

# UFPA

PPGEC

# Universidade Federal do Pará

---



Ricardo Angelim da Silva

## Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por meio de Destilação Simples

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

Instituto de Tecnologia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Dissertação orientada pelo Professor Dr. Hélio da Silva Almeida

Belém – Pará – Brasil

2019

RICARDO ANGELIM DA SILVA

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR  
MEIO DE DESTILAÇÃO SIMPLES

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil na área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida

Co-orientador: Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado

Belém - PA

2019

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD  
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará  
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

---

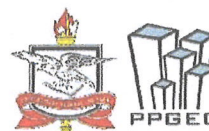
S586t Silva, Ricardo Angelim da  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRRO  
SANITÁRIO POR MEIO DE DESTILAÇÃO SIMPLES E  
AJUSTE DE pH / Ricardo Angelim da Silva. — 2019.  
68 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida  
Coorientador(a): Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado  
Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Civil, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do  
Pará, Belém, 2019.

1. Destilação. 2. Lixiviado. 3. Aterro sanitário. 4. Amônia.  
5. Matéria orgânica. I. Título.

CDD 624

---



## TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR MEIO DE DESTILAÇÃO SIMPLES

AUTOR:

**RICARDO ANGELIM DA SILVA**

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA À BANCA EXAMINADORA APROVADA PELO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DO INSTITUTO DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, COMO REQUISITO PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL NA ÁREA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL.

APROVADO EM: 10 / 10 / 2019.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida  
Orientador (UFPA)

Profa. Dra. Rita de Cascia Avelino Suassuna  
Membro Externo (UFSB)

Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado  
Membro Externo (UFPA)

Profa. Dra. Luiza Carla Girard Mendes Teixeira  
Membro Interno (UFPA)

Visto:

Prof. Dr. Dênio Ramam Carvalho de Oliveira  
Coordenador do PPGEC / ITEC / UFPA

## AGRADECIMENTOS

A Deus primeiramente, por estar sempre ao meu lado e me guiar nos meus caminhos e na minha vida profissional.

Aos meus pais Roberto Sales da Silva e Maria Selma Santos Angelim e meus irmãos Rosiane Angelim da Silva e Rinaldo Angelim da Silva, razões da minha vida, do meu esforço e da minha dedicação diária. Amo vocês.

*In memoriam* a meu avô Miguel Figueiredo Angelim, patriarca de nossa família, cujo exemplo será sempre seguido por seus filhos, netos e bisnetos.

À minha avó Carmelita Santos Angelim, por suas orações e sua fé.

Aos meus tios Sergio, Rita e Socorro e todos os meus primos, sobrinhos e afilhados, pelo apoio ao longo deste trabalho.

Ao meu orientador Prof. Dr. Eng. Hélio da Silva Almeida por todo o conhecimento repassado, por sua dedicação para a realização desta pesquisa e também por sempre transmitir a seus alunos, por meio do seu exemplo, ensinamentos acerca de nosso papel enquanto profissionais e cidadãos.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Ing. Nélio Teixeira Machado pelos preciosos conhecimentos repassados, em especial sobre processos físico-químicos, os quais foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus velhos amigos Carlos Dias, Carlos Alberto e Tarciane, pela preciosa amizade e pela parceria ao longo da vida.

Ao técnico químico do laboratório LAMAG (FAESA-ITEC-UFGA), Isac Brandão, pelos ensinamentos repassados, acerca de análises laboratoriais de efluentes.

A Kelly Lobo e Elizeth pela parceria diária e pela amizade, tão importantes ao longo desta caminhada.

Ao Eng. Wagner Lucena, ao Eng. Gabriel Borba e ao discente Ricardo, por seu esforço durante a coleta de lixiviado no aterro sanitário de Marituba e ao Eng. Gustavo Neves pela parceria no mundo da engenharia.

Aos colegas de trabalho do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFGA (LAESA-UFGA) e a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para que fosse possível a realização deste trabalho.

## RESUMO

Este trabalho teve por objetivo principal caracterizar o lixiviado gerado no aterro sanitário de Marituba e investigar a eficiência do tratamento deste efluente por meio do processo de destilação simples, precedida de ajuste de pH. Foram coletadas amostras de lixiviado nos meses de março, maio, outubro e novembro e caracterizadas mediante parâmetros físico-químicos e microbiológicos. O tratamento deste efluente foi realizado por meio de ensaios de destilação simples, em escala de bancada. Os ensaios de destilação foram realizados utilizando-se amostras de lixiviado com diferentes valores de pH, com o intuito de compreender a influência desta variável na eficiência do tratamento. Foram destiladas amostras de lixiviado com pH natural (pH 8,47) e amostras com pH previamente corrigidos para os valores pH = 7,0 e pH = 6,0. O ajuste de pH nas amostras do lixiviado foi feito por meio da aplicação de solução  $H_2SO_4$  com concentração de 1N. Os ensaios de destilação de lixiviado proporcionaram remoção de cor de 100% e remoção de turbidez de até 99,97%. Foram obtidos resultados satisfatórios também com relação a remoção de matéria orgânica. A destilação de lixiviado chegou a proporcionar uma eficiência de remoção de DQO em torno de 98,53%. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal variou em função do pH do lixiviado. Foi verificado que, as destilações de lixiviado com pH básico produziram um efluente tratado com alta concentração de amônia. Por outro lado, através de destilações de lixiviado acidificado foi possível obter um efluente com menores concentrações de amônia. Tal fato foi comprovado por meio de análise estatística de variância (ANOVA) dos dados de concentrações de  $NH_3$  em amostras de efluente tratado. A análise de variância foi aplicada a um nível de significância  $\alpha$  de 0,05 e atestou que alterações no pH do lixiviado influenciam significativamente na eficiência de remoção de amônia e também na redução do pH e da DQO no efluente tratado. Foram também realizadas, destilações com o intuito de investigar a taxa de volatilização da amônia durante a destilação. Através destas destilações foi constatado que cerca de 87% da amônia foi volatilizada durante os primeiros 53 minutos deste processo. A evaporação do lixiviado gerou uma borra residual que, apesar de possuir uma alta concentração de matéria orgânica e um alto teor de sólidos, apresenta um volume correspondente a apenas 10% do volume inicial do lixiviado. Os resultados obtidos nesta pesquisa apontam a viabilidade técnica do processo de destilação como uma alternativa para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Palavras-chave: Evaporação, destilação, lixiviado, aterro sanitário, amônia, matéria orgânica, análise de variância, eficiência.

## ABSTRACT

This work aimed to characterize the leachate generated on Marituba landfill and evaluate treatment efficiency of this waste through simple distillation and pH adjustment. Samples were collected from the months of march, may, october and november. Samples were characterized through physicochemical and microbiological parameters. Simple distillation assays were realized with leachate of varied pH values to evaluate this parameter on treatment efficiency. Natural pH (8.47) and corrected values (6 and 7) were used. The pH adjustment was done through sulfuric acid 1N addition. Distillation achieved color and turbidity removal of 100 and 99.7%, respectively. Organic matter removal was obtained on 98.53% measured by COD. Ammoniacal nitrogen removal varied with pH. It was verified that leachate with basic pH produced distillate with high ammonia concentration. Acidified leachate generated distillate with lower ammonia concentration. Variance analysis (ANOVA) of the ammonia concentration was done on the treated waste to check for the influence of pH with an alfa value of 0.05. It was evaluated evaporation rate of ammoniacal nitrogen on simple distillation. Around 87% of ammonia was distillated on the first 53 minutes of the process. Distillation left a dark residue rich on organic matter with 10% volume of the original sample. These results point to the technical viability of distillation process as an alternative method to treatment of leachate from landfills..

Keywords: Evaporation, distillation, leachate, landfill, ammonia, organic matter, variance analysis, efficiency.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	2
2.1. OBJETIVO GERAL .....	2
2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS .....	2
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	3
3.1. PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL .....	3
3.2. ATERRO SANITÁRIO.....	4
3.3. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO .....	5
3.3.1. Fatores que influenciam na composição do lixiviado.....	6
3.3.2. Biodegradabilidade do lixiviado.....	9
3.4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO .....	10
3.4.1. Parâmetros físicos.....	10
a. Sólidos Totais.....	10
3.4.2. Parâmetros químicos.....	11
a. Alcalinidade .....	11
b. Condutividade Elétrica .....	11
c. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	11
d. Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	12
e. Potencial Hidrogênionico.....	12
f. Nitrogênio Amoniacal.....	12
g. Cloretos.....	13
h. Sulfetos .....	14
3.5. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO. ....	14
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	17



4.1.	ÁREA DE ESTUDO .....	17
4.2.	ETAPAS DESENVOLVIDAS .....	19
4.3.	COLETA E ARMAZENAMENTO DE AMOSTRAS DE LIXIVIADO....	21
4.4.	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO BRUTO DA CPTR MARITUBA.....	23
4.5.	DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO .....	24
4.5.1.	Destilação simples em diferentes condições de pH.....	24
4.5.1.1.	Caracterização Físico-química do efluente tratado e da borra residual obtidos nas destilações .....	27
4.5.1.2.	Análise estatística.....	28
4.5.2.	Avaliação da taxa de volatilização de amônia .....	28
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>32</b>
5.1.	PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA.....	32
5.2.	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO .....	32
5.3.1.	Caracterização físico-química da amostra composta de lixiviado .....	41
5.3.2.	Dados operacionais do processo de destilação .....	41
5.3.2.1.	Caracterização físico-química do efluente tratado.....	43
5.3.2.1.1.	Destilação de lixiviado com pH na faixa básica.....	43
5.3.2.1.2.	Destilação de lixiviado com pH na faixa neutra.....	44
5.3.2.1.3.	Destilação de lixiviado com pH na faixa ácida .....	45
5.3.2.1.4.	Análise estatística dos resultados .....	47
5.3.2.2.	Caracterização físico-química da borra residual da destilação.....	51
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>56</b>
<b>7.</b>	<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>58</b>

## LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
IPEA	Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAMAG	Laboratório Multiusuário de tratabilidade de Água e Esgoto
pH	Potencial Hidrogênionico
PLO	Produto Líquido Orgânico
RMB	Região metropolitana de Belém
SEMAS	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade
SS	Sólidos Sedimentáveis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Coleta diária de resíduos sólidos urbanos por regiões do Brasil em 2016.....	3
Figura 2: Estrutura e operação de um aterro sanitário. ....	5
Figura 3: Classificações de sólidos em efluentes líquidos.....	10
Figura 4: Efeito do pH sobre o equilíbrio entre as formas de nitrogênio amoniacal.....	13
Figura 5: Processos comumente empregados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. ....	14
Figura 6: Localização da CPTR-Marituba. ....	17
Figura 7: Hidrografia no entorno da CPTR Marituba.....	18
Figura 8: Fluxograma das etapas desenvolvidas ao longo da pesquisa. ....	20
Figura 9: Coleta de lixiviado na CPTR Marituba.....	22
Figura 10: <i>Layout</i> de montagem do conjunto utilizado para a destilação de lixiviado. .	25
Figura 11: Instalação do conjunto de destilação de lixiviado em laboratório.....	26
Figura 12: <i>Layout</i> do conjunto de destilação utilizado para investigar a taxa de volatilização de amônia.....	29
Figura 13: Experimento de bancada para avaliar a taxa de volatilização de amônia, durante a destilação de lixiviado.....	29
Figura 14: Frascos de coleta de alíquotas de 95 ml de lixiviado.....	30
Figura 15: Precipitação média mensal da Região metropolitana de Belém (1985 – 2016). ....	32
Figura 16: Gráficos Box-plot da caracterização do lixiviado coletado ao longo de 2018, para os parâmetros: (a) nitrogênio amoniacal, (b) DQO, (c) pH, (d) alcalinidade, (e) cloretos, (f) sulfetos. ....	38
Figura 17: Gráficos Box-plot da caracterização do lixiviado coletado ao longo de 2018, para os parâmetros: (a) ST-STF-STV, (b) cor aparente, (c) turbidez, (d) condutividade. ....	39
Figura 18: Lixiviado bruto (1), efluente tratado (2) e borra residual (3). ....	42
Figura 19: Comparação da eficiência da destilação de lixiviado em diferentes faixas de pH.....	47
Figura 20: Parâmetros cujos dados não são provenientes de uma distribuição normal..	48
Figura 21: Parâmetros cujos dados são provenientes de população com distribuição normal. ....	49

Figura 22: Variação dos parâmetros pH, NH<sub>3</sub>, DQO e cloretos nas amostras de efluente tratado ao longo dos ensaios de destilação..... 54

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Fatores que influenciam a composição do lixiviado de aterro sanitário.....	6
Quadro 2: Fases do processo de decomposição dos resíduos sólidos.....	8
Quadro 3: Estação pluviométrica da Região Metropolitana de Belém.....	21
Quadro 4: Cronograma de coleta de lixiviado no aterro sanitário de Marituba - PA em 2018.....	21
Quadro 5: Campanhas de coleta de lixiviado no aterro sanitário de Marituba. ....	22
Quadro 6: Parâmetros investigados na caracterização das amostras de lixiviado e seus respectivos métodos analíticos. ....	23
Quadro 7: Preparo da amostra composta de lixiviado utilizada nos ensaios de destilação. ....	24
Quadro 8: Especificações técnicas dos equipamentos utilizados no conjunto de destilação.....	26

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização de lixiviados de aterros sanitários no Brasil.....	7
Tabela 2: Variação da biodegradabilidade, do pH e da relação DBO/DQO do lixiviado em função da idade do aterro sanitário. ....	9
Tabela 3: Resultados obtidos na evaporação de lixiviado do aterro sanitário de Gramacho (RJ).....	15
Tabela 4 – Caracterização do lixiviado bruto nos períodos chuvoso e não chuvoso. ....	33
Tabela 5: Análise estatística descritiva da caracterização das amostras de lixiviado bruto. ....	37
Tabela 6: Matriz de correlação entre os parâmetros analisados no lixiviado bruto.....	40
Tabela 7: Caracterização físico-química da amostra composta de lixiviado tratada por destilações simples.....	41
Tabela 8: Dados operacionais dos ensaios de destilação. ....	41
Tabela 9: Caracterização do efluente tratado por destilação, sem correção prévia do pH do lixiviado.....	43
Tabela 10: Caracterização do efluente tratado por destilação, com correção do pH do lixiviado (pH=7,0). ....	44
Tabela 11: Caracterização do efluente tratado por destilação, com correção do pH do lixiviado (pH=6,0). ....	45
Tabela 12: Eficiências dos experimentos de destilação de lixiviado.....	46
Tabela 13: Análise de variância dos análises de pH do efluente tratado. ....	50
Tabela 14: Análise de variância dos análises de turbidez do efluente tratado. ....	50
Tabela 15: Análise de variância dos análises de NH <sub>3</sub> do efluente tratado. ....	50
Tabela 16: Análise de variância dos resultados de DQO do efluente tratado. ....	51
Tabela 17: Caracterização físico-química da borra residual da destilação de lixiviado com pH = 8,47. ....	51
Tabela 18: Caracterização físico-química da borra residual da destilação de pH = 6,0. ....	52
Tabela 19: Características da destilação para a investigação da volatilização da amônia. ....	53

## 1. INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários consistem em uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos, na qual são obedecidos critérios técnicos de engenharia e normas operacionais, de modo a minimizar os impactos causados ao meio ambiente e a saúde das populações (BRASIL, 2010).

Um dos principais subprodutos gerados em um aterro sanitário é o lixiviado, que consiste em um efluente tóxico, rico em substâncias recalcitrantes e matéria orgânica de difícil biodegradabilidade, cujo tratamento exige uma combinação de processos de alta complexidade (MOURA, 2008).

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário ocorre predominantemente por meio de processos físico-químicos e biológicos, entretanto o tratamento de lixiviado também pode ocorrer através de processos térmicos, como a destilação simples (MORATELLI, 2013). A destilação simples consiste em um processo no qual o lixiviado é aquecido, e seus vapores são condensados, formando uma fração líquida clarificada com reduzidas concentrações de contaminantes. A destilação do lixiviado tem capacidade para produzir um volume de efluente tratado que representa cerca de 90% do volume total do lixiviado submetido a este processo. O rejeito gerado no processo apresenta um aspecto pastoso e representa menos de 10% do volume total (BAHÉ, 2008).

A destilação de lixiviados demonstra ser um método promissor para o tratamento deste efluente. Pesquisas realizadas por Bahé (2008) apontam uma eficiência acima de 90% para remoção de matéria orgânica, sólidos e cloretos, por meio do tratamento de lixiviado por destilação.

Por outro lado, é comum que amostras de lixiviado tratado por destilação apresentem elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Desta forma, em ensaios de evaporação, é importante a previsão de uma etapa de pós-tratamento para remoção de amônia, para assim atender as normas ambientais vigentes (MAGALHÃES, 2014).

Neste contexto o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência da aplicação do processo de destilação simples para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de destilação simples com ajuste de pH, em escala de bancada.

### **2.2.OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- Realizar a caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado gerado na Central de Processamento e Tratamento de Resíduos de Marituba-PA.
- Avaliar as variações da composição físico-química e microbiológica do lixiviado do aterro sanitário de Marituba, nos períodos chuvoso e não chuvoso.
- Avaliar a eficiência da destilação simples, para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário sob diferentes condições de pH;
- Avaliar a taxa de volatilização de nitrogênio amoniacal ao longo do processo de destilação de amostras do lixiviado do aterro sanitário.



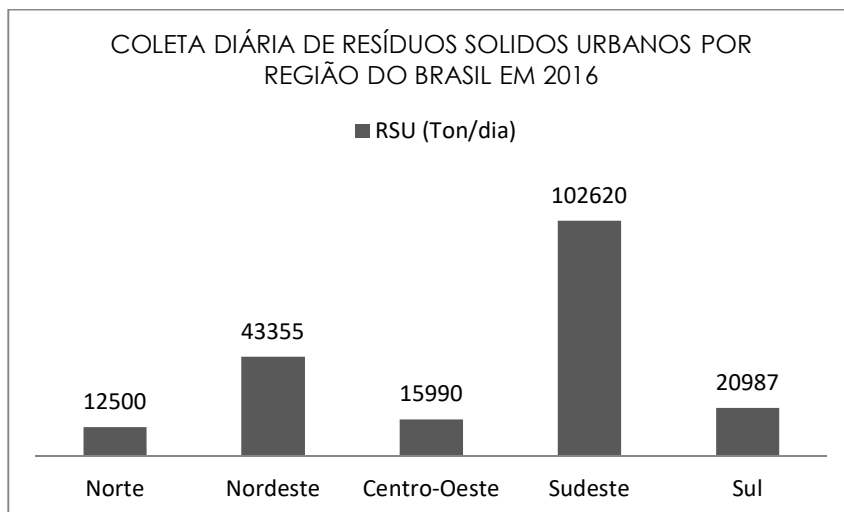
### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. PROBLEMÁTICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

O gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos se configura como um grave problema ambiental existente nos centros urbanos na atualidade. A implantação de métodos que atendam à requisitos técnicos e que garantam a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos, constitui um dos grandes desafios dos municípios brasileiros (GARCIA *et al.*, 2015).

No ano de 2015, foram gerados no Brasil aproximadamente 79,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (ABRELPE, 2015). Em 2016 foram geradas aproximadamente 78,3 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos. Conforme está mostrado na figura 1, na Região Norte foram coletadas mais de 12.000 toneladas/dia de resíduos sólidos urbanos, dos quais aproximadamente 37% foram destinados para aterros sanitários (ABRELPE, 2016). (Figura 1).

Figura 1: Coleta diária de resíduos sólidos urbanos por regiões do Brasil em 2016.



