de contaminação em corpos d'água. A poluição dos cursos d'água é caracterizada pela introdução em sua massa líquida de qualquer elemento que lhe seja estranho. Mesmo que esse elemento se constitua de alguma riqueza, a água que o transporta estará poluída (CABELLO, 2009).

As altas concentrações de  $N-NH_4^+$  causam a eutrofização, e danos à biota do ecossistema aquático, visto que aumentam as concentrações de nutrientes ocasionando a floração de algas (HASAR et al., 2009).

Gworek et al., (2016) reiteram que a poluição ambiental por metais pesados é um dos elementos mais perigosos da contaminação e é particularmente perigosa para a saúde humana, sendo os lixiviados de aterros sanitários, fontes potenciais de poluição das águas subterrâneas, do solo e das plantas por metais pesados.

Portanto, devido à presença de substâncias tóxicas ao meio ambiente, é necessário analisar os parâmetros físico-químicos do lixiviado, tendo em vista à importância do monitoramento do aterro e a busca por um tratamento adequado (GOMES et al., 2016; MANDAL et al., 2017; MOHAMMAD-PAJOOH et al., 2016).

A vinhaça é caracterizada como um efluente de destilarias com elevado poder poluente e alto valor fertilizante. A frequência e a intensidade em que é lançada no solo pode influenciar a possibilidade de que sais (potássio, nitratos, etc.) se acumulem, causando, salinização do solo, contaminação dos lençóis freáticos, além de afetar a qualidade da cana-de-açúcar, impactar na fertilidade do solo e causar emissão de gases de efeito estufa, conforme é possível observar na Tabela 3 (CORAZZA, 2006; MORAES et al., 2014; MONÇÃO et al., 2018; BETTANI et al., 2019).

No Brasil, anualmente, o volume de vinhaça lançado no solo pode chegar até 325 bilhões de litros. Levando em consideração a carga orgânica fornecida ao solo, cada hectare das lavouras de cana pode receber aproximadamente 4,2 toneladas de matéria orgânica (como

DQO), com base em uma taxa média para a aplicação de vinhaça igual a  $140 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , com uma DQO média de  $30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  para a vinhaça (FUESS; GARCIA, 2014). Portanto, o emprego da vinhaça como fertilizante tradicional na cultura de cana-de-açúcar, deve ser cauteloso, considerando os riscos ambientais oriundos da lixiviação de íons em função do excesso de potássio (ROSSETTO; SANTIAGO, 2016).

Por isso, devido ao seu grande potencial poluidor, desde 1979 o descarte direto de vinhaça em rios, oceanos e lagos tornou-se ilegal; a partir de então se passou a ter maior controle em relação à fertirrigação, buscando novas alternativas de tratamento e formas de disposição mais controladas (MACHADO & FREIRE, 2009).

**Tabela 3 - Potenciais impactos causados pela fertirrigação com vinhaça de cana-de-açúcar.**

<b>Efeito Adverso</b>	<b>Implicações</b>
<b>Salinização do solo (risco elevado)</b>	<p>Redução do potencial do solo</p> <p>Toxicidade de íons específicos (<math>\text{SO}_4^{2-}</math>, <math>\text{Cl}^-</math>, <math>\text{Na}^+</math>, <math>\text{K}^+</math>)</p> <p>Redução na absorção de águas e nutrientes pelas plantas</p> <p>Destruição da estrutura do solo</p> <p>Lixiviação de sais para água subterrânea</p>
<b>Sodificação do solo (risco baixo)</b>	<p>Destruição da estrutura do solo</p> <p>Redução severa da taxa de infiltração de água</p> <p>Queimaduras e necrose do tecido foliar em plantas</p>
<b>Sobrecarga orgânica (risco elevado)</b>	<p>Depleção dos níveis de Oxigênio Dissolvido (OD)</p> <p>Geração de condições anaeróbias</p> <p>Redução da atividade microbiana</p> <p>Aumento da instabilidade estrutural do solo</p>
<b>Acidificação permanente - solo e água (risco elevado)</b>	<p>Alteração do poder tampão do solo</p> <p>Solubilização de metais tóxicos às plantas</p> <p>Redução na produtividade da lavoura</p> <p>Redução da atividade microbiana</p>

**Fonte:** adaptado de Fues e Garcia (2014b).

A forma de armazenamento, transporte e aplicação da vinhaça implicam na produção de metano e óxidos nitrosos que são gases potenciais e contribuem para o aquecimento global, sendo mais nocivos que o dióxido de carbono. O metano é gerado desde o armazenamento até

o transporte da vinhaça, podendo corresponder por 98% das emissões totais dos gases do efeito estufa do manejo da vinhaça nessa etapa, em que primeiramente fica disposta em uma lagoa antes do transporte ou é transportada por canais abertos desde a usina até as lavouras para sua aplicação (MORAES et al., 2017).

### 3.4 Processo de Dessorção de Amônia

Os processos físico-químicos utilizados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, e outras técnicas de tratamento desse efluente, não alcançam sozinhos os padrões de lançamento no meio ambiente, entretanto melhoram a eficiência das etapas de tratamento subsequentes, deste modo, podem ser aplicados para remoção de compostos específicos como matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (PAIXÃO FILHO, 2017).

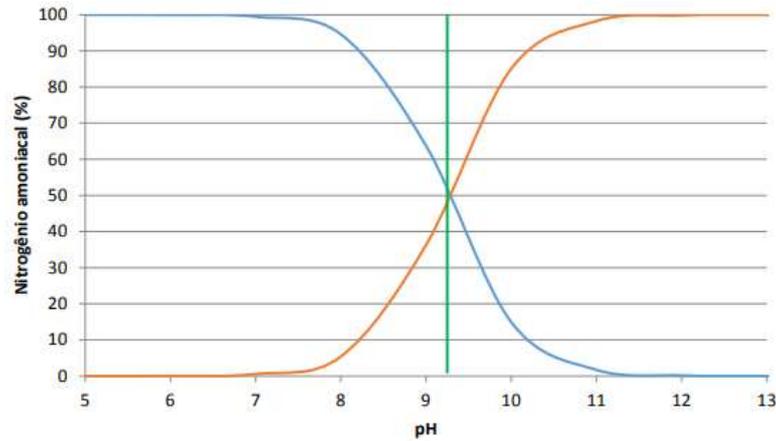
O processo de dessorção de amônia tem sido aplicado em lixiviado de aterro sanitário, geralmente, como etapa anterior ao tratamento biológico, anaeróbio, com o objetivo de minimizar os efeitos de inibição causados pela amônia (FERRAZ et al. 2013, CAMPOS et al. 2013, EL-GOHARY et al. 2013).

A dessorção de amônia se dá pela transferência de massa do  $\text{NH}_3$  dissolvida na fase líquida (água residuária) para o gás de arraste (ar atmosférico). O processo ocorre se o  $\text{NH}_4^+$  em sua forma iônica for convertido à  $\text{NH}_3$ , conforme equação de equilíbrio (1).



Algumas estratégias para o uso de dessorção de amônia, é a realização da elevação do pH do lixiviado para valores próximos de 12, para favorecer a conversão do íon amônio em gás amônia, conforme observa-se na Figura 2. Essa alcalinização do meio é realizada antes da dessorção, geralmente pela adição de hidróxido de sódio ou hidróxido de cálcio (DUTRA, 2014).

**Figura 2** - Proporção entre a amônia gasosa,  $\text{NH}_3$  (---) e o íon amônio,  $\text{NH}_4^+$  (---) em função do pH com temperatura de 25°C.



Fonte: DELDUQUE, 2017.

Entre os sistemas de tratamento empregados na dessorção de amônia destacam-se as torres de *air stripping*, que são utilizadas como unidades que promovem a remoção do  $\text{NH}_3$  previamente formado, por meio do aumento da área de contato do líquido com o ar de arraste (DELDUQUE, 2017). Os fluidos escoam em contracorrente, com o gás, que é alimentado pelo fundo da coluna enquanto líquido é introduzido pelo topo da torre. Então, o líquido com uma boa distribuição inicial, escoam pelo recheio em trajetórias tortuosas, oferecendo uma grande área superficial de contato com o gás ascendente (DUTRA, 2014).

Hossaka (2008) monitorou um tanque de dessorção de amônia com volume de 1000 L com alimentação intermitente de lixiviado de aterro sanitário e alcançou uma remoção de 52% de nitrogênio amoniacal, para TDH de 9 dias, com temperatura variando entre 18°C e 25°C e pH entre 8,0 e 8,5. O autor também monitorou um sistema de dessorção de amônia constituído de dois tanques de 250 litros, com misturador mecânico, operado em batelada, para as mesmas condições de pH e temperatura. Alcançando 50,5% de remoção de nitrogênio amoniacal com TDH de 11 dias.

Leite et al. (2011) estudaram reatores de fluxo horizontal em série com objetivo de remover  $\text{N-NH}_4^+$  de lixiviado de aterro sanitário. O tratamento foi realizado sem a correção do pH inicial e com TDH de 50 dias os últimos reatores da série apresentaram uma eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  de 99,5%.

Da Cunha e Leite (2014) avaliaram os efeitos causados pela granulometria do material de recheio e o pH do lixiviado no processo de dessorção de amônia de lixiviado de aterro sanitário em torres de recheio. O estudo apresentou eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  superior a 92% em todos os experimentos com TDH variando de 1 hora e 40 min há 5 horas.

Ribeiro (2019) comparou dados físico-químicos, de pesquisas que monitoraram o tratamento do lixiviado do aterro sanitário da cidade de Campina Grande-PB, realizado em

lagoas. Com base nos dados coletados entre os anos de 2017 e 2018, observou-se que ocorreu remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  de 21,4% em julho de 2018 e 80% em julho de 2017. A ocorrência de precipitação acima da média que ocorreu no mês de abril de 2018 influenciou na ausência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ , afetando o processo de dessorção nas lagoas.

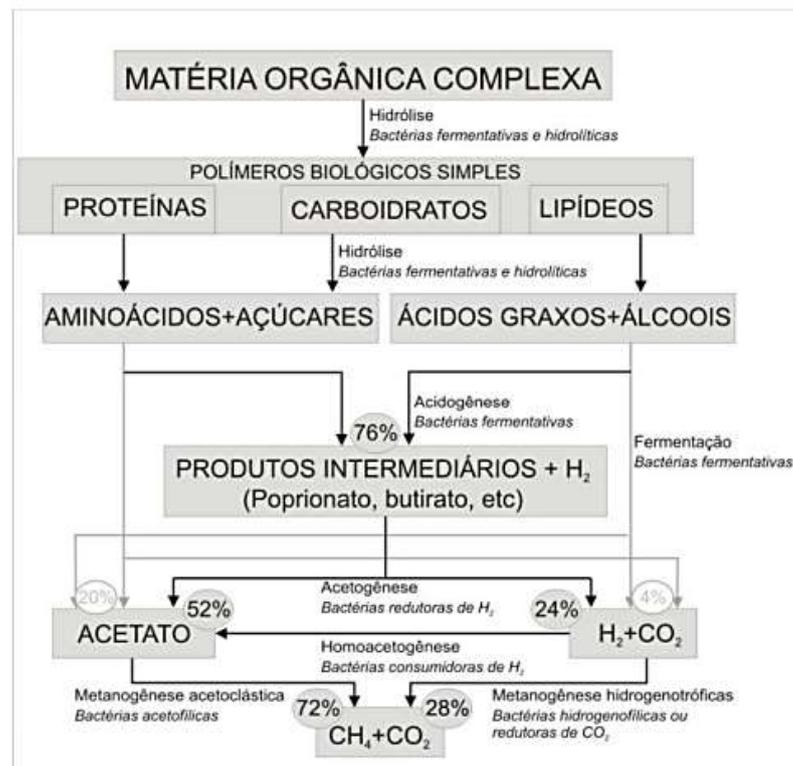
Mediante o exposto, os reatores de fluxo horizontal aberto se destacam no que concerne ao custo benefício aplicado nos processos de dessorção de amônia e sua aplicação em escala real, visto que não há necessidade de adição de alcalinizante, porém, necessita de demanda de área para implantação e condições climáticas favoráveis (elevadas temperaturas). No contexto geral da região onde se concentra o estudo em questão, região nordeste, há disponibilidade de área e condições climáticas favoráveis para implantação desse sistema de tratamento.

### **3.5 Tratamento Anaeróbio**

#### ***3.5.1 Processo de Digestão Anaeróbia***

A digestão anaeróbia é um processo complexo que envolve uma junção versátil de bactérias e arqueias metanogênicas (JANG et al., 2015). O processo de decomposição da matéria orgânica pode ser dividido em quatro estágios, conforme a Figura 3, que ocorrem de acordo com a seguinte sequência: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

**Figura 3** - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



Fonte: adaptado de Zehnder (1982).

Inicialmente, os compostos orgânicos complexos são convertidos a compostos orgânicos mais simples (de menor peso molecular) e solúveis, por ação de exoenzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (FARIA, 2012; SALOMON, 2007; CHERNICHARO, 2007). Dessa maneira, as proteínas são convertidas em aminoácidos, os polissacarídeos em monossacarídeos e dissacarídeos (açúcares solúveis), e os lipídios em ácidos orgânicos de cadeias longas de carbono ( $C_{15}$  a  $C_{17}$ ) e glicerina.

A hidrólise constitui, geralmente, uma das fases limitantes do processo de digestão anaeróbia, à medida que a velocidade desta etapa ocorre, determinará a velocidade das etapas subsequentes, sendo que os principais fatores associados são: tempo de retenção, temperatura, pH, tamanho e distribuição das partículas (FARIA, 2012), alguns pesquisadores relatam a formação de subprodutos tóxicos (compostos heterocíclicos complexos) ou AGV não desejáveis na hidrólise (YUAN & ZHU, 2016).

Os compostos orgânicos resultantes da hidrólise são assimilados pelas bactérias fermentativas acidogênicas, as quais excretam substâncias simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, alcoóis, ácido lático, compostos minerais ( $CO_2$ ,  $H_2$ ,  $NH_3$ ,  $H_2S$ , entre outros), além de novas células bacterianas (ABREU, 2007; BOHRZ, 2010). Na acidogênese, a população microbiana é composta tanto por grupos de bactérias anaeróbias estritas, como facultativas. Essas últimas desempenham um papel importante, podendo metabolizar a matéria

orgânica por via oxidativa, usando o oxigênio molecular, eventualmente presente, como aceptor de elétrons, removendo resíduos de OD no sistema, impedindo qualquer efeito tóxico aos microrganismos estritamente anaeróbios que dão sequência a biodigestão (BOAVENTURA, 2000; BOHRZ, 2010).

A fase subsequente é mediada por bactérias acetogênicas sintróficas que são responsáveis pela transformação dos produtos gerados na etapa acidogênica em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (substratos intermediários que serão metabolizados pelas archaeas metanogênicas) (SALOMON, 2007).

As bactérias acetogênicas consolidam relação de sintrofia com as archaeas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. Nessa fase os ácidos de cadeia longa são transformados em ácidos com apenas um ou dois átomos de carbono (fórmico e acético), com a produção simultânea de hidrogênio e dióxido de carbono. As bactérias homoacetogênicas regem o equilíbrio da direção da reação de consumo de hidrogênio e gás carbônico para produção de acetado (Equação 2). Para que a formação de ácidos de cadeia curta seja termodinamicamente favorável, esta deve ocorrer associada ao consumo de hidrogênio gasoso pelas archaeas metanogênicas. A sintrofia entre organismos dos grupos microbianos distintos possibilita que ambos apresentem crescimento, assegurando a viabilidade de produção de acetato a partir de ácidos orgânicos (KUNZ et al., 2019).



Na fase final, a metanogênese, o metano é predominantemente produzido por bactérias metanogênicas acetoclasticas, durante a redução do ácido acético, ou por bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, por meio de redução do dióxido de carbono a partir do hidrogênio, liberado dos compostos orgânicos na fase da hidrólise. Estas reações seguem geralmente a estequiometria apresentada pelas respectivas Equações (3) e (4):

Metanogênese acetoclastica: o acetato é utilizado como fonte de energia e carbono, através da redução do ácido acético produzem gás carbônico e metano (Equação 3), sendo responsáveis por 60 a 70% de toda produção de metano (MENDONÇA, 2009).



Metanogênese hidrogenotrófica: utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e são aceptoras de átomos de hidrogênio, sendo que este atua como fonte de energia (Equação 4) (LOUZADA, 2006).



De acordo com Chernicharo (2007), na digestão anaeróbia é essencial que exista um controle rigoroso das condições ambientais, como, pH, temperatura, concentração de ácidos

voláteis e alcalinidade, uma vez que o processo requer uma interação das bactérias fermentativas e metanogênicas. Dessa forma, o sucesso do processo depende de um equilíbrio na biota. Uma atenção especial deve ser dispensada às bactérias metanogênicas, consideradas as mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais.

Segundo Kunz et al. (2019) a concentração de hidrogênio na digestão anaeróbia deve ser balanceada, pois os microrganismos metanogênicos necessitam de hidrogênio para produção de metano (arqueas metanogênicas hidrogenotróficas). Por outro lado, a pressão parcial de hidrogênio deve ser baixa suficiente ( $10^{-4}$  a  $10^{-6}$  bar) para que as bactérias acetogênicas não sejam inibidas pelo excesso de hidrogênio, paralisando a produção de ácidos de cadeia curta.

A elevação da temperatura tem inúmeros benefícios, incluindo o aumento na solubilidade de compostos orgânicos, melhorando as velocidades de reações bioquímicas. Porém, a temperatura influencia parâmetros como a dissociação da amônia, podendo ter um efeito inibitório (KUNZ & SAQIB, 2016). À medida em que a temperatura aumenta, o equilíbrio químico é deslocado de  $\text{NH}_4^+$  para  $\text{NH}_3$ , podendo causar falência no processo. A amônia livre se torna tóxica às arqueas metanogênicas, pois facilmente se difunde através da membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio iônico e/ou deficiência de  $\text{K}^+$  (KUNZ et al., 2019).

Elevadas concentrações de AGV e nitrogênio amoniacal afetam a estabilidade do processo de digestão anaeróbia, esta última promoverá um aumento do pH e eventualmente, deterioração do processo (DRENNAN & DISTEFANO, 2014; AKINDELE & SARTAJ, 2017). Entretanto, Williams et al. (2013), relataram que concentrações de amônia maiores que 156 mg.  $\text{L}^{-1}$  causam uma mudança na via de produção de metano, que passará a ser produzido majoritariamente por bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, que se mostram mais tolerantes a presença de amônia.

### ***3.5.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)***

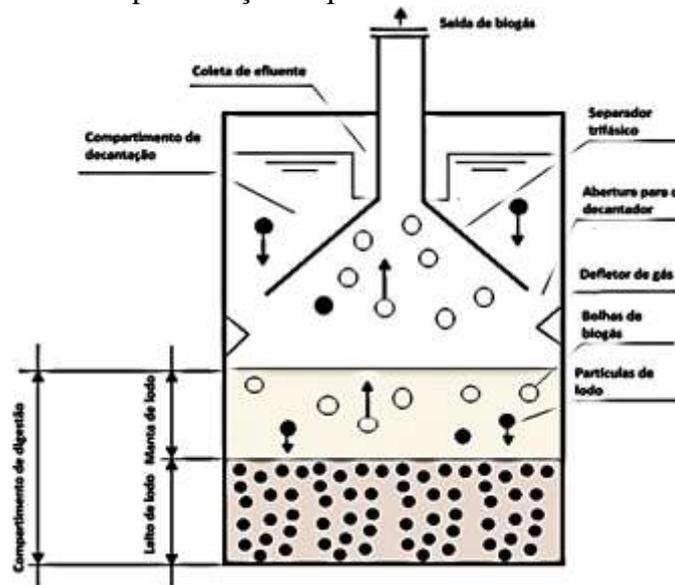
Segundo Paixão Filho (2017), a escolha de processos biológicos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário deve ser de baixo custo, ou seja, processos que não necessitem de adição de uma fonte externa de carbono, robusto, com baixa produção de lodo, assim como os reatores UASB. A utilização de reatores UASB pode ser considerada como uma alternativa para remoção de matéria orgânica de lixiviado.

Os reatores UASB utilizam um processo de tratamento anaeróbio no qual a matéria orgânica é removida pela ação de microrganismos, resultando na produção de biogás e na manutenção de um consórcio destes microrganismos (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2004; RODRÍGUEZ-GÓMEZ et al., 2014).

Antes de iniciar a operação de um reator UASB, deve-se proceder à correta inoculação deste, com lodo de esgoto digerido, granular, floculante ou lodos ativados (CHONG et al., 2012).

O reator UASB pode apresentar várias configurações, porém em todas elas o reator apresenta três partes fundamentais: o leito de lodo, a manta de lodo e o separador trifásico (Figura 4) (HAMERSKI, 2012). A zona do leito de lodo está localizada na parte inferior do reator e consiste em um leito microbiano no qual ocorrem os processos de conversão da matéria orgânica. Durante a degradação dos compostos orgânicos ocorre a produção de gases, principalmente  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . O biogás produzido passa pela manta de lodo, menos densa do que o leito de lodo, porém altamente ativa. A manta está localizada na parte média do reator, se desenvolve depois de um certo período e é retida por sua própria massa e levantada pelas bolhas de biogás. O biogás produzido e o lodo flutuante são separados do efluente líquido, através de um separador trifásico, instalado no topo do reator (METCALF E EDDY, 2003).

**Figura 4** - Representação esquemática de um Reator UASB.



Fonte: CHERNICHARO, 2007.

De acordo com Lettinga (1980) o sucesso dos reatores UASB se deve ao dispositivo de separação de fases, sólido, líquido e gasoso, localizado na parte superior do reator. O principal

objetivo deste dispositivo é a separação de gases contidos na mistura líquida, de tal forma que uma zona propícia à sedimentação seja criada no extremo superior do reator.

Entre as diversas vantagens que conferem aos reatores anaeróbios como um grande potencial de aplicabilidade no processo de tratamento de água residuárias concentradas e diluídas podemos citar: a baixa produção de sólidos; a redução das emissões de gases de efeito estufa através da recuperação do CH<sub>4</sub>; 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 TDH; baixa demanda de área e redução dos custos de implantação e operação (KANGLE et al., 2012; AJEEJ et al., 2015).

Em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) é fundamental para o bom funcionamento do processo nos reatores biológicos, que ocorra à diluição do lixiviado. Essa diluição ocorre em geral com a utilização do esgoto doméstico. Santos (2009), observou em seu estudo que o reator UASB operando com uma proporção de 1% de lixiviado de aterro sanitário e 99% de esgoto doméstico propiciou eficiência de remoção de DQO (72,9%) e DBO<sub>5</sub> (80,2%).

No reator UASB, espera-se que ocorra o processo de amonificação (Equação 5), onde a fração orgânica, formada por proteínas, aminoácidos e ureia é então hidrolisada e convertida a nitrogênio amoniacal (METCALF & EDDY, 2003).



A conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio inorgânico (amônia) por meio das bactérias heterotróficas é pré-requisito para a etapa de nitrificação. A taxa de amonificação é dada em função da concentração de nitrogênio orgânico presente no substrato e a concentração de biomassa heterotrófica que catalisa a amônia (GRADY et al., 1999).

A alcalinidade do meio deve ser levada em consideração, para que não haja grandes variações nos valores do pH, e, conseqüentemente, desequilíbrio no sistema. Estequiometricamente, o processo de amonificação gera em torno de 3,57 mg, em função de CaCO<sub>3</sub>, por mg de nitrogênio amonificado (ZHU et al., 2007; ANDRADE DO CANTO et al., 2008).

De acordo com Carvalho (2006), os reatores anaeróbios, quando submetidos a variações de carga podem apresentar os seguintes problemas: queda na eficiência de remoção de parâmetros de controle (redução da remoção de material orgânico), acúmulo de ácidos voláteis, queda no valor do pH e consumo de alcalinidade, alteração na composição e produção de biogás, e arraste de lodo do sistema de tratamento. Estudos têm mostrado que variações na vazão e na concentração do afluente podem afetar a eficiência dos reatores UASB. Porém, esses efeitos variam de acordo com a intensidade e a duração dos picos de vazão, do tempo de

retenção celular, do tempo de detenção hidráulica, das propriedades dos lodos e do projeto dos reatores, principalmente, da configuração do separador de fases (CARVALHO, 2006; LEITÃO et al., 2006).

### ***3.5.3 Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro Sanitário e Vinhaça de Cana-de-Açúcar***

As tecnologias convencionais para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário se dividem basicamente em dois tipos: processos físico-químicos e processos biológicos. Entretanto, sistemas que combinam os dois tipos de processos são comumente empregados (RAGHAB *et al.* 2013).

Segundo Klein et al. (2017) e Huang et al. (2017), os processos biológicos são os mais utilizados, isso porque, as vantagens econômicas de simplicidade e eficiência no tratamento se sobressaem quando comparada as outras técnicas. Além disso, por meio de processos biológicos, o nitrogênio presente no lixiviado pode ser transformado em nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), o que significa que a remoção foi verdadeira sem poluição secundária (WANG et al., 2015). Porém, na maioria das vezes, apenas o tratamento biológico é insuficiente para tratar lixiviado de aterro sanitário, desse modo, estão sendo estudadas outras alternativas de tratamento.

O tratamento de lixiviado por processos biológicos, incluindo o tratamento conjugado com águas residuárias domésticas torna-se uma estratégia eficiente. Devido ao baixo custo operacional e a fácil manutenção, o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário com águas residuárias municipais parece uma alternativa promissora. Até agora, esta solução tem sido utilizada com sucesso para o tratamento de lixiviados jovens e intermediários, principalmente, em uma relação volumétrica de até 10% (RENOU et al., 2008; FERRAZ et al., 2016).

Ferreira et al. (2009) estudaram um sistema constituído por dois reatores UASB, em escala piloto, tratando esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário nas porcentagens de 1% (lixiviado bruto) e 10% (lixiviado pré-tratado). As eficiências médias de remoção de DBO foram de 55% e 45%, para os reatores utilizando a proporção de 1% e 10% de lixiviado de aterro sanitário, respectivamente.

Oliveira et al. (2015) avaliaram o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reator UASB seguido de filtro biológico percolador (FBP). A proporção de lixiviado utilizada no tratamento foi de 10% e o tratamento proporcionou uma eficiência de remoção de DQO total de 46% no reator UASB.

El-Gohary e Kamel (2016) analisaram a eficiência do tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico através de três processos de tratamento biológico: aeróbio, anaeróbio e anaeróbio/aeróbio, cada um com três proporções de 5,9%, 25% e 50%. Utilizando a proporção de 5,9%, o tratamento que se mostrou mais eficiente foi o anaeróbio/aeróbio com remoções de DQO e DBO de 31,7% e 48%, respectivamente, com o aumento para 50%, os valores de remoção de DQO e DBO via processo anaeróbio/aeróbio foram de 52,2% e 54,8%, respectivamente.

O estudo realizado por Yuan et al. (2016) analisou o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, e o seu efeito no processo de nitrificação. O sistema foi constituído por três reatores de bateladas sequenciais, e foram utilizadas três proporções de lixiviado (com e sem *stripping*): 2,5%, 5% e 10%. O estudo mostrou que a proporção de lixiviado de 2,5% melhorou a eficiência de remoção de nutrientes do sistema sem comprometer a remoção de material carbonáceo. Em termos de DQO, a eficiência de remoção foi de aproximadamente 87% com e sem pré-tratamento. Ao utilizar as proporções de 5% e 10% de lixiviado, a eficiência de remoção de DQO foi reduzida para 80% e 63%, respectivamente.

Baettker et al. (2017) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto doméstico, a pesquisa foi desenvolvida em duas partes, uma em escala de bancada e uma em escala piloto. Nas duas etapas do estudo foi aplicado um TDH no reator UASB de 8 horas, na primeira etapa utilizou-se lixiviado na proporção de 2% e a segunda na proporção de 5%. Os autores alcançaram, para os experimentos de bancada, as eficiências de remoção de DQO de 48% e 56%, para as proporções de 2% e 5% de lixiviado, respectivamente. Já para os experimentos em escala piloto as eficiências de remoção de DQO foram de 58% para a proporção de 2% e 51% para a proporção de 5% de lixiviado de aterro sanitário. Ficou concluído que a adição de lixiviado de aterro sanitário de proporções volumétrica de 2% e 5% não alteram significativamente a eficiência do reator UASB.

No que se refere à vinhaça, seu tratamento é um dos mais importantes desafios para o processo de produção industrial de etanol. Entre as principais opções, o tratamento biológico é validado como um processo adequado de tratamento desse resíduo líquido com alto potencial poluidor, proveniente da agroindústria, permitindo a redução da carga orgânica da vinhaça, porém, o parâmetro cor normalmente não tem seu valor reduzido e pode, inclusive, aumentar, devido à repolimerização de compostos coloridos presentes no citado efluente (MOHANA et al., 2009; AIBANEZ, 2015).

Considerando os diferentes tipos de vinhaça e sua grande quantidade produzida, deve-se dar atenção especial à digestão anaeróbia da vinhaça de cana-de-açúcar. Vários estudos

avaliaram a vinhaça de cana-de-açúcar em sistemas de tratamento anaeróbio (BARROS; DUDA; OLIVEIRA, 2016; JANKE et al., 2016a). Entretanto, a biodigestão, apenas se tornou atrativa a partir do desenvolvimento de reatores de alto desempenho com baixo TDH, como é o caso do UASB, que pode ser amplamente aplicado no caso da vinhaça de cana-de-açúcar (GRANATO, 2003).