Fonte: ABRELPE (2016).

Segundo Campos (2012), no período entre 2002 e 2009, a geração média *per capita* de resíduos sólidos no Brasil foi de 0,96 Kg/hab.dia. Em 2016 a geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos no Brasil foi de 1,04 Kg/hab.dia (ABRELPE, 2016).

De acordo com o IBGE (BRASIL, 2013), em projeções demográficas realizadas para o período de 2000 a 2060, a população brasileira atingirá seu valor máximo no ano de 2042, no qual alcançará aproximadamente 228,4 milhões de habitantes. Estima-se que neste mesmo ano, no Brasil, sejam gerados cerca de 31,6 trilhões de toneladas de

resíduos sólidos urbanos. Os números apresentados evidenciam a necessidade da adoção de tecnologias de tratamento e disposição de resíduos sólidos, que tenham capacidade de atender a crescente geração resíduos sólidos no Brasil.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela lei 12.305 (BRASIL, 2010) qualifica os aterros sanitários, como uma forma ambientalmente adequada para a disposição dos rejeitos gerados nos municípios brasileiros. De acordo com a Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2016), cerca de 35,4% dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil são encaminhados para aterros sanitários, enquanto aterros controlados e lixões recebem 29,9% e 34,7%, respectivamente.

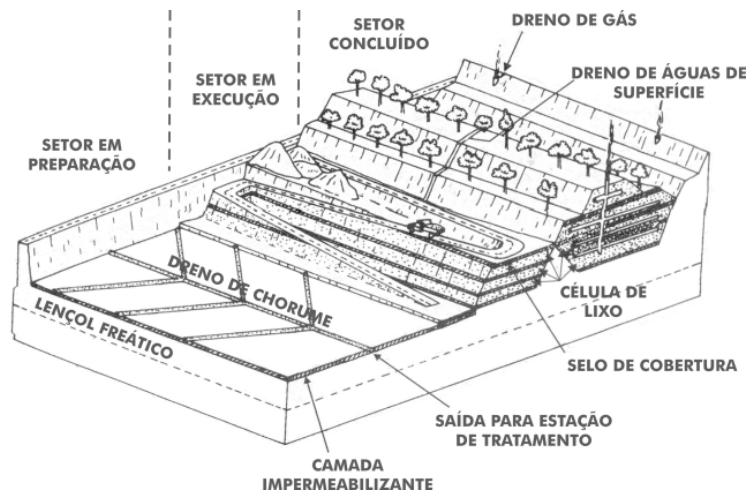
A disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários, entretanto, tem como subproduto a geração de lixiviado, um efluente líquido, originado da decomposição química e biológica dos resíduos sólidos, o qual deve ser submetido a processos de tratamento, para atender as exigências das legislações ambientais vigentes (KJELDELSEN *et al.*, 2002).

### 3.2. ATERRO SANITÁRIO

Aterro sanitário consiste em uma técnica utilizada para a disposição de resíduos sólidos urbanos, de maneira a evitar a ocorrência de danos à saúde pública e ao meio ambiente (ABNT, 1992).

De acordo com Oliveira e Pasqual (2004), o aterro sanitário tem a função de impedir que os compostos tóxicos gerados na decomposição dos resíduos sólidos entrem em contato com o solo e com as águas superficiais e subterrâneas. Para isto sua estrutura e operação envolvem a cobertura diária dos resíduos sólidos, uma adequada impermeabilização das células de deposição dos resíduos e a utilização de eficientes sistemas de drenos para a coleta do lixiviado e dos gases gerados, além de um sistema de coleta e drenagem de águas pluviais (Figura 2).

Figura 2: Estrutura e operação de um aterro sanitário.



Fonte: OLIVEIRA & PASCAL (2004).

O uso de aterros sanitários para a disposição final de resíduos sólidos urbanos é uma das alternativas mais adotadas nas grandes cidades, pois apresenta vantagens econômicas, se comparado com outras técnicas. Entretanto, em sua operação há a necessidade da adoção de processos complexos para o tratamento do lixiviado gerado (AKINBILI; YUSOF; ZUKI, 2012).

Apesar de ser uma opção ambientalmente adequada, nos aterros sanitários são comuns práticas operacionais irregulares, que aliadas a uma gestão ineficaz, geram uma série de problemas de cunho ambiental e social, que impactam negativamente na qualidade de vida da população (SOARES; MIYAMARU; MARTINS, 2017). Desta forma, durante a operação de aterros sanitários, devem ser observadas normas operacionais específicas, de modo a garantir a correta disposição dos resíduos sólidos, assim como o tratamento do lixiviado (BRASIL, 2010).

Além do armazenamento dos resíduos e do tratamento do lixiviado, deve ser realizada a coleta do biogás produzido nos aterros sanitários (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 1999).

### 3.3. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário é o efluente resultante da combinação entre os produtos da degradação dos resíduos sólidos e as águas de chuva que percolam as células do aterro sanitário (FERREIRA, 2010).

Os lixiviados de aterros sanitários são comumente caracterizados por meio da análise dos seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>), cloretos, pH, alcalinidade, série de sólidos, condutividade elétrica, metais pesados e ácidos orgânicos voláteis (RENOU et al., 2007).

Uma das principais características do lixiviado é a sua elevada concentração de nitrogênio amoniacal, uma substância tóxica que, se despejada em corpos d'água, pode contribuir para a mortandade de espécies aquáticas, redução da concentração de oxigênio dissolvido e demais fatores que afetam diretamente a qualidade da água dos corpos hídricos (MALER *et al.*, 2015).

### 3.3.1. Fatores que influenciam na composição do lixiviado

As características operacionais de um aterro sanitário, as tipologias dos resíduos depositados e as características ambientais locais são fatores que afetam diretamente a composição físico-química e microbiológica do lixiviado do aterro sanitário (Quadro 1).

Quadro 1: Fatores que influenciam a composição do lixiviado de aterro sanitário.

<b>Condições ambientais</b>	Clima; Regime pluviométrico; Geologia da região; Umidade do ar.
<b>Características operacionais</b>	Aspectos construtivos; Compactação e espessura das células; Recirculação de chorume.
<b>Características dos resíduos</b>	Composição; Granulometria; Teor de umidade; Idade do resíduo.

Fonte: Lange *et al.*, 2009.

Face a diversos fatores influentes, é comum que aterros sanitários instalados em diferentes localidades apresentem lixiviados com variações em suas características físico-químicas (Tabela 1).

Tabela 1: Caracterização de lixiviados de aterros sanitários no Brasil.

Aterro sanitário	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS									Referência
	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	NH <sub>3</sub> (mg/L)	Cloretos (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	
Belo Horizonte - MG	8,3	5.263	1.055	2.190	68	2.354	8.801	5.595	3.227	Moravia <i>et al.</i> (2011).
Cachoeira Paulista - SP	8,6	-	-	-	442	3.565	11.700	9.180	2.520	Brito (2014)
João Pessoa - PB	7,8	16.974	2.370	-	7.295	20.180	-	-	-	Dutra & Leite (2014).
Rosário do catete - SE	7,7	-	1.607	6.540	1.311	3.676	-	-	-	Lessa (2017)
Recife - PE	8,25	-	1.064	-	1.000	1.130	9.903	7.791	2.112	Nishiwaki (2016)
Maringá - PR	8,3	-	-	-	165	1.048	6.941	-	-	Scandelai <i>et al.</i> , (2019)
Puxinanã - PB	-	-	1.955	-	6.012	17.988	34.074	23.853	10.221	Dantas (2018)
Gravataí - RS	8,1	7.540	134	-	362	1.323	814	632	182	Miorim (2018)

**Legenda:** DQO - Demanda Química de oxigênio; DBO<sub>5</sub> - Demanda Bioquímica de Oxigênio; ST-Sólidos totais; STF – Sólidos Torais Fixos; STV – Sólidos Totais Voláteis.

Analisando a Tabela 1 verifica-se que os lixiviados gerados nas diversas regiões do Brasil, apresentam características como: DQO elevada, altas concentrações de nitrogênio amoniacal, elevada alcalinidade e pH na situado na faixa básica. Na análise da tabela 1, também se percebe que as magnitudes dos parâmetros verificados variam em cada aterro sanitário. Fatores como a idade de cada aterro e o período climático dos locais de instalação destes, podem afetar diretamente as características dos lixiviados.

As particularidades da região de instalação de um aterro sanitário devem ser observadas para que sejam adotadas tecnologias adequadas no processo de tratamento do lixiviado gerado (AMORRANE *et al.*, 1997).

Atmaca *et al.*, (2009) citam o clima da região como sendo uma variável que influencia diretamente na composição do lixiviado. Abbas *et al.*, (2009) afirmam que a

quantidade de lixiviado gerado em um aterro sanitário é diretamente proporcional ao volume de águas pluviais que percola nas células de deposição de resíduos. Aterros sanitários instalados em áreas com elevada precipitação pluviométrica, requerem uma atenção especial, visto que, o volume de chuvas favorece uma maior produção deste efluente (DUTRA; LEITE, 2015).

As características físico químicas e microbiológicas do lixiviado também são diretamente influenciadas pelo estágio do processo de decomposição dos resíduos sólidos dispostos nos aterros sanitários (SILVA, 2002).

Não existe um consenso entre os pesquisadores da temática, sobre o número de fases existentes no processo de decomposição dos resíduos sólidos (NISHIWAKI, 2016). Entretanto, de acordo com Souza (2005), o processo de decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos de um aterro sanitário pode ser dividido em cinco fases, conforme o Quadro 2.

Quadro 2: Fases do processo de decomposição dos resíduos sólidos.

<b>FASES DE DECOMPOSIÇÃO</b>	<b>CARACTERISTICAS</b>
<b>FASE AERÓBIA</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ocorre a degradação da matéria orgânica por meio de organismos aeróbios</li> </ul>
<b>FASE DE HIDROLISE E FERMENTAÇÃO</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Redução do oxigênio no meio</li> <li>• Predominância de organismos facultativos</li> <li>• (DBO/DQO) entre 0,4 e 0,8</li> </ul>
<b>FASE ACETOGÊNICA</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Produção de acetatos</li> <li>• Valores de pH entre 4,0 e 6,0</li> <li>• Aumento da solubilização dos íons metálicos</li> </ul>
<b>FASE METANOGÊNICA</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Geração de metano e CO<sub>2</sub></li> <li>• Consumo de ácidos voláteis</li> <li>• Aumento dos valores de pH</li> <li>• Redução da biodegradabilidade</li> </ul>
<b>FASE DE MATURAÇÃO</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Queda na produção de gás</li> <li>• Reaparecimento de oxigênio no meio</li> </ul>

Fonte: Souza (2005).

Analisando-se o quadro 2 é possível identificar a produção de compostos ácidos, durante os estágios iniciais do processo de decomposição dos resíduos sólidos. A produção destes compostos, justifica o pH ácido de lixiviados de aterros sanitários em início de operação (SOUZA, 2005).

Segundo Ifeanyichukwu (2008), a fase ácida ou acidogênica de decomposição dos resíduos, ocorre em aterros com idade de operação inferior a 05 anos. Nesta fase ocorre a fermentação da matéria orgânica biodegradável e a produção de ácidos graxos voláteis.

Leite *et al.*, (2011) afirmam que após cinco anos de operação, a decomposição dos resíduos sólidos atinge a fase metanogênica. Nesta fase, ocorre a degradação dos ácidos graxos voláteis e a geração de metano e CO<sub>2</sub>.

Segundo Souza (2005), a degradação dos compostos ácidos, durante a fase metanogênica, contribui para o aumento do pH do lixiviado.

### 3.3.2. Biodegradabilidade do lixiviado

A avaliação da biodegradabilidade do lixiviado é um parâmetro fundamental para definir quais métodos deverão ser adotados no processo de tratamento deste efluente (FEIJÓ, 2015). Um indicativo comumente utilizado para definir a biodegradabilidade de lixiviados é a razão DBO/DQO.

Segundo Renou *et al.*, (2008), razões DBO/DQO acima de 0,3 indicam um efluente de alta biodegradabilidade, enquanto razões DBO/DQO abaixo de 0,1 indicam um efluente de baixa biodegradabilidade. O autor também afirma que lixiviados com alta biodegradabilidade são característicos de aterros sanitários novos, com idade de operação inferior a cinco anos (Tabela 2).

Tabela 2: Variação da biodegradabilidade, do pH e da relação DBO/DQO do lixiviado em função da idade do aterro sanitário.

IDADE DO ATERRO (ANOS)	PARAMETROS		
	pH	DBO/DQO	BIODEGRADABILIDADE
< 5 (NOVO)	6,5	> 0,3	Alta
5 – 10 (INTERMEDIÁRIO)	6,5 - 7,5	0,1- 0,3	Média
> 10 (VELHO)	>7,5	< 0,1	Baixa

Fonte: RENO et al., (2008).

De acordo com Santos *et al.*, (2003) efluentes que apresentam razão DBO/DQO na faixa entre 0,4 e 0,6 são passíveis de tratamento através de processos biológicos. No entanto, para o tratamento de efluentes com baixa biodegradabilidade deve ser prevista a adoção de processos físico-químicos para a remoção de substâncias recalcitrantes (SINGH *et al.*, 2012).

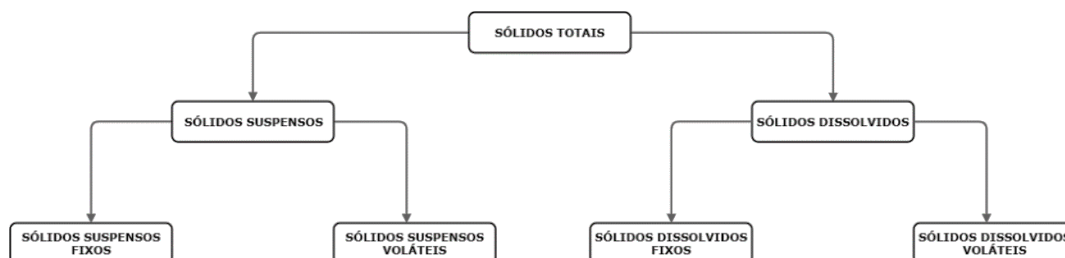
### 3.4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

#### 3.4.1. Parâmetros físicos

##### a. Sólidos Totais

Em termos de concentração, os sólidos presentes em efluentes líquidos são classificados de acordo com o tamanho das partículas e com suas características químicas (Figura 3).

Figura 3: Classificações de sólidos em efluentes líquidos.



Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2016).

A classificação dos sólidos de acordo com o tamanho das partículas é realizada através do processo de filtração da amostra em filtros com membranas que apresentam poros de tamanho nominal entre 0,45  $\mu\text{m}$  e 2,0  $\mu\text{m}$ . As partículas retidas nos filtros correspondem aos sólidos suspensos e as partículas contidas no filtrado são classificadas como sólidos dissolvidos (METCALF & EDDY, 2016; VON SPERLING, 2005)

A classificação química dos sólidos é feita por meio da incineração de amostras a 500  $\pm$ 50  $^{\circ}\text{C}$ . As partículas volatilizadas são classificadas como sólidos voláteis, enquanto as partículas remanescentes são classificadas com sólidos fixos (METCALF & EDDY, 2016).

Lixiviados de aterros sanitários brasileiros, em geral, apresentam concentrações de sólidos totais acima de 3.000 mg/L (SOUTO, 2007).



### **3.4.2. Parâmetros químicos**

#### **a. Alcalinidade**

A alcalinidade de uma amostra representa a sua capacidade resistir a alterações bruscas no pH, ou seja, sua capacidade tampão (GOMES, 2017). É consequência da presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos em efluentes líquidos (METCALF & EDDY, 2003).

Em lixiviados de aterro sanitário, a alcalinidade possui forte relação com concentrações de nitrogênio amoniacal, visto que o referido íon ocorre neste efluente, na forma de bicarbonato de amônio (CONTRERA, 2008).

#### **b. Condutividade Elétrica**

A condutividade elétrica é a medida da capacidade de uma amostra em conduzir corrente elétrica. Está relacionada com a concentração de substâncias ionizadas em uma amostra (SCHALCH, 1992). É comumente associada à concentrações de sólidos dissolvidos totais (METCALF & EDDY, 2002; RIETOW, 2018).

Em lixiviados, a condutividade elétrica pode estar associada à presença de cloretos e íons amônio (MAGALHÃES, 2014).

#### **c. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A DBO representa a quantidade de oxigênio consumida por micro-organismos, durante a estabilização bioquímica da matéria orgânica biodegradável (BRITO, 2014). Consiste em uma medida indireta da concentração de matéria orgânica em efluentes (Metcalf & Eddy, 2003).

Em termos práticos é estimada por meio do método  $DBO_5^{20}$ , no qual é medido o oxigênio consumido no período de cinco dias, em uma amostra incubada a 20 °C (SOTTORIVA, 2006). É um parâmetro importante na caracterização de lixiviados de aterro sanitário, pois permite estimar o seu grau de biodegradabilidade. Lixiviados em aterros sanitários jovens, no geral, possuem DBO maior do que em aterros velhos, devido a maior presença de compostos biodegradáveis nos estágios iniciais de decomposição dos resíduos sólidos (BASHIR *et al.*, 2010).

#### **d. Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química da matéria orgânica carbonácea de um efluente. O teste de DQO, realizado em laboratório, utiliza um forte agente oxidante, em condições ácidas, para oxidar a matéria orgânica presente na amostra a ser analisada (VON SPEARLING, 2016).

Aterros sanitários brasileiros possuem lixiviados com DQO situada na faixa entre 190,0 mg/L a aproximadamente 22.000 mg/L (SOUTO & POVINELLI, 2007). Os valores mais altos de DQO são encontrados, geralmente, nos primeiros anos de operação dos aterros sanitários (LESSA, 2017).

O conhecimento da DQO de um efluente permite a estimar a biodegradabilidade deste, por meio da razão DBO/DQO (GOMES, 2009). Valores de DQO muito superiores a DBO indicam um efluente com elevadas concentrações de compostos não biodegradáveis (BARROS, 2004).

#### **e. Potencial Hidrogênionico**

O pH é o parâmetro utilizado para expressar a concentração de íons hidrogênio no meio. Consiste no logaritmo negativo da concentração dos íons hidrogênio presente em uma amostra (METCALF & EDDY, 2016). O pH indica as condições de acidez, basicidade ou neutralidade do meio (SILVA, 2012).

A atividade dos íons  $H^+$  influencia diretamente na forma como vários componentes orgânicos e inorgânicos podem ser encontrados em efluentes. Desta forma, nos processos de tratamento de lixiviado, por vezes é necessário a realização de ajustes de pH do efluente, para sejam alcançadas maiores eficiências de remoção de contaminantes (COSTA, 2010).

Lixiviados de aterro sanitário em fase metanogênica apresentam pH na faixa básica. Na fase acidogênica apresentam pH na faixa ácida. (BRITO, 2014).