Van Haandel et al. (2014) analisaram a digestão anaeróbia da vinhaça proveniente do processo de destilação da cachaça em quatro reatores UASB (23 L), com dois reatores (R1 e R2) operados sob condições de temperaturas mesofílicas (37 °C) e dois reatores (R3 e R4) operados sob condições termofílicas (54 °C). Todos os reatores UASB foram operados com TDH de 11 horas. Os reatores R1 e R3 foram operados em condições de sobrecarga, com Carga Orgânica Volumétrica (COV) 50 % acima da capacidade, enquanto que os reatores R2 e R4 foram operados com COV na capacidade de tratamento. Os autores concluíram que as maiores COV foram alcançadas nos sistemas de tratamento anaeróbio sobre condições mesofílicas com valor de 70 gDQO<sub>total</sub>. L<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> e que os resultados de produção de biogás revelaram que não existe vantagem na aplicação do tratamento anaeróbio da vinhaça sobre condições termofílicas.

Longo (2015) estudou um reator UASB em escala piloto a fim de tratar vinhaça de cana-de-açúcar e explorar o potencial de geração de metano. O sistema alcançou eficiência de remoção de DQO de 92%, para cargas aplicadas até 4,8 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e produção média de metano de 5 LCH<sub>4</sub>. L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, correspondendo a 70% no biogás.

Alves (2015) tratou vinhaça de cana-de-açúcar em um reator UASB em escala piloto com volume total de 120 L. O reator foi submetido ao aumento gradativo de COV de 2,5 a 10 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>. Para COV de 10 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, a eficiência de remoção de DQO foi de 92%, e a produção de biogás de 2,08 LCH<sub>4</sub>. L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, porém o reator apresentou maior eficiência de remoção de DQO e produção de biogás, com valores de 95% e 70% respectivamente, para a carga inicial de 2,5 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Barros et al. (2016) avaliaram a digestão anaeróbica de vinhaça de cana-de-açúcar para produção de metano utilizando aumento gradual da COV em dois reatores (UASB), R1 e R2, com volumes de 40,5 e 21,5 L. Os reatores UASB foram operados por 230 dias com um tempo de detecção hidráulica (HDT) de 2,8 d no R1 e de 2,8 e 1,8 d no R2. Os valores de COV aplicados nos reatores foram 0,2 a 7,5 g DQO<sub>total</sub> L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no R1 e 0,2 a 11,5 g DQO<sub>total</sub>. L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> em R2. A eficiência de remoção de DQO<sub>total</sub> variou de 49% a 82%.

Barbosa (2017) estudou um reator UASB em escala piloto com volume total de 120 L, com finalidade de tratar vinhaça de cana-de-açúcar. O reator foi inoculado com lodo e alimentado com vinhaça com concentração variado de 20 a 27 gDQO. L<sup>-1</sup> e submetido ao

aumento gradativo de COV 5 a 34 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, alcançando eficiência de 91% de remoção de DQO para a carga de 33 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, durante a primeira fase do estudo.

Ao analisar os dados advindos dos sistemas experimentais estudados foi possível constatar que o tratamento anaeróbio de ambos efluentes alcança valores significativos. Porém, ainda existem questionamentos acerca do tratamento de lixiviado, bem como as proporções que pode ser utilizado para que seu tratamento biológico seja viabilizado. O presente trabalho buscar tratar de forma combinada ambos efluentes de modo que seja otimizado o processo de digestão anaeróbia.

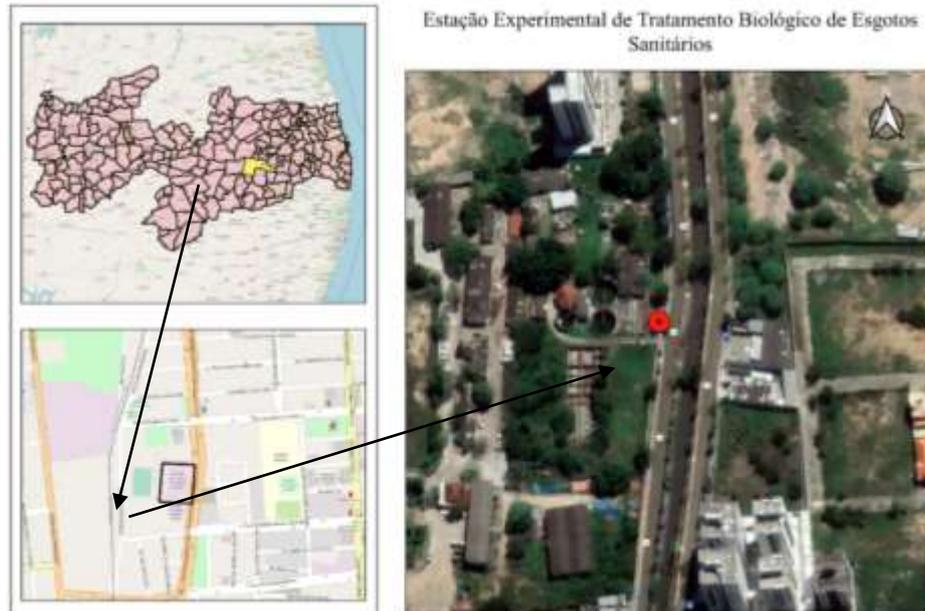
## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Local de Realização do Trabalho Experimental**

O sistema experimental foi projetado, construído e monitorado nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) (Figura 5), pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), situada geograficamente

nas coordenadas 7°14'24"S, 35°53'02"W, no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, Região Nordeste do Brasil.

**Figura 5** - Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), com ênfase no local exato de instalação do Sistema Experimental.

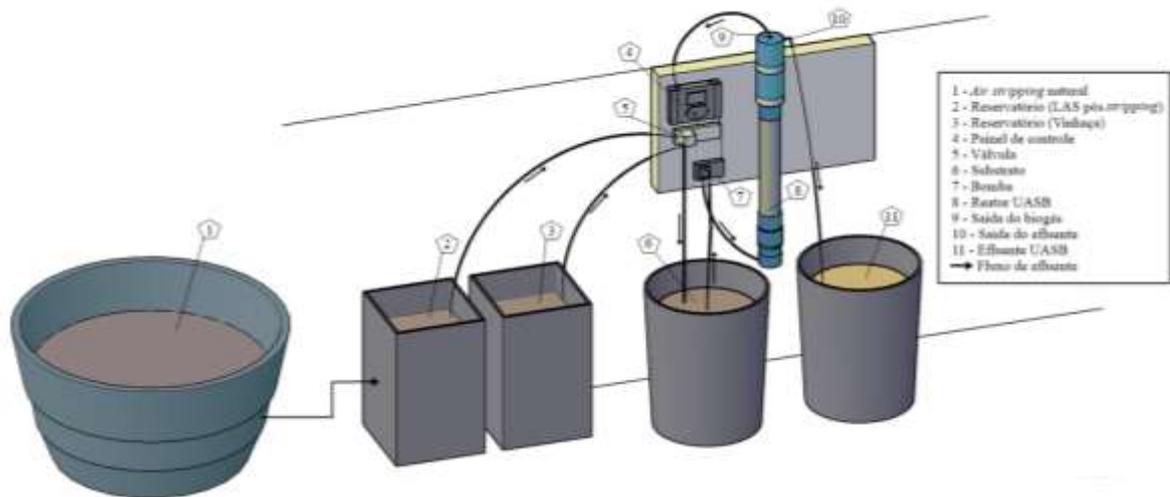


Fonte: Elaborado no *Qgis*, fonte de dados AESA, 2021.

#### 4.2 Descrição do Sistema Experimental

O sistema experimental foi constituído por um reator de dessorção e um reator UASB, conforme apresentado na Figura 6. O reator de dessorção foi construído com capacidade volumétrica para 500 L, altura útil de 0,58 m e diâmetro de 1,22 m. O volume do reator UASB foi de 5 L, altura útil de 0,94 m, na parte superior foi instalada um tubo de PVC de 100 mm com redução de 0,75 mm na parte inferior formando o separador de fases.

**Figura 6** - Desenho esquemático do sistema experimental de dessorção de amônia seguido de tratamento anaeróbio.



Fonte: Autor, 2021.

Observando a Figura 5, verifica-se que inicialmente o lixiviado foi disposto em um reator de dessorção (1). Após o processo de dessorção o efluente do reator é acondicionado em um novo reservatório (2). O lixiviado pós dessorção (2) e a vinhaça de cana-de-açúcar (3) são bombeados para preparação do substrato, este sendo submetido à agitação constante (6), em seguida o substrato é bombeado do reservatório para o reator UABS (8). O efluente do UABS (11) é então armazenado em um reservatório, para que seja utilizado em futuras pesquisas. A saída do biogás (9) ocorria por meio de um sensor de pressão.

### 4.3 Coleta de Lixiviado de Aterro Sanitário

O lixiviado utilizado para a preparação do substrato é proveniente do Aterro Sanitário de cidade de João Pessoa (Figura 7), localizado nas coordenadas geográficas 7°13'07"S, 34°57'32"W, o qual possui uma área de 100 hectares, funcionando desde agosto de 2003, foi projetado para uma vida útil de 25 anos, tendo capacidade de confinamento de 3.000 toneladas de resíduos por dia.

O lixiviado é disposto diariamente em reservatórios devidamente impermeabilizados para a acumulação e posteriormente seu tratamento. A coleta do lixiviado foi realizada na lagoa de decantação, que recebe o lixiviado oriundo das células, conforme a Figura 5, o lixiviado foi devidamente armazenado em reservatórios de polietileno com capacidade para 50L, e em seguida foi transportado até as dependências físicas da EXTRABES, para a caracterização química do mesmo.

**Figura 7** - (a) Aterro Sanitário da cidade de João Pessoa/PB, (b) lagoa de decantação, local de realização da coleta do lixiviado, (c) armazenamento e transporte.



(a)

(b)



(c)

Fonte: Autor, 2022.

#### 4.4 Coleta de Vinhaça de Cana-de-Açúcar

A vinhaça utilizada para preparação do substrato foi coletada no Engenho Triunfo (Figura 8), localizado na Rodovia PB-079, via de acesso à cidade de Areia, situado geograficamente nas coordenadas 6°58'26"S, 35°41'37"W. O Engenho foi fundado em 1994, e, atualmente, produz 250 mil garrafas de cachaça por mês. Devido a disponibilidade durante os meses em que não há produção na destilaria, a vinhaça foi coletada na lagoa anaeróbia que recebe o efluente da destilaria e armazenada em reservatórios de polietileno, transportada até as dependências da EXTRABES, e em seguida ocorreu sua caracterização química.

**Figura 8** - (a) Realização da coleta de vinhaça de cana-de-açúcar em Lagoa anaeróbia, localizada no Engenho Triunfo- Rodovia PB-079 (b) armazenamento e transporte da vinhaça coletada.



(a)

(b)

Fonte: Autor, 2022.

#### 4.5 Operação do Sistema

A operação do sistema foi dividida em duas fases. Na primeira fase foram realizados teste de proporções entre o LAS e VCA ambos *in natura*, entretanto constatou-se que devido a elevada concentração de nitrogênio amoniacal do LAS não seria possível realizar a mistura dos efluentes em proporções que viabilizassem o tratamento por via biológica, pois em proporções altas de LAS no substrato a concentração de nitrogênio amoniacal se tornava tóxica ao processo de digestão anaeróbia, e pequenas proporções de LAS não corrigiam naturalmente o pH do substrato, que se tornou ácido devido o pH da vinhaça de cana-de-açúcar. Diante deste cenário surgiu a necessidade de realizar o pré-tratamento do LAS por processo de dessorção de amônia, em reator de dessorção. A fase inicial teve duração de 35 dias para redução da concentração de  $N-NH_4^+$  no LAS, fator limitante para a segunda fase.

Na segunda fase foi iniciada alimentação do reator UASB com o substrato (VCA+LAS), nas proporções de 90% e 10%, respectivamente, nesta proporção o pH do substrato alcançou valores próximos a neutralidade, viabilizando o tratamento do substrato por via anaeróbia. À medida que ocorria o processo de dessorção de amônia as proporções da mistura dos efluentes (VCA+LAS), para preparação do substrato variaram, alcançando proporções de até 80% e 20%, respectivamente.

#### 4.6 Preparação do substrato

O substrato utilizado na alimentação do Reator UASB consistia da mistura de vinhaça de cana-de-açúcar mais lixiviado de aterro sanitário pós dessorção (%v/v), de modo que fosse alcançada uma concentração média de nitrogênio amoniacal de aproximadamente  $160 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo preparado diariamente e submetido à caracterização química com frequência semanal. A VCA era submetida à filtração em uma malha de 0,29 mm, devido a presença de partículas do bagaço da cana-de-açúcar, que causava obstrução da tubulação do sistema. As proporções percentuais (%v/v) variavam de acordo com a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  presente no LAS após o processo de dessorção, alcançando proporções de até 80% de VCA e 20% de LAS.

#### 4.7 Monitoramento do Sistema Experimental

O início da operação do sistema experimental ocorreu-se com o processo de dessorção de amônia em um reator de dessorção, onde foram acondicionados 350 L de lixiviado *in natura* em temperatura ambiente, em torno de  $30^\circ\text{C}$ , de modo que após o processo de dessorção a concentração de nitrogênio amoniacal atingisse um valor que viabilizasse a realização da mistura entre os efluentes (VCA+LAS). A carga superficial aplicada de  $\text{N-NH}_4^+$  no reator de dessorção foi  $107,55 \text{ KgNH}_4^+/\text{ha.d}$  com THD de 84 dias.

Em seguida ocorreu a inoculação do reator UASB com 1 L de lodo proveniente de um reator anaeróbio que tratava esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário, com relação de SSV/SST igual a 0,69, sendo preenchidos 20% do volume total do reator.

No reator UASB, foi aplicado uma COV de  $1,5 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , carga hidráulica volumétrica de  $3 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  e TDH de 8 horas.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado através da coleta de amostras do efluente do processo de dessorção de amônia, do substrato e efluente UASB. As análises foram realizadas em consonância com os métodos preconizados por APHA (2012). Na Tabela 5 são apresentados os parâmetros que foram monitorados, a frequência e os procedimentos metodológicos, com suas respectivas referências.

**Tabela 4 -** Parâmetros e procedimentos metodológicos que serão avaliados no período de monitoramento do sistema de tratamento físico, químico e biológico.

<b>PARÂMETROS</b>	<b>FREQUÊNCIA</b>	<b>MÉTODOS</b>	<b>REFERÊNCIAS</b>
<b>pH</b>	Semanalmente	Potenciométrico	APHA 4500 H <sup>+</sup> B
<b>Alcalinidade Total (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Potenciométrico	APHA 2320 B
<b>AGV (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Potenciométrico	APHA 2310 B
<b>NTK (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Micro Kjeldahl	APHA 4500 N <sub>org</sub> B
<b>Nitrogênio Amoniacal (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Titrimétrico	APHA 4500-NH <sub>3</sub> B/C
<b>DQO total (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Titulométrico	APHA 5220 C
<b>DQO solúvel (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Titulométrico	APHA 5220 C
<b>Sólidos totais e frações (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Semanalmente	Gravimétrico	APHA 2540 B/C/D/E

Fonte: Autor, 2022.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Caracterização Química do Lixiviado de Aterro Sanitário e Vinhaça de Cana-de-Açúcar

Durante o período de monitoramento do sistema foram realizadas análises das amostras de lixiviado de aterro sanitário e da vinhaça de cana-de-açúcar, utilizados na preparação do substrato para alimentação do reator UASB. Na Tabela 5 são apresentados os dados dos parâmetros advindos da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário (LAS) e vinhaça de cana-de-açúcar (VCA), utilizados para a preparação do substrato.