#### **f. Nitrogênio Amoniacal**

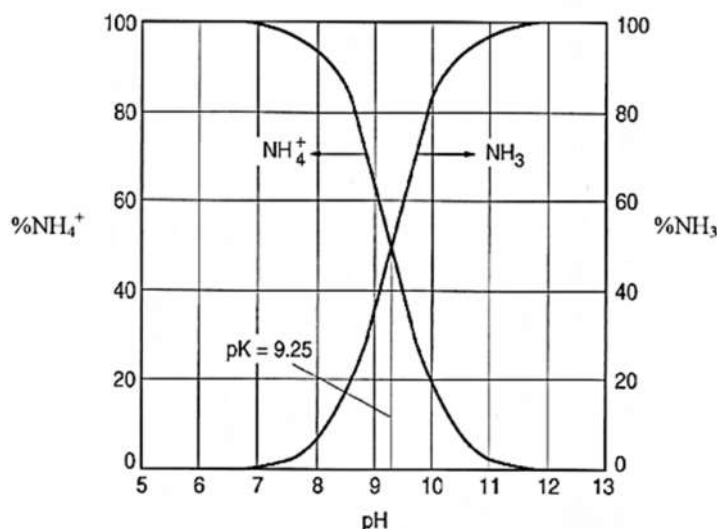
As formas mais comuns de ocorrência de nitrogênio em efluentes líquidos são: Nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, íon nitrito ( $NO_2^-$ ), íon nitrato ( $NO_3^-$ ) e gás nitrogênio ( $N_2$ ) (SAWYER, 2003).

O nitrogênio amoniacal em solução é encontrado na sua forma iônica ( $\text{NH}_4^+$ ), ou na sua forma livre ( $\text{NH}_3$ ). Suas formas variam de acordo com o pH do meio, segundo o equilíbrio dinâmico expresso na Equação 1 (CAMPOS et al., 2010).



Em condições de pH ácido o nitrogênio amoniacal se encontra na forma ionizada. Em valores de pH acima de 9,25 o nitrogênio amoniacal se encontra predominantemente na forma livre (METCALF & EDDY, 2016) (Figura 4).

Figura 4: Efeito do pH sobre o equilíbrio entre as formas de nitrogênio amoniacal



Fonte: METCALF & EDDY, (2016).

A amônia na forma livre ( $\text{NH}_3$ ) é passível de volatilização e pode ser retirada do meio por processos de remoção por arraste de ar (CAMPOS *et al.*, 2010).

As elevadas concentrações de amônia em lixiviados são consequência da intensa atividade biológica ocorrida nas massas de resíduos sólidos, que proporciona a conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. Por outro lado, as condições anaeróbias do meio dificultam a conversão do nitrogênio amoniacal em nitritos e nitratos, o que justifica as altas concentrações de amônia em lixiviados (SOUTO, 2009).

A elevada toxicidade do nitrogênio amoniacal, faz com que especial atenção seja voltada para este parâmetro, no decorrer dos processos de tratamento de lixiviado.

#### g. Cloretos

Os ions cloretos, são constituintes comuns em lixiviados de aterro sanitários. Souto (2009) afirma que elevadas concentrações de cloretos influenciam os resultados

obtidos em ensaios de DQO. De acordo com APHA (2012), concentrações de cloreto acima de 2.000 mg/L podem gerar interferências na leitura de DQO de uma amostra.

Em aterros sanitários brasileiros, a concentração de cloretos na massa líquida de lixiviado pode alcançar valores acima de 5.000 mg/L (SOUTO & PIVONELLI, 2007).

#### **h. Sulfetos**

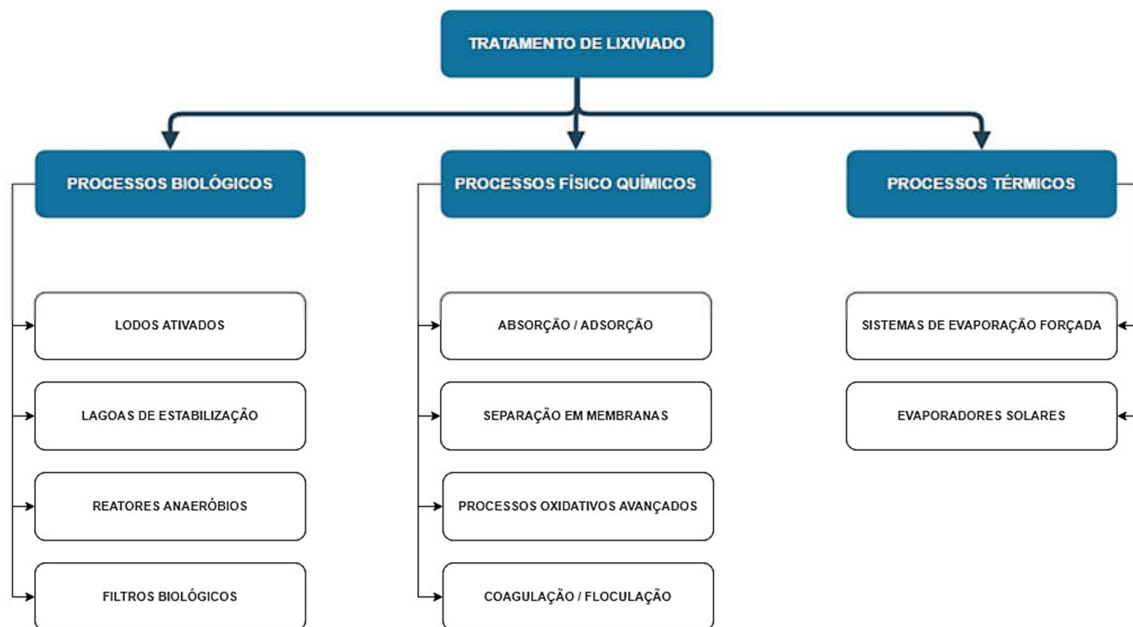
Constituem um dos principais agentes tóxicos encontrados em lixiviados de aterros sanitários (GARCEZ, 2009). São produtos da redução biológica do sulfato por microrganismos, em condições anaeróbias. Sua presença pode ser percebida devido a proliferação de odores característicos desses compostos (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

### **3.5. PROCESSOS DE TRATAMENTO DE LIXIVIADO.**

Os métodos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário podem ser executados por meio da aplicação de processos biológicos, físico-químicos e térmicos, conforme mostrado na figura 5.

A escolha dos processos mais adequados para o tratamento do lixiviado depende das características físico-químicas e microbiológicas do efluente, idade de operação do aterro sanitário, características climatológicas da região, dentre outros.

Figura 5: Processos comumente empregados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.



Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy, 2016.

Dentre os diversos processos de tratamento de lixiviado, chama-se atenção para o tratamento de chorume por meio de destilação. Estudos desenvolvidos nos últimos anos tem evidenciado que a aplicação processos térmicos, como a destilação, podem proporcionar um tratamento de lixiviado com significativas eficiências de remoção em diversos parâmetros.

A destilação consiste em um processo de separação de misturas. Na destilação de lixiviado o efluente é colocado em um balão de destilação e aquecido por meio do uma manta elétrica. Quando a fração líquida do efluente entra em ebulição os vapores se encaminham até o condensador, onde os vapores são resfriados e voltam a fase líquida novamente, sendo coletado por um frasco coletor (BAHÉ, 2008).

A destilação tem como objetivo separar o lixiviado em duas fases: uma fase clarificada de maior volume com menores concentrações de contaminantes e uma fase residual, com maior concentração de substâncias contaminantes, porém com menor volume (RANZI, 2009).

Bahé (2008) avaliou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário de Gramacho (RJ), por meio de destilação simples, em escala de bancada. Os resultados apontaram elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e sólidos totais dissolvidos, no efluente tratado (Tabela 3).

Tabela 3: Resultados obtidos na evaporação de lixiviado do aterro sanitário de Gramacho (RJ).

<b>Parâmetro</b>	<b>Lixiviado bruto</b>	<b>Residual</b>	<b>Efluente tratado</b>
<b>DQO (mg/l)</b>	3.186	9.493	77
<b>DBO (mg/l)</b>	442	465	15
<b>Alcalinidade (mg/l)</b>	10.860	6973	6.582
<b>NH<sub>3</sub> (mg/l)</b>	2.153	605	3.600
<b>STD (mg/l)</b>	12.007	43.429	29

Fonte: BAHÉ (2008).

Apesar do processo apresentar elevada eficiência para remoção de matéria orgânica e de sólidos, a evaporação de lixiviado gera um efluente tratado com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Este fato ocorre devido a volatilização da amônia, provocada pelo aquecimento da amostra de lixiviado.

Birchler *et al.*, (1994) analisaram o processo de evaporação em lixiviados sob 03 diferentes condições de pH. O tratamento proporcionou uma redução média de 90% do volume do efluente e uma eficiência média de remoção de matéria orgânica de 85%.

Gastaldello & Feronato (1998) realizaram o monitoramento de uma planta de tratamento de chorume por evaporação forçada, na Itália. O sistema utilizava o próprio gás do aterro como fonte de energia e possuía capacidade de tratamento de 35 m<sup>3</sup>/h. Os autores constataram uma eficiência de remoção de DQO em torno de 97%.

Sá *et al.*, (2012) avaliaram o uso de um destilador solar, para tratamento de lixiviado de um aterro sanitário de pequeno porte. O processo utilizou apenas a radiação solar, como fonte de aquecimento para a evaporação do efluente. Os resultados obtidos apontaram uma eficiência de remoção em torno de 90% para diversos parâmetros, dentre os quais DBO, DQO, sólidos e coliformes totais.

Vignoli (2007) avaliou a evaporação de 500 cm<sup>3</sup> de lixiviado de um aterro sanitário na baixada fluminense (RJ) e observou que a maior parte da amônia presente no lixiviado era liberada nos 100 cm<sup>3</sup> iniciais dos vapores gerados na evaporação.

A volatilização do nitrogênio amoniacal presente no lixiviado, exige que no tratamento por evaporação, sejam previstas etapas de ajuste de pH do lixiviado, para evitar a volatilização da amônia, ou etapas de pós tratamento, para promover a captura e recuperação da amônia liberada (BAHÈ, 2008).

No tratamento de lixiviado por destilação também deve se atentar para outras substancias passíveis de serem liberadas durante o processo. Bacelar (2010) realizou evaporações de lixiviado em laboratório, com temperaturas de aquecimento variando de 100°C a 700°C. Os ensaios proporcionaram uma redução no volume do lixiviado de 99%. Entretanto, foi identificado que ao longo do processo ocorreu a liberação de substancias voláteis como dioxinas, furanos e amônia.