**Tabela 5** - Dados provenientes da caracterização química do lixiviado de aterro sanitário (*in natura*), da vinhaça de cana-de-açúcar.

PARÂMETRO	LAS ( <i>in natura</i> )	VCA
pH	8,2	4,25
AT (mgCaCO <sub>3</sub> . L <sup>-1</sup> )	13935,00	-
AGV (mgH <sub>Ac</sub> . L <sup>-1</sup> )	9559,70	1020,00
DQO total (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	11411,70	5019,20
DQO solúvel (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	5577,60	3605,00
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg. L <sup>-1</sup> )	2115,40	42,00
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	2688,00	160,10
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	21120,00	1968,00
SSV(mg.L <sup>-1</sup> )	786,60	660,00

Fonte: Autor, 2022.

Após a caracterização química dos efluentes, verificou-se que ambos efluentes apresentam características que dificultariam seu tratamento por via biológica, em relação à vinhaça de cana-de-açúcar observa-se uma faixa de pH baixa para o desenvolvimento de arqueas metanogênicas, ainda, observou-se que a concentração de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do lixiviado era elevada.

A literatura mostra que a vinhaça de cana-de-açúcar tende a apresentar pH ácido, entre as faixas de 3,9 à 4,5 (BETTANI et al., 2019; CHRISTOFOLETTI et al., 2013; REIS e HU, 2017). O pH do lixiviado encontra-se dentro da faixa apresentada na literatura para lixiviados

com características semelhantes ao do presente trabalho, apresentando tendência a pH básico (NAVEEN et al., 2017; DIA et al., 2018; XIAO et al., 2013; BECK et al., 2010).

De acordo com Chernicharo (2007) fatores como pH e elevadas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  afetam no desenvolvimento das arqueas metanogênicas, inviabilizando um possível tratamento biológico.

Diante deste cenário surge à ideia de realizar o pré-tratamento do lixiviado por dessorção de amônia objetivando a redução da concentração de nitrogênio amoniacal de forma que a porcentagem (% v/v) de lixiviado no substrato fosse elevada e assim ocorresse o equilíbrio em relação ao pH do substrato, uma vez que, o LAS apresentava uma faixa de pH elevada.

Ainda na Tabela 6 também se observa que a concentração de DQO total da vinhaça de cana-de-açúcar está abaixo do preconizado na literatura. De acordo com Marques (2006), a concentração de DQO total de VCA *in natura* varia de 15.000 a 33.000  $\text{mg.L}^{-1}$ , entretanto a vinhaça em estudo passou por pré-tratamento em lagoa anaeróbia, localizada no próprio engenho, tendo suas características iniciais alteradas, apresentando uma concentração média de DQO total de 5019,21  $\text{mg.L}^{-1}$ .

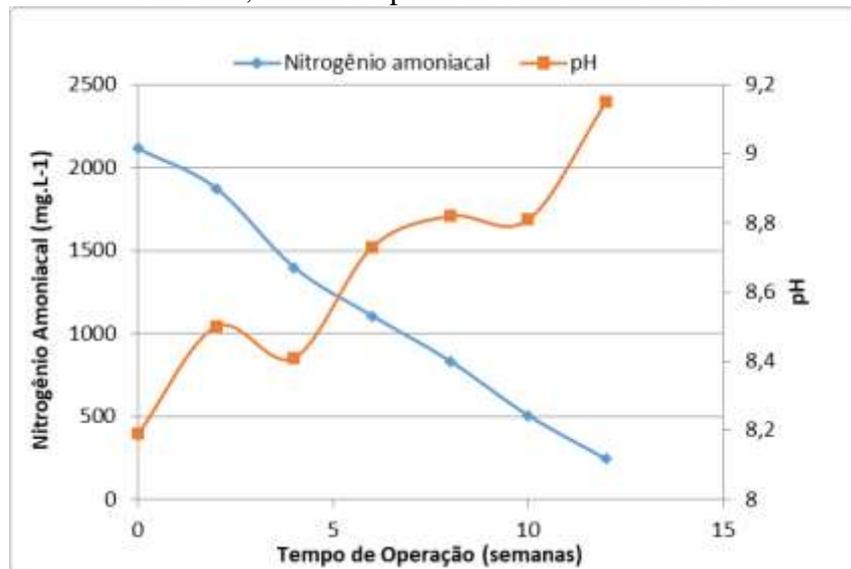
De acordo com Renou et al. (2008), valores de DQO de LAS de até 4.000  $\text{mg.L}^{-1}$  são característicos de aterros antigos, e, entre 4.000 e 10.000  $\text{mg.L}^{-1}$  de aterros intermediários, apesar de apresentar valor médio de DQO total de 11411,70  $\text{mg.L}^{-1}$ , o aterro sanitário de João Pessoa se enquadra em aterros intermediários, pois durante o período de coleta ocorreram incidências de precipitações na região, que podem ter influenciado no valor da concentração de DQO total. Dantas (2021) encontrou valores menores de concentração de DQO total ao analisar o lixiviado do referido aterro sanitário.

## **5.2 Tratamento Físico-químico**

### ***5.2.1 Comportamento do pH e Nitrogênio Amoniacal***

A remoção de  $\text{NH}_3$  é um processo físico que ocorre através da conversão do  $\text{NH}_4^+$ , que é uma função direta da magnitude do pH (LEITE et al., 2018). Na Figura 09 observa-se que, à medida que a ocorria a remoção de amônia os valores de pH do LAS elevaram-se, apresentando um pH inicial e final igual a 8,2 e 9,15, respectivamente.

**Figura 09** - Comportamento do pH e remoção de Nitrogênio amoniacal do lixiviado de aterro sanitário, durante o período de monitoramento.



Fonte: Autor, 2022.

De acordo com a literatura o esperado seria um decréscimo nos valores de pH e não o aumento, porém, vários autores observaram a mesma situação em experimentos com remoção de amônia do lixiviado por *air stripping* (YOKOYAMA et al, 2009; SOUTO, 2009, FERRAZ, 2010). Entretanto esse comportamento não foi verificado no presente estudo, observou-se apenas aumento gradativo nas magnitudes do pH. Este aumento pode ser explicado devido ao processo de dessorção, visto que, durante o arraste do  $\text{NH}_3$  ocorre também o arraste de determinadas espécies químicas presentes na composição do LAS, fazendo com que haja acréscimo nos valores de pH (DUTRA, 2014).

Segundo Ferraz (2010) a remoção de amônia pode ser acompanhada pelo decréscimo da alcalinidade total, alcalinidade a bicarbonato e alcalinidade a carbonato. Portanto o equilíbrio químico do sistema carbonato poderia estar associado ao aumento do pH. De acordo com Magalhães (2014) o comportamento do pH, neste caso, também pode ser explicado pela remoção do  $\text{CO}_2$ , juntamente com a amônia. A retirada de  $\text{CO}_2$  por *air stripping* implicaria no consumo de íons  $\text{H}^+$  e, portanto, ocasionaria o aumento do pH mesmo com a remoção de amônia.

Ferraz (2010) analisando a recuperação de amônia liberada durante o processo de *air stripping* aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário, observou que à medida que a amônia era removida do lixiviado o pH do efluente aumentava.

Comportamento semelhante foi observado por Paredes (2012), avaliando o processo de dessorção de amônia de lixiviado em reatores de fluxo pistonado, apresentando valores de pH inicial e final de 8,0 e 9,8, sem utilização de substâncias químicas para correção do pH inicial.

Dutra & Leite (2014) avaliando a influência da granulometria e do pH no processo de dessorção de amônia em torres de recheio, encontraram comportamento semelhante ao presente trabalho, verificando uma elevação nos valores do pH em todos os ensaios.

Leite et al. (2018) avaliando a remoção de nitrogênio amoniacal em reatores de fluxo pistonado, observou comportamento semelhante em todas as fases de seu estudo, que apresentavam pH inicial nas três fases de 8,0, 7,9 e 7,8, respectivamente e pH final de 9,3, 9,7 e 9,8, respectivamente.

A redução da concentração de nitrogênio amoniacal em efluentes é com certeza um desafio e apresenta grande importância no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Analisando-se o comportamento da variação temporal do nitrogênio amoniacal apresentado na (Figura 09) observa-se redução significativa na concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  do LAS, onde o valor inicial e final foi de 2115,4 e 243,6  $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, alcançando eficiência de 88% em 12 semanas. A temperatura foi monitorada durante o monitoramento, apresentando variações de 25°C à 30°C, nenhuma mudança significativa foi notada no comportamento da temperatura ao longo das semanas, visto que, o presente estudo foi realizado no período de incidência de sol na região. O resultado obtido está em desacordo com os padrões de lançamento em corpos aquáticos, estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011, necessitando de um pós-tratamento.

Em trabalho realizado por Campos (2009) operando em reator de fluxo de pistonado no tratamento de LAS, foram alcançadas eficiências de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  acima de 95% em todas as fases do seu teste, com TDH na fase inicial e final de 18,4 e 8,0 dias, respectivamente, obtendo um efluente que se enquadrava nos padrões de lançamento em corpos aquáticos.

Ferraz (2010) alcançou eficiência de 99%, com TDH de 5 dias, operando torres de arraste no tratamento de lixiviado de aterro sanitário sem adição de espécies químicas para correção do pH, obtendo efluente com 6  $\text{mg NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ , valor abaixo do preconizado pela Resolução 397/08 do CONAMA, para lançamento em corpos hídricos.

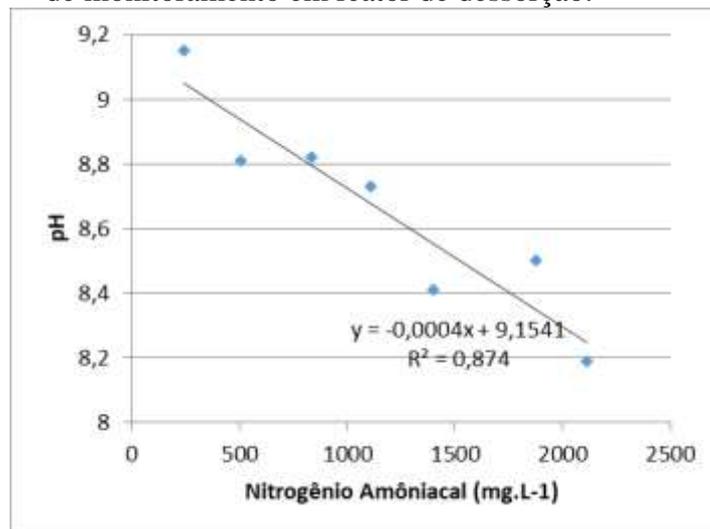
Dutra (2014) obteve eficiências superiores a 92%, em todos os seus testes com tempo de operação de até 5 horas, utilizando torres de recheio para remoção de amônia de lixiviado de aterro sanitário.

Leite et al. (2018) alcançaram eficiência acima de 99% no processo de remoção de nitrogênio em reatores de fluxo pistonado durante o tratamento de LAS, mostrando ser uma

alternativa promissora no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, especialmente em regiões com disponibilidade de área e temperatura ambiente acima de 25°C.

Na Figura 10 apresenta-se a correlação estabelecida entre pH e o nitrogênio amoniacal no reator de dessorção. Observa-se que a correlação foi inversamente proporcional, e que na proporção que a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  era reduzida o pH aumentava.

**Figura 10** - Correlação entre pH e Nitrogênio Amoniacal no LAS, durante o período de monitoramento em reator de dessorção.

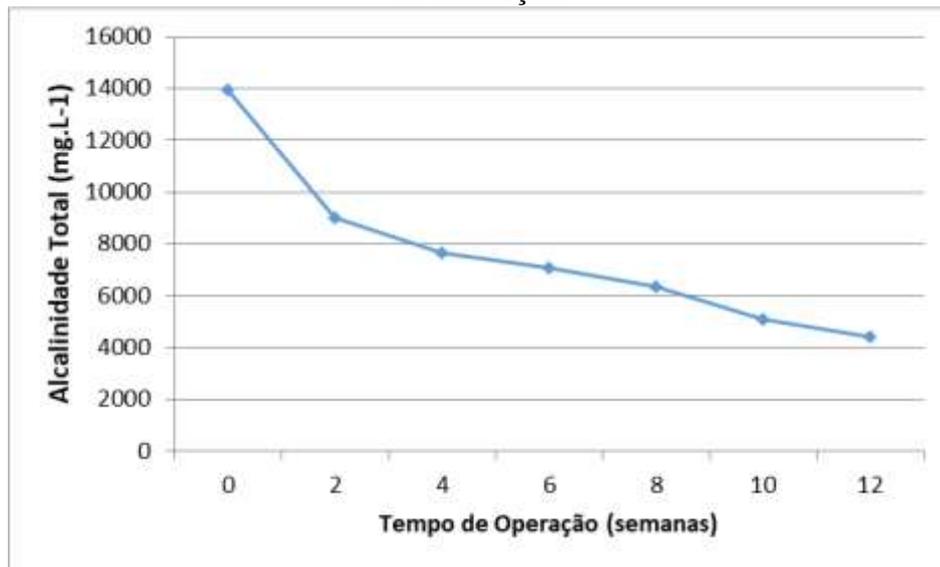


Fonte: Autor, 2022.

### 5.2.2 Alcalinidade Total

As concentrações da alcalinidade total estão associadas à presença de carbonatos e bicarbonatos no lixiviado de aterro sanitário, compostos químicos que influenciam no pH do meio, e por consequentemente no processo de dessorção de amônia (DUTRA, 2014). A Figura 11 apresenta o comportamento da concentração de alcalinidade total do LAS durante o período de monitoramento em reator de dessorção.

**Figura 11** - Comportamento da Alcalinidade Total do lixiviado de aterro sanitário em reator de dessorção.



Fonte: Autor, 2022.

Analisando a Figura 11 observa-se um decaimento na concentração de alcalinidade total durante o um período de 12 semanas. A concentração inicial era  $13935 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  e foi reduzida para  $4391 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , obtendo remoção de 68%. Esta redução deve-se ao processo de dessorção de amônia, uma vez que os íons amônio se convertem em gás amônia, passando a consumir a alcalinidade presente no lixiviado.

Em trabalhos realizados por Campos et al. (2006) sugerem que a redução de alcalinidade ocorre devido a transformação de bicarbonatos em carbonatos, e estes em  $\text{CO}_2$ , que é eliminado através de arraste, pois, a velocidade de do  $\text{CO}_2$  é maior do que a velocidade de *stripping* de amônia. O resultado desta dinâmica físico-química reflete-se no decréscimo combinado do teor de nitrogênio amoniacal e alcalinidade, à medida que o processo de *stripping* é consumado.

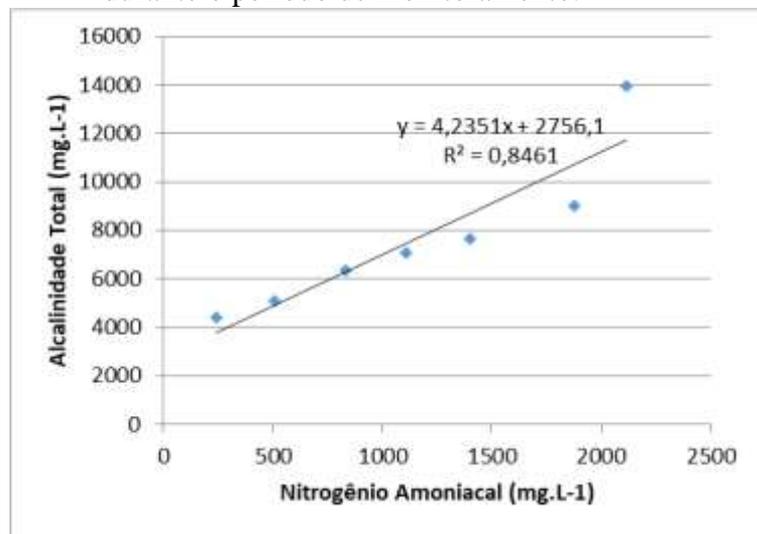
Lima (2010), ao utilizar um sistema de lagoas de estabilização rasas, constituída por uma lagoa facultativa e três de maturação, para tratar substrato de águas residuárias com 1% de lixiviado de aterro sanitário, que passou por processo de dessorção de  $\text{N-NH}_4^+$ , obteve redução de 45% de alcalinidade.

Ferraz (2010) analisando a recuperação de amônia liberada durante o processo de *air stripping* aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário em torres de arraste, alcançou remoção de 80% da alcalinidade total em seu sistema.

Na Figura 12 apresenta-se a correlação estabelecida entre alcalinidade total e o nitrogênio amoniacal no reator de dessorção. Observa-se que a correlação foi diretamente proporcional, evidenciando a relação entre essas variáveis. Esta correlação entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal, pode ser explicada pelo mesmo mecanismo que poderia resultar

na elevação do pH. Essas observações também foram feitas por Magalhães (2014), alcançado coeficiente de correlação entre alcalinidade total e nitrogênio amoniacal de (R) 0,92, indicando a tendência à linearidade.

**Figura 12** - Correlação entre alcalinidade total e o nitrogênio amoniacal no LAS, durante o período de monitoramento.

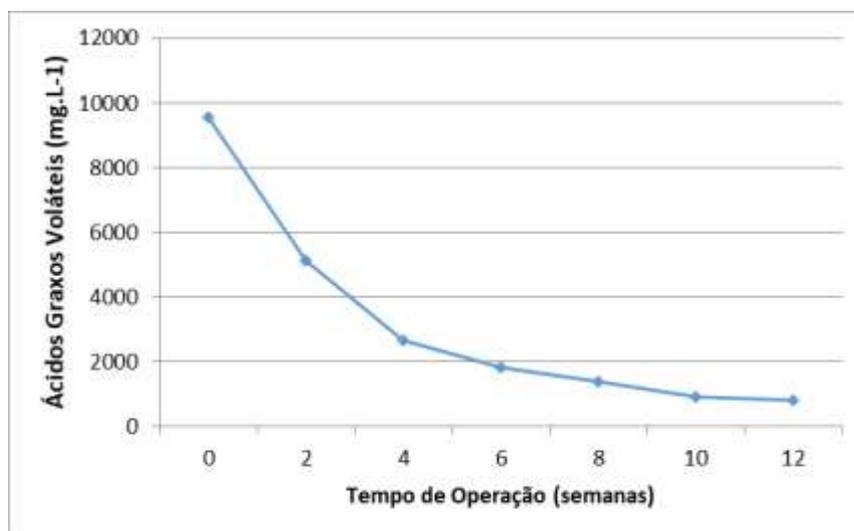


Fonte: Autor, 2022.

### 5.2.3 Ácidos Graxos Voláteis

A Figura 13 representa o comportamento dos ácidos graxos voláteis (AGV) do lixiviado de aterro sanitário durante 12 semanas de processamento no reator de dessorção.

**Figura 13.** Comportamento dos ácidos graxos voláteis do lixiviado de aterro sanitário, durante o período de monitoramento em reator de dessorção.



Fonte: Autor, 2022.

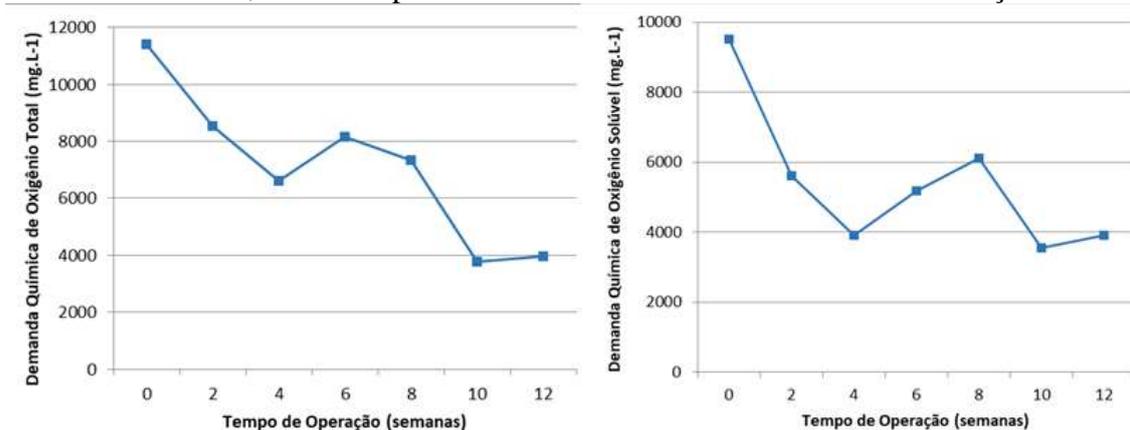
Conforme apresentado na Figura 13, observa-se o decaimento na concentração dos ácidos graxos voláteis, com concentração inicial de 9559,73 mgH<sub>Ac</sub>.L<sup>-1</sup> e final de 820,47 mgH<sub>Ac</sub>.L<sup>-1</sup>, comportamento semelhante ao do nitrogênio amoniacal. Essa redução pode ser ocasionada pela volatilização de alguns ácidos orgânicos que sofreram processo de dessorção juntamente com o nitrogênio amoniacal (PAREDES, 2012).

Campos (2009), avaliando a carga superficial aplicada durante o processo de *stripping* de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reator de fluxo pistonado, observou um decaimento na concentração de AGV em seus ensaios. Comportamento semelhante foi observado em outros experimentos (PAREDES, 2012; DUTRA, 2014).

#### 5.2.4 Demanda Química de Oxigênio

A concentração de DQO quantifica a matéria orgânica disponível no lixiviado de aterro sanitário que são passíveis de oxidação química (DUTRA, 2014). Na Figura 14, são apresentados os dados das concentrações da demanda química de oxigênio total e solúvel para o LAS tratado em reator de dessorção.

**Figura 14** - (a) Comportamento da DQO total e (b) DQO solúvel do lixiviado de aterro sanitário, durante o período de monitoramento em reator de dessorção.



(a)

(b)

Fonte: Autor, 2022.

Analisando a Figura 14 (a) observa-se que ocorreu uma redução significativa na concentração de DQO total, apresentando concentrações iniciais e finais de 11411,7 e 3968,88 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, com uma eficiência de 67% para um TDH de 12 semanas. Embora tenha ocorrido uma redução na concentração de DQO total, está ainda se encontra elevada, sendo necessário um pós-tratamento deste lixiviado.

A remoção de DQO neste tipo de experimento é, provavelmente, devido à precipitação da fração orgânica do lixiviado, juntamente com o carbonato de cálcio (CASTRILLÓN et al, 2010). Segundo Silva (2002) esta redução também pode ocorrer devido a volatilização de compostos orgânicos juntamente com o nitrogênio amoniacal.

Paredes (2012) alcançou eficiência de remoção de DQO total de 69,20%, na primeira fase do seu estudo, em um reator de fluxo pistonado tratando lixiviado de aterro sanitário sem adição de espécies químicas.

Dutra (2014) em seu estudo avaliando a remoção de nitrogênio amoniacal em torres de recheio, apresentou eficiências de remoção de DQO total variando de 33% à 41%.

Leite (2018) ao avaliar a remoção de nitrogênio amoniacal em reatores de fluxo pistonado, alcançou eficiências variando de 29,23% à 69,20% em seus testes.

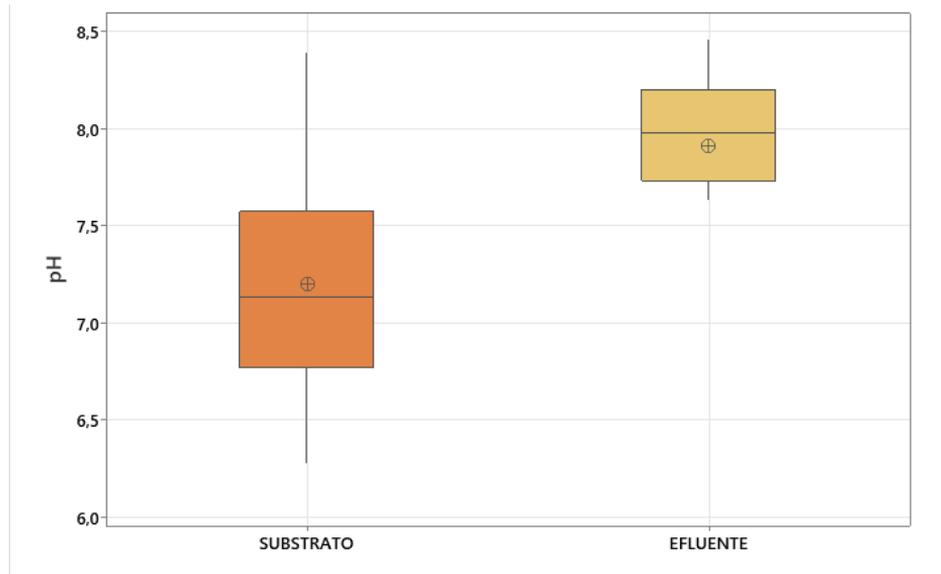
Ao analisarmos a Figura 14 (b) notasse que ocorreu uma redução na concentração de DQO solúvel presente no LAS, no qual apresentou concentração inicial de 9519,9 mg.L<sup>-1</sup> e final de 3916,14 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> com eficiência de remoção de 58,86% para um TDH de 12 semanas.

## 5.3 Tratamento Biológico

### 5.3.1 Potencial Hidrogeniônico

Os processos de tratamento biológico são afetados, direta ou indiretamente pelo pH, devido sua interferência na atividade microbológica e enzimática, e da toxicidade de determinados compostos, particularmente o H<sub>2</sub>S e o NH<sub>3</sub>. Uma gama de pH entre as faixas 6,5 e 7, 5 apresentam condições ótimas para o crescimento bacteriano (METCALF & EDDY, 2003). O comportamento do pH no substrato utilizado na alimentação do reator UASB e efluente UASB, ao longo do período de monitoramento encontra-se apresentado na Figura 15.

**Figura 15** - Variação do pH do substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.



Fonte: Autor, 2022.

Analisando a variação dos dados apresentados na Figura 15, verifica-se que o pH do substrato variou entre 6,3 e 8,4, com valor médio de 7,3, apesar das variações do pH, as condições verificadas no sistema enquadram-se na gama ótima para promover a metanogênese, entre 6,6 e 7,4, segundo Chernicharo (2007).

Com base na Figura 15, observa-se que o pH do efluente do reator UASB, apresentou uma variabilidade menor, variando de 7,6 a 8,5, com valor médio de 7,9, evidenciando um aumento em relação ao pH do substrato. Esse acréscimo ocorre devido o processo de amonificação, no qual há liberação de  $\text{OH}^-$  no meio. O aumento do pH pode ser justificado também, pela atividade das arqueas metanogênicas, que produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato.

De acordo com Van Handdel e Lettinga (1994) os valores de pH afetam a solubilidade e as reações de outras substâncias importantes, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas. Este se estabelece no reator após o equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presente em sistema de tratamento. Os sistemas de ácidos fracos, em especial os sistema carbônico, são os mais importantes para estabelecer o pH.

A literatura mostra que a utilização de alcalinizantes químicos e/ou técnicas de recirculação do efluente são adotadas para o aumento do pH e da capacidade de tamponamento do processo (BARROS; DUDA; OLIVEIRA, 2016; JANKE et al., 2016a; VAN HAANDEL et al., 2014). O emprego dessas técnicas poderia trazer maior estabilidade ao sistema, apesar de ter ocorrido a correção natural do pH do substrato com a mistura (VCA+LAS).

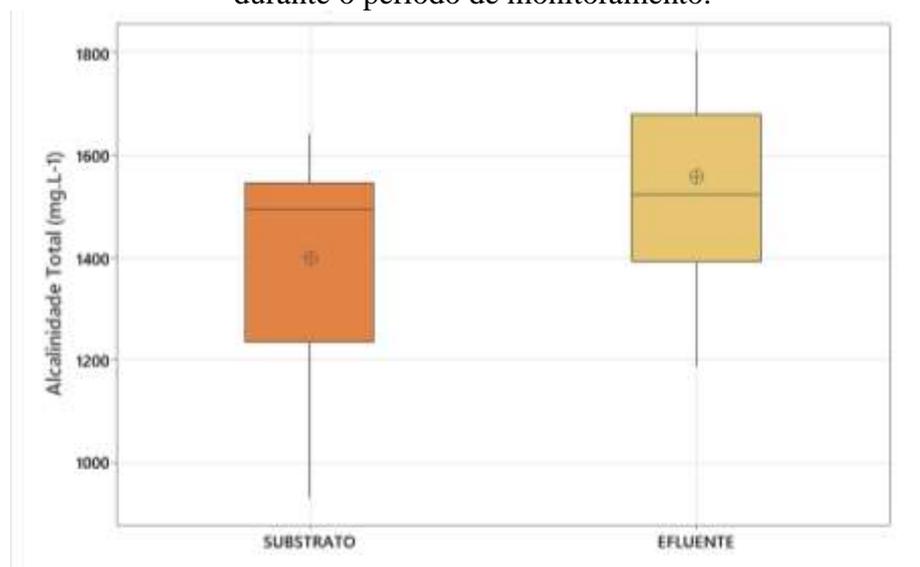
Resultados similares aos obtidos nesta pesquisa foram também verificados em estudos realizados por Oliveira et al (2015) ao analisarem o tratamento conjugado de lixiviado e esgoto doméstico em um reator UASB de 42 L.