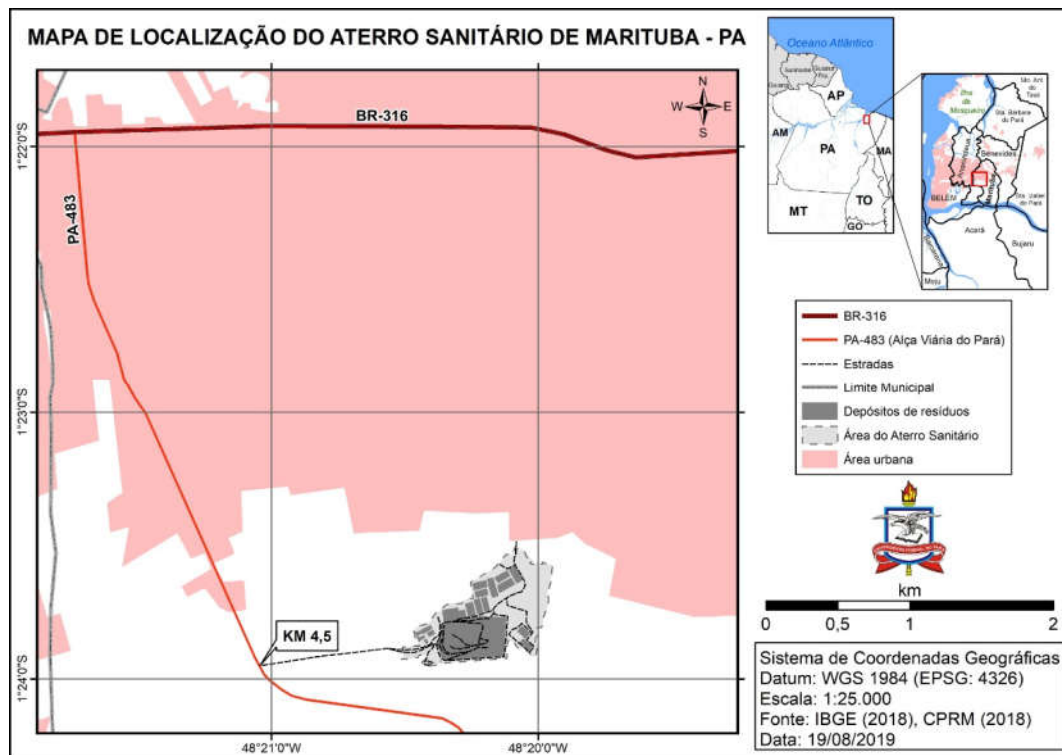
Portanto, em processos de evaporação de lixiviado é importante a caracterização dos compostos volatilizados ao longo do processo, assim como, também é importante que se desenvolvam tecnologias para a captura dos gases liberados.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. ÁREA DE ESTUDO

O lixiviado utilizado nesta pesquisa foi coletado na Central de Processamento e Tratamento de Resíduos Sólidos de Marituba - PA, que fica localizada a uma distância de 11 Km da capital paraense. Seu acesso principal ocorre pela Rodovia Alça Viária (PA - 483) e apresenta as seguintes coordenadas geográficas de localização:  $1^{\circ}23'51.92''S$  e  $48^{\circ}20'15.60''$  (SEMAS, 2011) (Figura 6).

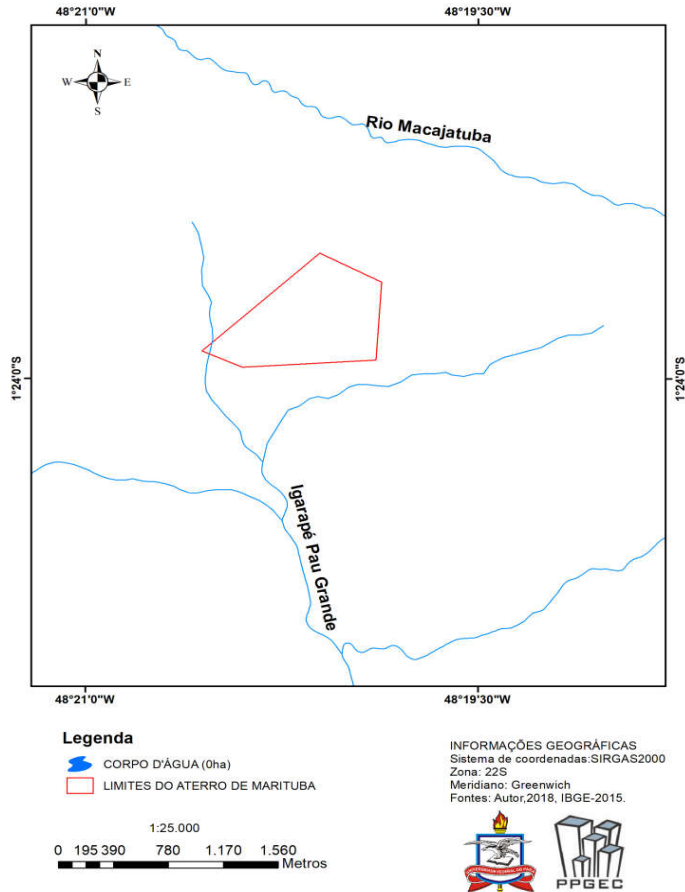
Figura 6: Localização da CPTR-Marituba.



Fonte: Autor, 2018.

O empreendimento CPTR-Marituba fica localizado na margem direita do Rio Guamá e ao norte do igarapé Uriboquinha, sendo cortado também pelo igarapé Pau Grande (Figura 7).

Figura 7: Hidrografia no entorno da CPTR Marituba.



Fonte: Autor, 2018.

De acordo com informações do Relatório de Impacto Ambiental do empreendimento, disponibilizado pela Secretária Estadual de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará (SEMAS-PA), a CPTR-Marituba ocupa uma área de 110 ha e possui uma capacidade máxima de recebimento de resíduos estimada em 1.101 toneladas/dia.

No ano de 2018, a CPTR-Marituba recebeu aproximadamente 351.605 toneladas de resíduos sólidos urbanos, provenientes dos municípios da Região Metropolitana de Belém. Neste mesmo período, a CPTR-Marituba realizou o tratamento de 66.321 m<sup>3</sup> de lixiviado (SEMAS, 2018).



## 4.2. ETAPAS DESENVOLVIDAS

Os procedimentos experimentais executados nesta pesquisa consistiram na realização de ensaios de destilação de amostras de lixiviado de aterro sanitário, em escala de bancada.

Foram realizadas destilações de amostras de lixiviado sob diferentes condições de pH, com o objetivo de investigar a influência desta variável na eficiência de tratamento. Também foram realizadas destilações com o objetivo de avaliar a taxa de volatilização de  $\text{NH}_3$  durante o processo de destilação de lixiviado.

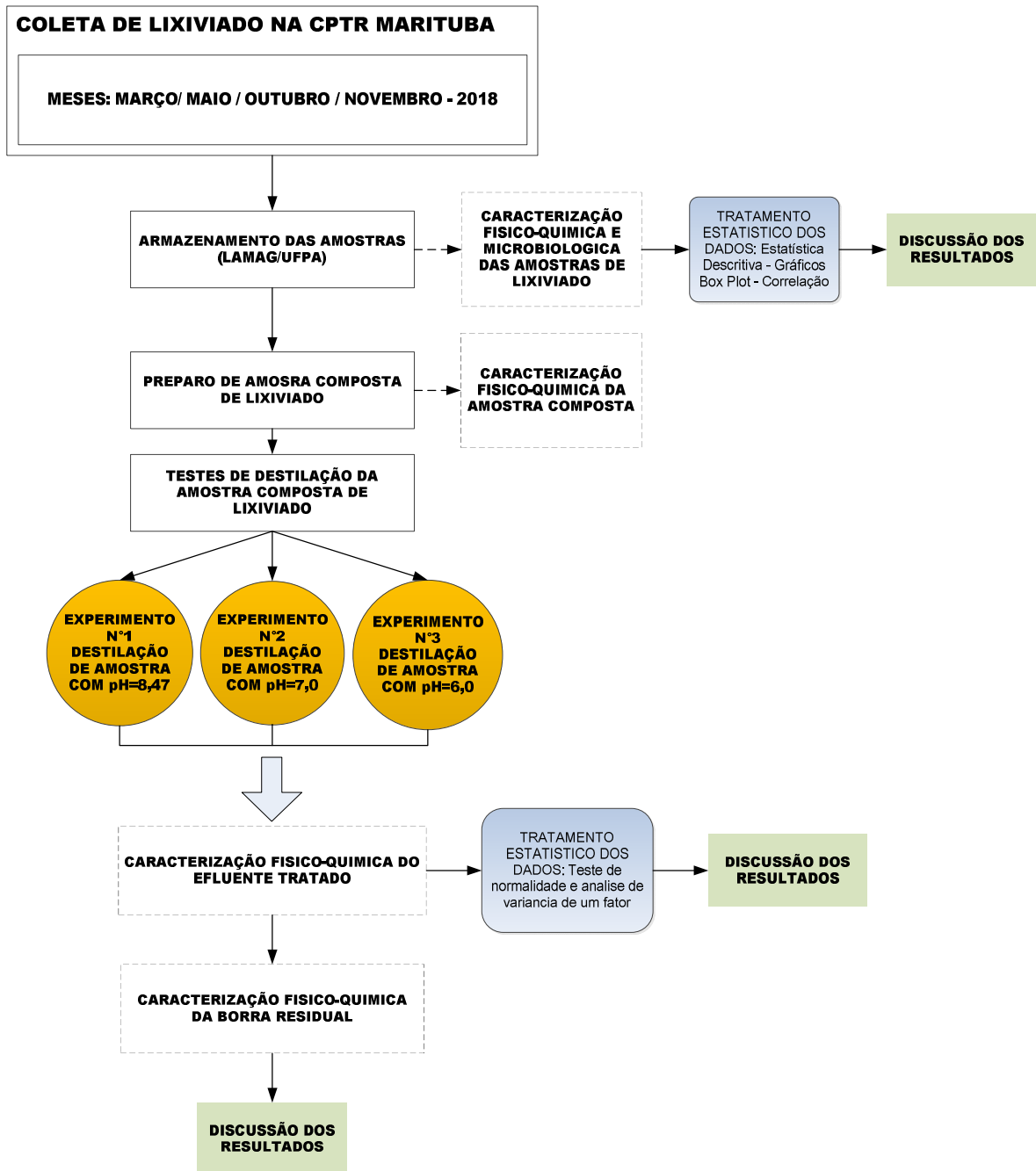
A etapa inicial da presente pesquisa consistiu na coleta de amostras de lixiviado na Central de Processamento e Tratamento de Resíduos de Marituba (CPTR Marituba). Posteriormente, foi realizada a caracterização físico-química e microbiológica das amostras coletadas.