Dantas (2021) ao analisar o tratamento conjugado de lixiviado e esgoto doméstico em um reator UASB seguido de FBP e reator anóxico, observou comportamento semelhante em relação ao pH no reator UABS.

### 5.3.2 Alcalinidade Total

A alcalinidade total é uma variável relevante no monitoramento do tratamento biológico apresentando o controle de estabilidade nos processos, evitando variações bruscas do pH. Esse parâmetro pode ser definido como a capacidade das águas em neutralizar compostos ácidos devido à presença de íons bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e hidróxidos em solução (OLIVEIRA et al., 2015; MIORIM, 2017; METCALF & EDDY, 2003).

**Figura 16** - Concentrações da Alcalinidade Total do substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.



Fonte: Autor, 2022.

Analisando as concentrações da Alcalinidade Total no substrato, Figura 16, pode-se verificar que houve variação de 931,25 a 1641,25  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , apresentando concentração média correspondente a 1488,12  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Observa-se maior variabilidade nos dados do substrato, com assimetria negativa, trazendo certa imprevisibilidade em relação aos dados, essa variação pode estar associada as características químicas dos efluentes que sofrem mudanças no período de acondicionamento. A digestão anaeróbia de substratos complexos resulta na

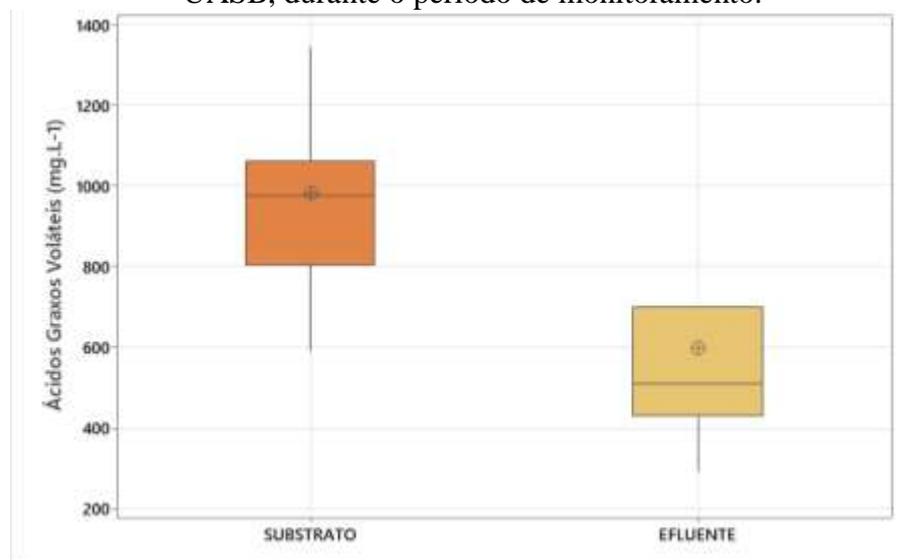
produção de ácidos intermediários, sendo importante que a alcalinidade seja suficiente para manter o pH estável e evitar interferências nos processos metabólicos dos microrganismos (LETTINGA, 1999).

De acordo com os dados apresentados na Figura 16, observa-se que no efluente do reator UASB houve o aumento da concentração média de alcalinidade total, evidenciando a capacidade de tamponamento do reator UASB. O processo anaeróbio proporcionou o aumento de  $36,25 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , atingindo uma concentração média de  $1524,37 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  no efluente do reator UASB. Esse acréscimo no valor da alcalinidade se deve principalmente ao consumo de ácidos graxos voláteis (AGV) e às reações de amonificação, nos quais a quebra de compostos orgânicos nitrogenados provoca a liberação de amônia e hidroxila ( $\text{OH}^-$ ) (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

### 5.3.3 Ácidos Graxos Voláteis

Os ácidos graxos voláteis são formados a partir da digestão anaeróbia de carboidratos, proteínas e lipídeos; e uma alta proporção de ácido acético é desejável, pois este ácido é um dos principais precursores da metanogênese (SENTÜRK; INCE; ENGIN, 2010). A geração e o consumo desses ácidos são indispensáveis no processo de formação de metano. Na Figura 17 são apresentadas as concentrações médias de ácidos graxos voláteis do substrato e efluente do reator UASB.

**Figura 17** - Concentrações dos ácidos graxos voláteis do substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.



Fonte: Autor, 2022.

Analisando os dados da Figura 17, observa-se que a concentração média de AGV no substrato foi de 981,04 mgH<sub>Ac</sub>.L<sup>-1</sup>, variando de 588,41 a 1343,53 mgH<sub>Ac</sub>.L<sup>-1</sup>. Os dados de AGV do substrato não sofreram variações bruscas, apresentando maior assimetria de dados no terceiro quartil e valores de média e mediana próximos. No efluente do reator UASB, verifica-se um decréscimo na concentração de AGV, com valor médio de 597,26 mgH<sub>Ac</sub>.L<sup>-1</sup>, este decaimento ocorre devido à assimilação dos ácidos graxos voláteis, durante o processo anaeróbio, realizado pelas metanogênicas (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994). Nota-se ainda, que as concentrações de AGV no efluente apresentam assimetria positiva no primeiro quartil, com média maior que a mediana.

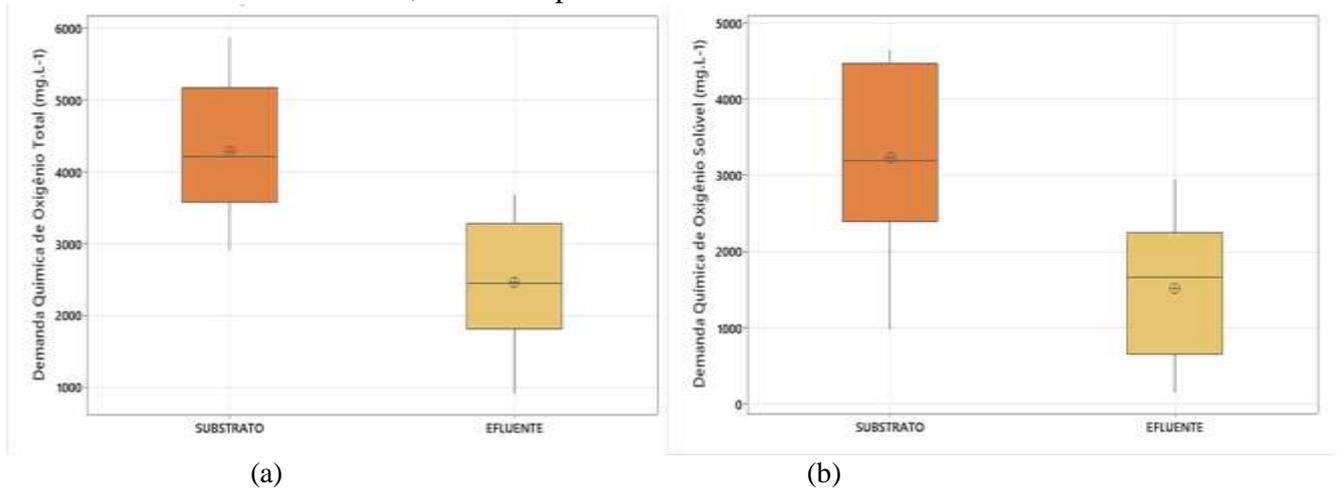
A relação AGV/AT pode ser utilizada como uma medida da estabilidade do processo anaeróbio (RAPOSO et al., 2009). Segundo Luque et al. (2013), quando essa relação é maior que 0,3 sugere a presença de distúrbios no processo de digestão. No efluente do reator UASB observa-se que a relação AGV/AT foi de 0,3, indicando a presença de distúrbios durante o processo, a alcalinidade estava trabalhando no limite para neutralizar os ácidos formados, e tamponar o meio evitando a acidificação do reator, o que comprometeria seu desempenho.

Dantas (2021) ao analisar o tratamento conjugado de lixiviado e esgoto doméstico em um reator UASB seguido de FBP e reator anóxico, obteve relação de AGV/AT nas duas fases do seu estudo de 0,09 e 0,13, respectivamente, durante a operação do reator UASB, evidenciando que havia alcalinidade suficiente no sistema para neutralizar os ácidos formados, durante o processo anaeróbio.

#### ***5.3.4 Demanda Química de Oxigênio***

Na Figura 18, são apresentados os dados das concentrações médias de demanda química de oxigênio total e solúvel para o substrato e efluente gerado no reator UASB ao longo do período de monitoramento.

**Figura 18** - Concentrações da (a) DQO total e (b) solúvel do substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.



**Fonte:** Autor, 2022.

Considerando os dados na Figura 18 (a), observa-se que as concentrações de DQO total no substrato variaram numa faixa de 2923 a 5860 mg.L<sup>-1</sup> no decorrer do tempo de operação, obtendo concentração média de 4273 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. Na Figura 18 (a) e (b) nota-se uma elevada variabilidade nos dados, com valores de média e mediana próximos, esta variabilidade pode estar relacionada às características dos efluentes estudados e as variações que ocorrem durante o processo biológico, que se tornam imprevisíveis por se tratar de um tratamento dependente da ação de microrganismos.

No efluente do reator UASB, a concentração média de DQO total foi de 2452 mg.L<sup>-1</sup>, atingindo eficiência de remoção de até 68% com proporção volumétrica de LAS e VCA de 20% e 80%, respectivamente. Observa-se que em alguns pontos a eficiência do sistema foi relativamente baixa, esses valores podem estar associados a problemas no monitoramento, relacionados à obstrução das tubulações de alimentação do sistema, comprometendo a estabilidade do mesmo.

Ferraz et al., (2014) avaliou o tratamento conjugado de LAS pré-tratado por *air stripping* em proporções de (2% e 5%) e esgoto doméstico, obtendo melhor resultado na proporção de 2% de LAS com eficiência de remoção de DQO total de 80%.

Miorim (2017) alcançou valores próximos aos obtidos neste presente trabalho, apresentando uma remoção de DQO total de 63% ao avaliar o tratamento conjugado de LAS (3%) com esgoto doméstico em reator UASB.

Baettker et al. (2017), operando um reator UASB tratando LAS e ED com proporções volumétricas de 5% e 95%, respectivamente, alcançaram eficiência de remoção de DQO de

51%. Monteiro et al. (2019), alcançaram remoção de 48% de DQO tratando lixiviado e esgoto doméstico em reator UASB, com proporção volumétrica de LAS de 5%.

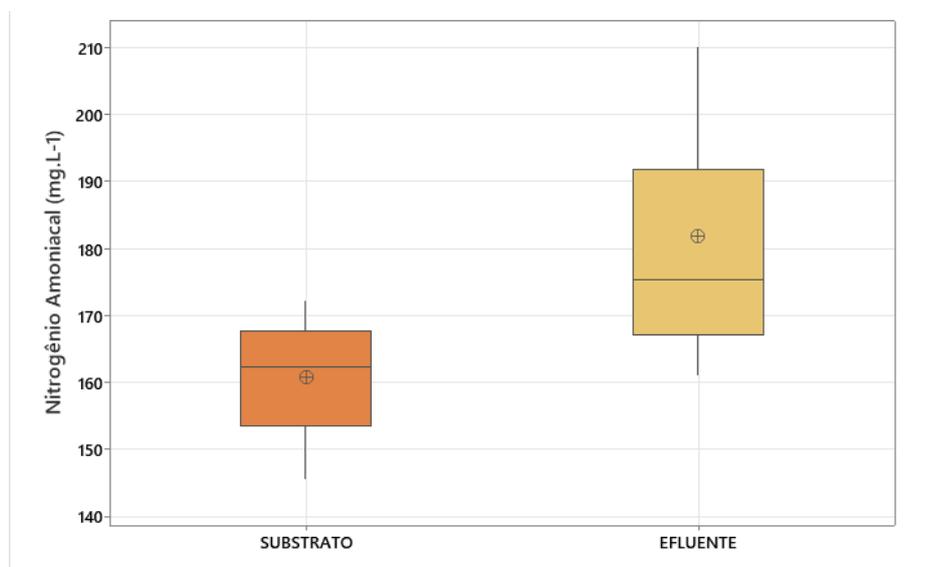
Entretanto, a literatura mostra eficiências acima dos obtidos no presente trabalho, ao se tratar VCA em reator UASB com TDH mais elevados. Van-handel et al (2014) alcançou valores de eficiência em termos de remoção de DQO de 75%, operando um reator UASB de 23 L com TDH de 0,5 d no tratamento de vinhaça de cana-de-açúcar. Barros et al. (2016) em seu estudo avaliou o tratamento de VCA em um reator UASB de 21,5 L e TDH de 1,8 e 2,8 d, e apresentou eficiência de 82% para remoção de DQO.

Analisando os dados da Figura 18 (b), observa-se que o substrato e o efluente do reator UASB apresentaram concentração média de DQO solúvel de  $3232 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $1509 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. O reator UASB apresentou bons resultados, alcançando a remoção média de 47,6 % da DQO afluente.

### 5.3.5 Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 19, são apresentados os dados das concentrações médias de Nitrogênio amoniacal do substrato e efluente do reator UASB.

**Figura 19** - Concentrações de nitrogênio amoniacal, do substrato e efluente do reator UASB, durante o período de monitoramento.



Fonte: Autor, 2022.

Analisando os dados da Figura 19 observa-se que a concentração média de nitrogênio amoniacal no substrato foi de  $160,7 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$ . Verifica-se que não ocorreu uma

variabilidade significativa nas concentrações de nitrogênio amoniacal do substrato, com assimetria de dados negativa. No efluente do reator UASB observa-se um aumento na concentração média de nitrogênio amoniacal, que pode ser atribuído à ocorrência do processo de amonificação, de acordo com Metcalf e Eddy (2003) esse comportamento está associado à produção de íons hidroxila ( $\text{OH}^-$ ) liberados durante a conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal. O efluente apresentou concentração média corresponde a  $181,91 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ . Com base nos dados observados na Figura 19, constata-se que ocorreu grande variabilidade nas concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente, mostrando que em determinados momentos ocorreu interferências durante o processo de amonificação.

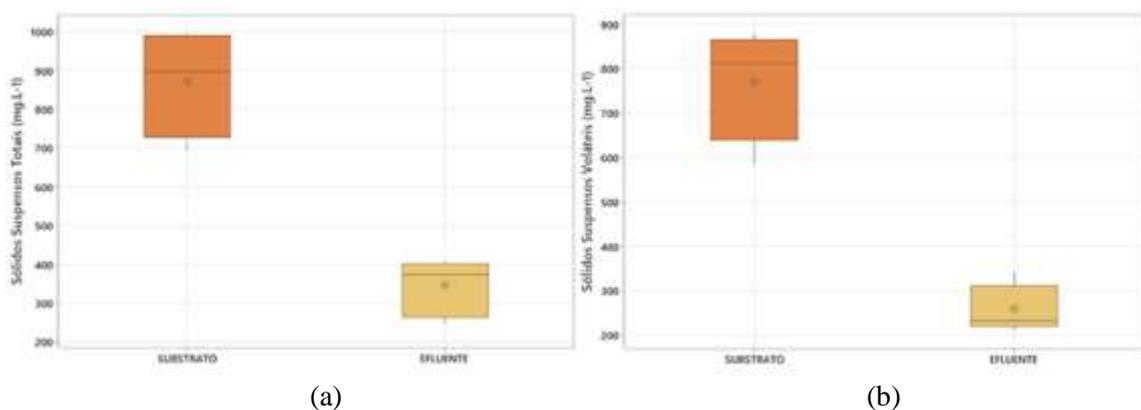
Comportamento semelhante foi observado por Oliveira et al. (2015) tratando LAS e esgoto doméstico com concentração média inicial e final de  $60 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  e  $67,3 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente. Araújo (2019), também constatou aumento na concentração de nitrogênio amoniacal em seu estudo, tratando LAS e esgoto doméstico em um reator UABS com capacidade de 42 L, apresentando concentração média inicial de  $153,8 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$  e final de  $165,6 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$ .

Dantas (2021) avaliando o tratamento conjugado de lixo de aterro sanitário e esgoto doméstico encontrou comportamento semelhante a este trabalho, nas duas fases do seu estudo, alcançando aumento na concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  7,8% e 11,6% nas duas fases, respectivamente.

### 5.3.6 Sólidos Suspensos Totais e Voláteis

Na Figura 20 pode-se observar o desempenho do sistema experimental em relação à remoção de sólidos suspensos totais e voláteis durante o período de monitoramento.

**Figura 20.** Concentrações de sólidos suspensos totais (a) e voláteis (b) no substrato e do efluente reator UASB, durante o período de monitoramento.



Fonte: Autor, 2022.

Em relação à remoção de sólidos, medidas em termos de SST, foram observadas variações das concentrações no substrato ao longo do período de monitoramento, com assimetria negativa. Como pode ser verificado na Figura 21 (a), o valor médio de sólidos suspensos totais obtidos no substrato e efluente são 871 e 345 mgSST.L<sup>-1</sup>, respectivamente. No efluente do reator UASB observa-se uma redução significativa de sólidos em suspensão presentes no substrato, apresentando uma eficiência média de remoção de 50,68%. Nota-se ainda que os dados de SST do efluente não sofrerem grandes variações, apresentando assimetria de dados negativa, com mediana próxima ao terceiro quartil.

Na Figura 21 (b), observa-se as concentrações de sólidos suspensos voláteis no substrato e efluente do reator UABS, apresentando concentração média de SSV no substrato de 771 mgSSV.L<sup>-1</sup> e efluente de 258 mgSSV.L<sup>-1</sup>, com eficiência média de remoção de 30,56%. Verifica-se que os valores de SSV no substrato sofreram variações significativas, apresentando assimetria negativa, os dados de SSV do efluente não apresentaram variações significativas durante o período de monitoramento.

Os resultados obtidos durante o período de monitoramento para remoção de SST e SSV foram inferiores aos encontrados na literatura. Ramos (2009), Ferraz et al. (2014) e Araújo (2019), alcançaram eficiências superiores a 80%, todos tratando LAS e esgoto doméstico em reator UASB.

## 6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados apresentados durante o monitoramento, pode-se concluir que:

- Como previsto pela literatura a vinhaça de cana-de-açúcar é um resíduo que apresenta elevada concentração de matéria orgânica biodegradável, baixa concentração de nitrogênio amoniacal e pH ácido. O lixiviado de aterro sanitário apresenta elevada concentração de nitrogênio amoniacal e elevada concentração de matéria orgânica biodegradável e refratária.
- A dessorção de amônia do lixiviado de aterro sanitário *in natura* em reator de dessorção, com pH inicial de 8,19 e TDH de 12 semanas alcançou eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 88%, sem necessidade de adição de substâncias químicas, tornando possível seu pós-tratamento por via biológica.
- O tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e vinhaça de cana-de-açúcar em reator UASB apresentou interferências na estabilidade operacional do reator. O reator possibilitou uma eficiência média de remoção de 68% e 47,6% de material carbonáceo em termos de DQO total e solúvel, respectivamente.
- O TDH utilizado além de outras características como a alcalinidade e a elevada concentração de AGV na vinhaça, interferiram no desempenho do reator UASB, por se tratar de efluentes complexos, outros mecanismos, como, maior TDH, recirculação do efluente do reator UASB e adição de alcalinizantes, poderiam ser empregados para maior estabilidade dos sistema e eficiência.

## REFERÊNCIAS

- 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**, v. 2014, 10 p., 2014.
- ABREU, E. F. **Estudo da diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário**. 2007. 93 f. Dissertação (Mestrado 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. No 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.
- AKINDELE, AA, SARTAJ, M., 2017. Os efeitos da toxicidade da amônia na digestão anaeróbica da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. Gerenciamento de resíduos.
- ALBANEZ, R. Codigestão de vinhaça e melão em biorretor anaerobio operado em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada visando a produção de hidrogênio. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 314 f. 2015.
- ALVES, I. **Caracterização de grânulos de reator UASB empregado no processamento de vinhaça**. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 85 f. 2015.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington, D.C.: APHA; AWWA; WPCF, 2012.
- AMORIM, A. K. B.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; MOREIRA, F. A.; MORAVIA, W. G.; MORETTO, M. R. D.; SILVA, F. M. S.; LINS, E. A. M. **Tratamento Físico-químico de Lixiviados: Estudos em Escala de Bancada com Precipitação Química, Coagulação/Floculação, Adsorção com Carvão Ativado e Reagente de Fenton**. In: Estudo de caracterização e tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário para condições brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- ANDRADE DO CANTO, C. S; RODRIGUES, J. A; RATUSZNEI, S. M; ZAIAT, M.; FORESTI E. Feasibility of nitrification/denitrification in a sequencing batch biofilm reactor with liquid circulation applied to post-treatment. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 3, p. 644-654, 2008.
- APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation, 2012.

ARAÚJO, E. C. O.; TRATAMENTO BIOLÓGICO CONJUGADO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E NITROGENADO. 2019.55 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de projetos de aterros sanitários. NBR – 8.419. São Paulo: ABNT, 1992.

ATMACA, E. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 1, p. 109-114, 2009.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; FREITAS, D. C.; AISSE, M. M. Conservação de recursos hídricos por meio do tratamento anaeróbio combinado de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos. In: Simpósio brasileiro de recursos hídricos, 20, 2017. Anais... 2017. 8 p

BARBOSA, Moara Yuri Utino. **Reator anaeróbio alimentado com vinhaça de cana-de-açúcar: avaliação dos efeitos causados pela interrupção na alimentação e estratégias para mitigação**. 2017. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BARROS, V. G. DE; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. DE. Biomethane production from vinasse in UASB reactors inoculated with granular sludge. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 3, p. 1–12, 2016.

BARROS, V. G. Produção de metano de vinhaça com suplementação de torta de filtro em reatores UASB em série, mesofílicos e termofílicos: desempenho do processo e diversidade microbiana. Jaboticabal, 2017.

BASHIR, M. J. K.; AZIZ, H. A.; AZIZ, S. Q.; AMR, S. S. A. Na overview of electro-oxidation processes performance in stabilized landfill leachate treatment. **Desalination and water treatment**, v. 51, p. 2170-2184, 2013.

BAUN, A.; REITZEL, L. A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 65, n. 3, p. 269-291. 2003.

BECK, M. H.; KORL, E. P.; SANTOS, V. R.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V.. Monitoramento das Águas Subterrâneas e Lixiviado do Local de Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Passo Fundo/RS. **Rega**, v.7, n.1, p.29-44, 2010.

BETTANI, Silvia Raquel; DE OLIVEIRA RAGAZZO, Gabriel; LEAL SANTOS, Nathalia; et al. Sugarcane vinasse and microalgal biomass in the production of pectin particles as an alternative soil fertilizer. **Carbohydrate Polymers**, v. 203, p. 322– 330, 2019.

BOAVENTURA, R., 2000. Apontamentos sobre Tratamento Biológico de Efluentes Líquidos - Processos Anaeróbios.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. 2010. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Santa Maria, 2010.

BONINI, Monica de Albuquerque. Cultivo heterotrófico de *Aphanothece microscopica* Nägeli e *Chlorella vulgaris* em diferentes fontes de carbono e em vinhaça. 2012. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) - Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018. Brasília: SNS/MDR, 2019. 247 p. : il.

BRASIL. Resolução nº 430/ 2011 do CONAMA. 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. Brasília –DF: CONAMA, 13 de maio de 2011.

CABELLO, P. E.; SCOGNAMIGLIO, F. P.; TERÁN, F. J. C. Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio de leito fluidizado. *Engenharia Ambiental*, v. 6, n.1, p.321-338, 2009.

CAMPOS, Danuza Costa. STRIPPING DE AMÔNIA DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM REATORES DE FLUXO PISTONADO. 2009. 64 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.

CAMPOS, Juacyara Carbonelli; YOKOYAMA, Lídia; MOURA, Denise Adelina Guimarães; BARCELLOS, Julie Frota; CARDILLO, Luigi. (2006) Remoção de Amônia por arraste de ar em chorume visando o aumento de sua biotratabilidade: resultados preliminares. In: Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG. 8p.

CAMPOS, J.C.; MOURA, D.; COSTA, A.P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F.V.F.; CAMMAROTA, M.C. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **J. Environ. Sci. Health., Part A**, v. 48, p. 1105–1113, 2013.

CARVALHO, K. Q. Resposta dinâmica de reator UASB em escala piloto submetido a cargas orgânicas e hidráulicas cíclicas: modelos matemáticos e resultados experimentais. 2006. 222p. Tese (Doutorado em Engenharia civil). Escola de engenharia de São Carlos – São Paulo.

CASTRILLÓN, L.; NAVA, F.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MARAÑÓN, E. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, n. 2, p. 228-235, 2010.

CETESB. Norma Técnica: Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, p. 1–12, 2015. Disponível em:< [https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/NTC-P4.231\\_Vinha%C3%A7a\\_-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/NTC-P4.231_Vinha%C3%A7a_-Crit%C3%A9rios-e-procedimentos-para-aplica%C3%A7%C3%A3o-no-solo-agr%C3%ADcola-3%C2%AA-Ed-2%C2%AA-VERS%C3%83O.pdf)>. Acesso em 10 de maio de 2021.

CHEN, H. X.; TIAN, G. M. Preliminary Evaluation of a Newly Isolated Microalga *Scenedesmus* sp. CHX1 for Treating Landfill Leachate. *Intell Syst Des Eng Appl* 2013.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios: Princípio do tratamento biológico de águas residuárias. v. 5, 2ª edição, Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. 380 p.

CHRISTOFOLETTI, C. A. et al. Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. **Waste management** (New York, N.Y.), v. 33, n. 12, p. 2752–61, Dec. 2013.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review. **Water Research**, v. 46, n. 11, p. 3434–3470, 2012.

CORAZZA, R. I. Reflexões sobre o papel das políticas ambientais e de ciência e tecnologia na modelagem de opções produtivas ‘mais limpas’ numa perspectiva evolucionista: um estudo sobre o problema da disposição da vinhaça. 1996. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CORAZZA, R. I. Impactos Ambientais da Vinhaça: Controvérsias Científicas e Lock-in na Fertirrigação? In: CONGRESSO DA SOBER “Questões Agrárias, Educação no Campo e Desenvolvimento”, 44, 23 a 27 de julho de 2006, Fortaleza. Anais... [SL]: Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, 2006.

DANTAS, G. D. **Tratamento biológico conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2021.

DELDUQUE, Thalita Pereira et al. **Remoção da amônia por air stripping em canais corrugados helicoidais**. 2017. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

DIA, O.; BUELNA, G.; DROGUI, P.; DUBÉ, R.. Hybrid process, electrocoagulation/biofiltration for landfill leachate treatment. **Waste Management**, v.75, p.391-399, 2018.

DIAS, A. C. **Lodos Ativados com Adição de Carvão Ativado no Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico**. 71p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Meio Ambiente). Instituto de Tecnologia. Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

DIAS, Marina Oliveira de Souza; MACIEL FILHO, Rubens; MANTELATTO, Paulo Eduardo; et al. Sugarcane processing for ethanol and sugar in Brazil. *Environmental Development*, v. 15, p. 35–51, 2015.

DRENNAN, MF, DISTEFANO, TD, 2014. Co-digestão de altos sólidos de alimentos e paisagens resíduos e o potencial de toxicidade da amônia. *Gerenciamento de resíduos*. 34, 1289-1298 .

DURMUSOGLU, E.; TASPINAR, F.; KARADEMIR, A. Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment. *Journal of hazardous materials*, 176(1-3), 870-877, 2010.

DUTRA, Isabelle da Cunha. Influência da granulometria e do pH no processo de dessorção de amônia em torres de recheio. 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

DUTRA. I. C, Isabelle; LEITE, V. D. Influência da granulometria e do pH no processo de dessorção de amônia em torres de recheio. **CEP**, v. 58434, p. 500.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEIDA, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 269-282, 2002.

EL-GOHARY F.A., KHATER M., KAMEL G.M. Pretreatment of Landfill Leachate by Ammonia Stripping. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 9,n. 6, p.3905-3913, 2013.

EL-GOHARY, F.A., KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. **Ecological Engineering**, v.94, p. 268–274, 2016.

ESPAÑA-GAMBOA, E. I. et al. Methane production by treating vinasses from hydrous ethanol using a modified UASB reactor. *Biotechnology for Biofuels*, v. 5, n. 1, p. 82, 2012.

FARIA, A. A. A.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. Concentração da Vinhaça e Reaproveitamento da Água. In: IV SEMANA DE TECNOLOGIA DO CURSO DE BIOCOMBUSTÍVEIS DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DE JABOTICABAL. 2011, Jaboticabal. Anais [...]. Jaboticabal: FATEC, 2011. 4 p.

FARIA, R. A. P. **Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto – estudo de caso.** 2012. 63 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

FERRAZ, F. M. Recuperação da amônia liberada no processo de “air stripping” aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2010. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

FERRAZ F.M.; POVINELLI, J.; VIEIRA E.M.; Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption. **Environmental Technology**, v. 34, n. 13-16, p. 2317-2326, 2013.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. Cotreatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*, 2014.

FERRAZ, F.M.; BRUNI, A.T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E.M. Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. *Journal of Environmental Management*, 414-419, 2016.

FERREIRA, J.A.; CANTANHEDE, A.L.G.; LEITE, V.D.; BILA, D.M.; CAMPOS, J.C.; YOKOYAMA, L.; FIGUEIREDO, I.C.; MANNARINO, C.F.; SANTOS, A.S.; FRANCO, R.S.O.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário**. In: GOMES, L.P. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para condições brasileiras. Livro 3 do Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

FOUL, A. A.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; HUNG, Y. T. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. *International Journal of Environment and Waste Management*, v. 4, n. 3-4, p. 282-298, 2009.

FREDERICE, Victor Marques et al. **Remoção e recuperação de amônia por air stripping em lixiviado de aterro sanitário**. 2019. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. *Journal of Environmental Management*, v. 145, p. 210–229, 2014.