As etapas subsequentes consistiram no preparo de amostra composta de lixiviado, para ser submetida ao tratamento por destilação. Após o preparo das amostras seguiu-se com a realização de ensaios de destilação em escala de bancada.

Após as destilações foi realizada a caracterização do efluente líquido tratado e também a caracterização da fração residual sólida gerada no processo de tratamento. Por último, foi realizado o tratamento estatístico dos dados obtidos e a discussão dos resultados gerados.

As atividades foram realizadas de acordo com o fluxograma apresentado na figura 8.

Figura 8: Fluxograma das etapas desenvolvidas ao longo da pesquisa.



#### 4.3. COLETA E ARMAZENAMENTO DE AMOSTRAS DE LIXIVIADO

No total foram realizadas 04 campanhas de coleta de lixiviado na CPTR Marituba, sendo duas no período chuvoso e duas no período menos chuvoso. A caracterização climatológica da região foi obtida por meio da análise dos dados mensais de chuva registrados na estação 148002, do 2º DISME do Instituto Nacional de Meteorologia. Os dados de precipitação pluviométrica analisados correspondem a série histórica do período compreendido entre 1986 e 2016 (Quadro 3).

Quadro 3: Estação pluviométrica da Região Metropolitana de Belém.

<b>Estação</b>	<b>Operador</b>	<b>Local</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
148002	INMET	Belém	-1.43	-48.43

Fonte: INMET, 2018.

O período chuvoso correspondeu aos meses de março e maio de 2018, enquanto o período menos chuvoso correspondeu aos meses de outubro e novembro de 2018 (Quadro 4).

Quadro 4: Cronograma de coleta de lixiviado no aterro sanitário de Marituba - PA em 2018.

CAMPANHA	MESES											
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
1º Campanha de coleta			■									
2º Campanha de coleta					■							
3º Campanha de coleta										■		
4º Campanha de coleta											■	

Fonte: Autor, 2018.

Na época de realização das coletas de lixiviado, a CPTR-Marituba contava com quatorze lagoas de armazenamento de lixiviado, dentre as quais duas funcionavam como lagoas de equalização.

A coleta de amostras de lixiviado ocorreu mediante manobra em válvula de abertura, instalada na rede de recalque que transporta o lixiviado bruto das lagoas de equalização até as centrais de tratamento do aterro sanitário.

As coletas de lixiviado foram do tipo simples e ocorreram por meio da abertura de válvula na rede coleta de lixiviado bruto. Para a coleta das amostras foram utilizadas bombonas atóxicas de capacidade de 50 litros. Cada bombona era preenchida até completar a sua capacidade (Figura 9).

Figura 9: Coleta de lixiviado na CPTR Marituba.



O Quadro 5 apresenta as datas de realização das campanhas de coleta de lixiviado no aterro sanitário de Marituba - PA e o volume de efluente coletado em cada campanha.

Quadro 5: Campanhas de coleta de lixiviado no aterro sanitário de Marituba.

ATIVIDADE	DATA DE REALIZAÇÃO	VOLUME COLETADO
1º Campanha de coleta	15/03/2018	200 Litros
2º Campanha de coleta	03/05/2018	200 Litros
3º Campanha de coleta	03/10/2018	200 Litros
4º Campanha de coleta	23/11/2018	200 Litros

Após cada coleta as amostras de lixiviado foram armazenadas no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Água e Esgoto da Universidade Federal do Pará

(LAMAG/UFPA), onde foi realizada a sua caracterização físico-química e microbiológica.

#### 4.4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LIXIVIADO BRUTO DA CPTR MARITUBA

Após cada campanha de coleta, a amostra de lixiviado coletada era encaminhada para o Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Água e Esgoto da UFPA, para caracterização físico-química e microbiológica.

A caracterização físico-química e microbiológica das amostras de lixiviado bruto foi realizada de acordo com os métodos analíticos determinados pelo *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater* (APHA, 2012) (Quadro 6). Todas as caracterizações das amostras de lixiviado bruto foram realizadas em triplicata.

Quadro 6: Parâmetros investigados na caracterização das amostras de lixiviado e seus respectivos métodos analíticos.

Parâmetros	Métodos analíticos	Equipamentos
pH	Potenciométrico – SM 4500-H <sup>+</sup> B – (22 <sup>a</sup> ed.)	pHmetro nova instruments - NI PHM, com eletrodo combinado
Coliformes totais (NMP/100 ml)	Teste substrato enzimático cromogênico - Colilert. – SM 9223 – (22 <sup>a</sup> ed.)	Sistema Quanti Tray (colilert); Seladora Quanti-Tray 2X; Incubadora Quimis Q316M2
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	Método Colorimétrico – SM 5220 D – (22 <sup>a</sup> ed.)	Espectrofotômetro HACH 3900
DBO (mgO <sub>2</sub> /L)	Método SM 5210 B – (22 <sup>a</sup> ed.)	-
ST (mg/L)	Método Gravimétrico – SM 2540 B – (22 <sup>a</sup> ed.)	Estufa de secagem linha MA 033; Forno mufla ZEZIMAQ
STF (mg/L)	Método Gravimétrico – SM 2540 E – (22 <sup>a</sup> ed.)	Estufa de secagem linha MA 033; Forno mufla ZEZIMAQ

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos analíticos</b>	<b>Equipamentos</b>
STV (mg/L)	Método Gravimétrico – SM 2540 E – (22 <sup>a</sup> ed.)	Estufa de secagem linha MA 033; Forno mufla ZEZIMAQ
SS (ml/L)	Método Cone Imhoff – SM 2540 F – (22 <sup>a</sup> ed.)	Cone Imhoff
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Titulométrico – SM 4500-NH <sub>3</sub> B, C - (22 <sup>a</sup> ed.)	Destilador de Nitrogênio TECNAL – TE 0363
Cloreto (mg/L)	Espectrofotométrico - HACH 8131 – Tiocianato mercurico	Espectrofotômetro HACH 3900
Sulfetos (mg/L)	Espectrofotométrico - HACH 8131 – Azul de metileno	Espectrofotômetro HACH 3900

\*Legenda: SM: Standard Methods for the examination for water and wastewater; pH: potencial hidrogeniônico; E.coli: Escherichia coli; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis.

\*Nota: devido indisponibilidade de reagentes, os ensaios de DBO foram realizados em laboratório terceirizado, entretanto, o referido laboratório não disponibilizou as especificações técnicas dos equipamentos utilizados nas análises.

#### 4.5.DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO

##### 4.5.1. Destilação simples em diferentes condições de pH

Para a realização dos ensaios de destilação, foi utilizada amostra composta do lixiviado. A amostra composta foi preparada a partir da mistura de alíquotas de iguais volumes, das amostras de lixiviado coletadas no aterro sanitário de Marituba nos meses de março, maio, outubro e novembro de 2018 (Quadro 7).

Quadro 7: Preparo da amostra composta de lixiviado utilizada nos ensaios de destilação.

<b>AMOSTRA</b>	<b>VOLUME DAS ALÍQUOTAS</b>
Lixiviado coletado em Março	06 litros
Lixiviado coletado em Maio	06 litros
Lixiviado coletado em Outubro	06 litros
Lixiviado coletado em Novembro	06 litros
<b>VOLUME TOTAL DE AMOSTRA COMPOSTA</b>	<b>24 LITROS</b>

Foi preparado um volume de 24 litros de amostra composta, com o intuito de ter amostra suficiente para fazer todos os experimentos e ainda ter um volume de sobra, disponível para usar em caso de necessidade de refazer algum ensaio.

A amostra composta de lixiviado foi caracterizada, de acordo com os métodos analíticos dispostos no Quadro 6.

O conjunto de destilação utilizado é composto pelos seguintes equipamentos e vidrarias: manta aquecedora, balão de fundo redondo, coluna de destilação, termômetro, cabeça de destilação, condensador, alonga e balão coletor de destilado. A figura 10 apresenta o layout de montagem da planta de destilação, elaborado por meio do software ChemSketch 12.0.

Figura 10: *Layout* de montagem do conjunto utilizado para a destilação de lixiviado.



Fonte: Autor, 2019.

A instalação do conjunto de destilação em escala de bancada, no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Água e Esgoto da UFPA, é apresentada na Figura 11.

Figura 11: Instalação do conjunto de destilação de lixiviado em laboratório.



Fonte: Autor, 2018.

A montagem do aparato experimental teve como base os modelos utilizados por Bahé (2008) e Bacelar (2010), em pesquisas sobre a temática de evaporação de lixiviado de aterro sanitário.

As especificações técnicas dos equipamentos utilizados no processo de destilação são exibidas no quadro 8.

Quadro 8: Especificações técnicas dos equipamentos utilizados no conjunto de destilação.