GIORDANO, G. Tratamento e Controle de efluentes industriais. Apostila de Curso. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente/UERJ, Rio de Janeiro, RJ, 2004. Disponível em < <http://72.29.69.19/~nead/disci/gesamb/doc/mod7/2.pdf> > Acesso em: 29 abr. 2020.

GRADY, C. P. L. J.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. (1999) *Biological Wastewater Treatment*. Marcel Dekker: New York.

GRANATO, E. F. Geração de energia através da biodigestão anaeróbia de vinhaça. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Universidade Estadual Paulista, Bauru.

GODECKE, M. V.; NAIME, R. H.; FIGUEIREDO, J. A. S. O Consumismo E a Geração De Resíduos Sólidos Urbanos No Brasil. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 8, n. 8, p. 1700–1712, 2013.

GOMES, B. C. V. et al. Potencial toxicológico de metais presentes em solos de cemitérios de Santa Maria - RS. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 1, 2016.

GOMES, L. P. et al. **Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem**. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 3, p. 449–462, 2015.

GWOREK, B.; DMUCHOWSKI, W.; KODA, E.; MARECKA, M.; BACZEWSKA, A. H.; BRAGOSZEWSKA, P.; SIECZKA, A.; OSINSKI, P. Impact of the municipal solid waste Łubna Landfill on environmental pollution by heavy metals. *Water*, v. 8, n.10, 2016.

HAMERSKI, F. **Fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) no tratamento de efluentes**. Santa Maria, 2012, 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processo), Universidade de Santa Maria.

HUANG, W. X. D.; HU, C.; ZENG, G.; CHENG, M.; XU, P.; GONG, X.; WANG, R.; XUE, W. Combination of Fenton processes and biotreatment for wastewater treatment and soil remediation. *Science of the Total Environment*, 574, p. 1599-1610, 2017.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos em São Paulo : desafios da sustentabilidade. *Forum, Urban World*, v. 25, n. 71, p. 135–158, 2011.

JANKE, L. et al. Enhancing biogas production from vinasse in sugarcane biorefineries: Effects of urea and trace elements supplementation on process performance and stability. *Bioresource Technology*, v. 217, p. 10–20, 2016a.

JANG, H. M.; HA, J. H.; PARK, J. M, KIM, M.; SOMMER, S. G. 2015. Comprehensive microbial analysis of combined mesophilic anaerobic – thermophilic aerobic process treating high-strength food wastewater. *Water Res.* 73, 291-303.

KANGLE, K. M.; KORE, S. V.; 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.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4), pp. 297-336. 2002.

KLEIN, Bruno Colling; BONOMI, Antonio; MACIEL FILHO, Rubens. Integration of microalgae production with industrial biofuel facilities: A critical review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 82, n. June 2017, p. 1376–1392, 2018.

KLEIN, K.; KIVI, A.; DULOVA, N.; ZEKKER, I.; MÖLDER, E.; TENNO, T.; TRAPIDO, M.; TENNO, T. A pilot study of three-stage biological–chemical treatment of landfill leachate applying continuous ferric sludge reuse in Fenton-like process. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19(2), 541-551, 2017.

HOSSAKA, A. L. Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N amoniacal por stripping. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento)–Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Londrina, 2008.

KUNZ, A; STEINMETZ, R. L. R; DO AMARAL, A. C. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE)**, 2019.

LABANOWSKI, J.; PALLIER, V.; FEUILLADE-CATHALIDAUD, G. Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, p.166-172, v. 179, 2010.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S.; **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L. P. (Coord), *PROSAB 5*, vol 3. – Resíduos Sólidos: Estudo de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, p. 27 – 56, 2009.

LEITÃO, R. C.; SANTAELLA, S.T.; VAN HAANDEL, A.C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of hydraulic and organic shock loads on the robustness of upflow anaerobic sludge blanket reactors treating sewage. *Water Science and Technology*, v.54, n.2, p. 49-55, 2006.

LEITE, V. D. Pearson, H. W.; De Sousa, J. T.; Lopes, W. S.; & De Luna, M. L. D. The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 666-670, 2011.

LEITE, V. D., PAREDES, J. M., DE SOUSA, T. A., LOPES, W. S., & DE SOUSA, J. T. (2018). Ammoniacal Nitrogen Stripping From Landfill Leachate at Open Horizontal Flow Reactors: Leite et al. *Water Environment Research*, 90(5), 387-394.

LETTINGA, G., and J.N.Vinken, 1980. Feasibility of the Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process for the treatment of low strength wastes, 35th Purdue Industrial waste Conference Proceedings. 625-634.

LETTINGA, G. **Lecture Notes Biological Wastewater Treatment Part I: Anaerobic Wastewater Treatment.** Wageningen University. 1999.

LIMA, D. F. **Tratamento Conjugado de Águas Residuárias e Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização Rasas.** Dissertação de Mestrado – Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB, 2010, 95 p.

LONGO, R. R. **Geração de metano em reator UASB: Avaliação de parâmetros de monitoramento para controle do processo de tratamento anaeróbico de vinhaça.** 146 f. Dissertação (Mestrado em Ciência: Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2015.

LOUZADA, A. G. **Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BFs.** 2006. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2006.

LUQUE, J.; MENDEZ, A.; RODRIGUEZ, T. Evaluación de un reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos tratando aguas residuales hospitalarias, Bogotá, Universidad Militar Nueva Granada, 2013.

MACHADO, O. J.; FREIRE, F. B. Tratamento de vinhaça em reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). *Olam - Ciência & Tecnologia*, v. 2, n. especial, p. 170, set 2009.

MAGALHÃES, N. C. Remoção e recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais. 130 f. 2014. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

MANDAL, P. et al. Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, v. 69, p. 250-273, 2017.

MARIANO, Adriano Pinto; CRIVELARO, Sérgio Henrique Rezende; DE ANGELIS, Dejanira de Franceschi; et al. The use of vinasse as an amendment to ex-situ bioremediation of soil and groundwater contaminated with diesel oil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 4, p. 1043–1055, 2009.

MARQUES, M. O. Aspectos técnicos e legais da produção, transporte e aplicação de vinhaça. In: SEGATO, S. V.; PINTO, A. S.; JENDIROBA, E.; NÓBREGA, J. C. M. **Atualização em produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: Editorial, 2006. p. 369-375.

MENDONÇA, E. F. **Tratamento anaeróbio de efluentes oriundos da bovinocultura de leite em biodigestor tubular**. 2009. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Cascavel, 2009.

METCALF e EDDY. Wastewater engineering treatment Disposal Reuse. 4. ed. New York, McGraw – Hill Book, 1815p. 2003.

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

MOHAMMAD-PAJOOH, E.; WEICHHGREBE, D.; CUFF, G. Municipal landfill leachate characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with deammonification e A full scale survey. **Journal of Environmental Management**, p. 1 – 11, 2016.

MOHANA, S.; ACHARYA, B.K.; MADAMWAR, D. Distillery spent wash: treatment technologies and potential applications, *Journal of Hazardous Materials*, v. 163, p. 12-25. 2009.

MONÇÃO, F. S; SARTORI, M. L; VELOSO, R. V. S; et al. Microalgas e Biocombustíveis: Integração de Cadeias Produtivas. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 4, 2018.

MONTEIRO, M. M.; BAETTKER, E.C.; AISSE, M. M.; CUBAS, S. A. Avaliação de sistema reator UASB seguido de filtro biológico percolador aplicado na codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico. In: **Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

MORAES, Bruna S.; JUNQUEIRA, Tassia L.; PAVANELLO, Lucas G.; et al. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental, and economic perspectives: Profit or expense? **Applied Energy**, v. 113, p. 825–835, 2014.

MORAES, Bruna S.; PETERSEN, Søren O.; ZAIAT, Marcelo; et al. Reduction in greenhouse gas emissions from vinasse through anaerobic digestion. *Applied Energy*, v. 189, n. 2017, p. 21–30, 2017

MORAVIA, W.G.; LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. **Química Nova**, v. 34, n. 8, p. 1370-1377, 2011.

- NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M. M. P.; COSTA B. F.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: aspectos operacionais e microbiológicos. *Revista TECCEN*, v. 6, n. 1, p. 05-12, 2015.
- 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, 2017.
- OLIVEIRA, E. G.; LEITE, V. D.; SILVA, R. B.; HENRIQUE, I. N.; BARROS, A. J. M. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. *Revista AIDIS*, Vol. 8, No. 3, 360 – 371, 2015.
- OSADA, T.; NEMOTO, K.; NAKANISHI H.,; HATANO A.,; SHOJI R., ;NARUOKA T, Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates. *Int Sch Res Netw ISRN Toxicol* 2011;2011.
- OULEGO, P.; COLLADO,S.; LACA,A.; DIAZ, M. Impact of leachate composition on the Advanced oxidation treatment. *Water Research*, n 8, p. 389-402, 2016.
- PAIXÃO FILHO, J. L. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.
- PAREDES, Juliana Marçal da Rocha. Dessorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. 2012. 77 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.
- PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator uasb no tratamento de efluente de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v. 10, n. 1, p. 103–110, 2004.
- PESQUISA FAPESP, Tecnologia Engenharia Química; Vinhaça para gerar energia, **Revista Pesquisa FAPESP**, v. 238, p. 68-71, 2015.
- RAGHAB, S. M.; MEGUID, A. M. A.; HEGAZI, H. A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC Journal*, v. 9, p. 187-192, 2013.
- RAMOS, Patrícia Carvalho de Aquino. TREATMENT CONJUGATE IN HOUSEHOLD SEWAGE leached with UASB REACTOR. 2009. 74 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2009.
- RAPOSO, F.; BORJA, F.; MARTÍN, M.; RINCON, B. Influence of inoculum-substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. *Chemical Engineering Journal*, v. 149, p. 70-77, 2009.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, n. 150, p. 468–493, 2008.

RIBEIRO, V. R. A. (2019). Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural.

RODRIGUES, A.; et al. Estimativa do potencial de geração de energia elétrica a partir da vinhaça. *Acta Iguazu Nova, Cascavel*, v. 1, n. 2, p. 80-93, 2012.

RODRÍGUEZ-GÓMEZ, R.; RENMAN, G.; MORENO, L.; LIU, L. A model to describe the performance of the UASB reactor. *Biodegradation*, v. 25, p. 239–251, 2014.

ROSSETTO, R., SANTIAGO, A. **Adubação - resíduos alternativos**, 2017. Disponível em: Acesso em: 27.09.2016.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Revista Ambiente & Água, Taubaté*, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815>.

SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade**. 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.

SAKAY, R. H. **Árvore do conhecimento Cana-de-Açúcar**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Disponível em: <<https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONT000fiog1ob502wyiv80z4s473agi63ul.html>>. Acesso em: 04 de jan. de 2021.

SEARMSIRIMONGKOL, P.; RANGSUNVIGT, P.; LEETHOCHAVALIT, M.; CHADEJ, S. Hydrogen production from alcohol distillery wastewater containing high potassium and sulfate using anaerobic sequencing batch reactor. *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 36, p 12810-12821. 2011.

SENTÜRK, E.; INCE, M.; ENGIN, G. O. Treatment efficiency and VFA composition of a thermophilic anaerobic contact reactor treating food industry wastewater. *Journal of hazardous materials*, v. 176, n. 1-3, p. 843–8, 15 Apr. 2010.

SILVA, Mariana Altenhofen; BARBOSA, Gabriel Henrique; CODATO, Carolina Brito; et al. Heterotrophic growth of green microalgae *Desmodesmus subspicatus* in ethanol Distillation wastewater (Vinasse) and lipid extraction with supercritical CO<sub>2</sub>. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 92, n. 3, p. 573–579, 2017.

SÍR, M.; PODHOLA, M.; PATOCKA, T.; HONZAJKOVÁ, Z.; KOCUREK, P.; KUBAL, M.; KURAS, M. The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. v. 207–208, p. 86–90, 2012.

SOUTO, G.D.B. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). 2009. 371 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SZYMANSKI, M. S. E.; BALBINOT, R.; SCHIRMER, W. N.; Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás e obtenção de créditos de carbono—estudo de caso. *Semina: Ciências agrárias*, v. 31, n. 4, p. 901-912, 2010.

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente. Campina Grande: Epgraf, 240p., 1994.

VAN HAANDEL, A. et al. Methanosaeta dominate acetoclastic methanogenesis during high-rate methane production in anaerobic reactors treating distillery wastewaters. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 89, n. 11, p. 1751–1759, 2014.

VIANA, A. B. Tratamento anaeróbio de vinhaça em reator UASB operado em temperatura na faixa termofílica (55°C) e submetido ao aumento progressivo de carga orgânica. 2006. 102 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

WANG, S., PENG, Y., MA, B., WANG, S., ZHU, G. Anaerobic ammonium oxidation in traditional municipal wastewater treatment plants with low-strength ammonium loading: widespread but overlooked. **Water Res**, n. 84, p. 66–75, 2015.

WILLIAMS, J., WILLIAMS, H., DINSDALE, R., GUWY, A., ESTEVES, S., 2013. Metodologias de monitoramento dinâmico populacional genética em um digestor anaeróbico em grande escala para facilitar gestão internacional. *Bioresour. Technol.* 140, 234-242 .

WILKIE, A. C.; RIEDESEL, K. J.; OWENS, J. M. (2000). Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 19:63-102.

XIAO, S.; SONG, Y. H.; PENG, J.. Degradation of biologically treated landfill leachate by using electrochemical process combined with UV irradiation. **Separation and Purification Technology**, v.117, p.24-29, 2013.

YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C.; MOURA, D. A. G.; COSTA, A. P. M.; CARDILLO, L. Ammonia removal from landfill by air stripping. *Waste Management*, 2009.

YUAN, H., ZHU, N., 2016. Progresso nos mecanismos de inibição e controle de processos de intermediários e subprodutos na digestão anaeróbica de lodo de esgoto. *Renovável Energia Sustentável Rev.* 58, 429–438

YUAN, Q.; JIA, H.; POVEDA, M. Study on the effect of landfill leachate on nutrient removal from municipal wastewater. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 43, p. 153-158, 2016.

ZHENDER, A.J.B.; INGVORSEN, Kjeld y MARTI Therese (1982): Microbiology of methane bacteria en Anaerobic digestion: second international symposium. Hughes et al., Eds., Elsevier biomedical Press, Amsterdam. Pp 45 – 66.

ZHANG, F.; PENG, Y.; MIAO, L.; WANG, Z.; WANG, S.; LI, B. A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-

effective nitrogen removal from mature landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, v. 313, p. 619-628, 2017.

ZHANG, C. et al. Degradation of refractory organics in biotreated landfill leachate using high voltage pulsed discharge combined with TiO<sub>2</sub>. *Journal of Hazardous Materials*, v. 326, p. 221– 228, 2017a.

ZHU, G.; PENG, Y.; WU, S. YWANG, S. Y.; XU, S. W. Simultaneous nitrification and denitrification in step feeding biological nitrogen removal process. v. 19, p. 1043-1048, 2007.