<b>EQUIPAMENTO</b>	<b>ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS</b>
Manta Aquecedora	Manta aquecedora, modelo 102E – Marca: FISATOM – Potencia: 330W – Capacidade: 1000 ml - Faixa de máxima de operação: 300 °C
Banho termostático	Banho termostático, modelo B3 – Marca: HAAKE
Termômetro	Termômetro digital, modelo TP 101; Marca: NETLAB Faixa de operação: -50 +300 °C

O processo de destilação de lixiviado, mostrado nas Figuras 9 e 10 é realizado da seguinte maneira: A manta de aquecimento fornece calor para o balão de fundo redondo que contém amostra de lixiviado de aterro sanitário. Conseqüentemente ocorre o aquecimento da amostra de lixiviado, provocando sua evaporação. Os vapores liberados sobem pela coluna de destilação e são encaminhados até o tubo condensador. Ao passar



pelo condensador os vapores retornam à fase líquida, devido a troca térmica no condensador, sendo posteriormente recolhida em frasco coletor.

Cada ensaio de destilação de lixiviado gera uma fração líquida de aspecto clarificado, correspondente a massa líquida vaporizada e condensada, a qual chama-se de efluente tratado. Ocorre também a geração de uma borra residual, de aspecto escuro, correspondente a fração de lixiviado que não vaporizou durante a destilação, ficando retida no balão de destilação.

Em cada ensaio de destilação foram utilizados 350 ml de amostra composta de lixiviado. Cada destilação ocorria até obter-se um efluente clarificado com 90% do volume inicial.

Antes de cada destilação, as amostras de lixiviado eram submetidas previamente à correção de pH, com o intuito de avaliar a influência deste parâmetro na eficiência de remoção de alguns constituintes, em especial o nitrogênio amoniacal.

Foram realizadas destilações com amostras compostas de lixiviado em 03 condições de pH. Foram executadas seis destilações de amostras com pH sem correção prévia (8,47), seis destilações de amostras com pH corrigido para a faixa neutra (7,0) e seis destilações de amostras com pH corrigido para a faixa ácida (6,0). A correção do pH das amostras para as faixas neutra e ácida foi realizado por meio de aplicação de solução  $H_2SO_4$  1N.

Foram executadas 06 destilações para cada condição de pH, totalizando 18 destilações.

As temperaturas máximas de aquecimento das amostras de lixiviado, durante os ensaios de destilação foram de aproximadamente  $100 \pm 5$  °C (ponto de ebulição da água). As temperaturas foram verificadas por meio da leitura de termômetro instalado no balão de destilação.

#### **4.5.1.1. Caracterização Físico-química do efluente tratado e da borra residual obtidos nas destilações**

As amostras de efluente tratado e as amostras de borra residual de cada ensaio de destilação, foram caracterizadas de acordo com os métodos dispostos no Quadro 6. Devido ao volume de efluente tratado e de borra residual obtidos nas destilações, ser insuficiente para a aplicação de todos os métodos de caracterização dispostos no quadro

6, não foi possível realizar a análise dos parâmetros Coliformes Totais, *E.coli*, ST, STF, STV e SS. Devido a indisponibilidade de reagentes e equipamentos, também não foi possível realizar a análise de DBO nestas amostras.

#### **4.5.1.2. Análise estatística**

Com o objetivo de comparar os resultados obtidos nas destilações e determinar se as diferenças numéricas verificadas são estatisticamente significativas, foi aplicado o teste de análise de variância de um fator (ANOVA).

A análise de variância compara as médias provenientes de 3 ou mais amostras independentes e determina se as diferenças entre estas médias são estatisticamente significantes (TRIOLA, 2014).

Desta forma, para cada parâmetro analisado nas amostras de efluente tratado foi aplicada a análise de variância, para verificar se as alterações no pH do lixiviado geraram diferenças estatisticamente significativas no efluente tratado.

Contudo, a ANOVA consiste em um teste estatístico paramétrico, e sua aplicação exige que os dados populacionais sejam normalmente distribuídos.

Portanto, foi realizado previamente teste de normalidade dos dados para atestar se as populações possuem distribuição normal. Para tal verificação, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk.

Os parâmetros que apresentaram distribuição normal foram analisados estatisticamente por meio de análise de variância. O nível de significância considerado na análise de variância foi de 0,05.

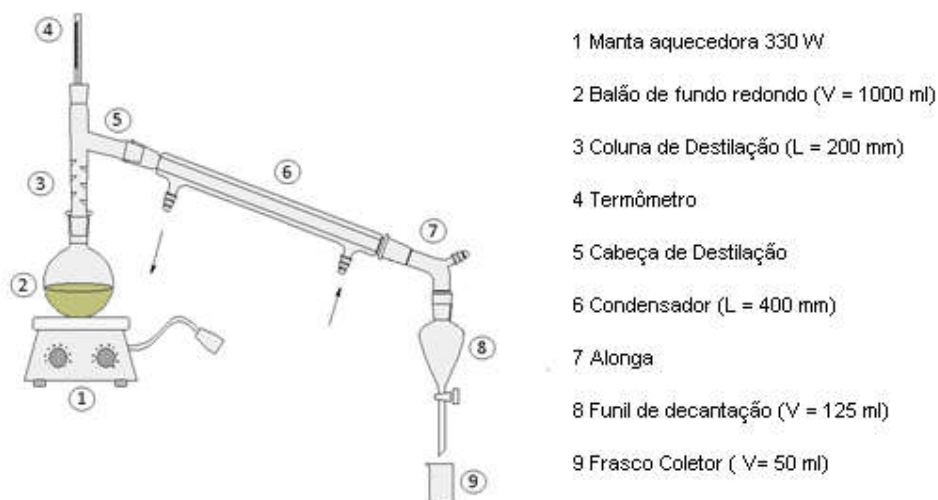
O desenvolvimento das análises estatísticas foi realizado com o emprego do software Minitab 17.

#### **4.5.2. Avaliação da taxa de volatilização de amônia**

Devido aos resultados obtidos ao longo desta pesquisa, resolveu-se investigar o processo de liberação de amônia durante a destilação de lixiviado. Para isso foram realizados novos testes, nos quais se avaliou a taxa de volatilização da amônia ao longo da destilação.

O layout do conjunto de destilação utilizado na investigação da taxa de volatilização de  $\text{NH}_3$  é apresentado na Figura 12.

Figura 12: *Layout* do conjunto de destilação utilizado para investigar a taxa de volatilização de amônia..



Fonte: Autor, 2019.

A Figura 13 apresenta o experimento montado em escala de bancada, no Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Água e Esgoto da UFPA.

Figura 13: Experimento de bancada para avaliar a taxa de volatilização de amônia, durante a destilação de lixiviado.



O procedimento segue os princípios de uma destilação simples e tem as seguintes etapas: Fornecimento de calor pela manta aquecedora, aquecimento da

amostra de lixiviado, liberação de vapores, condensação dos vapores e recolhimento de alíquotas do efluente tratado no funil de decantação.

Para esta investigação foram realizados 03 ensaios de destilação de amostra composta de lixiviado, sem ajuste do pH (pH = 8,47). O pH foi preservado na faixa básica, com o objetivo de proporcionar uma maior volatilização da amônia. Segundo Campos (2010), a volatilização da amônia livre é favorecida em efluentes com pH básico.

Para possibilitar uma melhor avaliação da volatilização da amônia, foram utilizados 700 ml de lixiviado em cada destilação. Durante cada destilação, sempre que se completavam 95 ml de efluente tratado no funil de decantação, efetuava-se a coleta desta alíquota, por meio de abertura de válvula no funil de decantação. Posteriormente, cada alíquota era encaminhada para análise físico-química, para avaliar a concentração de  $\text{NH}_3$ .

Cada ensaio de destilação ocorreu até ser obtido um volume de efluente tratado correspondente a 95% do volume inicial. Desta forma, em cada destilação foram coletadas 07 (sete) alíquotas de efluente tratado de 95 ml cada (Figura 14).

Figura 14: Frascos de coleta de alíquotas de 95 ml de lixiviado.



Fonte: Autor, 2019.

Em cada alíquota coletada foi procedida a análise da concentração de  $\text{NH}_3$ . A partir destas análises foi possível verificar o período da destilação em que ocorreu a maior liberação da amônia presente no lixiviado.

Também foram analisados os parâmetros pH, DQO e cloretos. Tais parâmetros foram analisados devido a uma possível relação com a presença de  $\text{NH}_3$  e também devido a possível liberação de outras substâncias voláteis, as quais refletem nos resultados destes parâmetros.

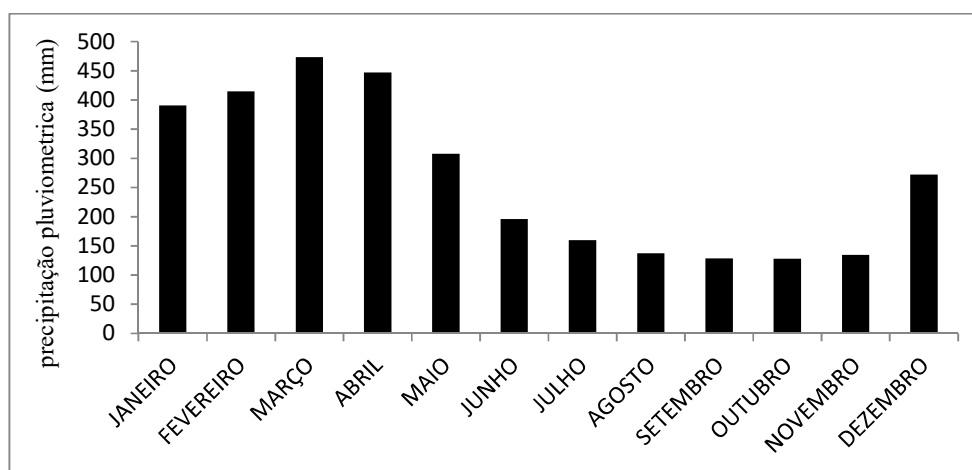
A análise dos parâmetros  $\text{NH}_3$ , pH, DQO e cloretos nas alíquotas coletadas foi feita de acordo com os métodos dispostos no quadro 6.

## 5. RESULTADOS

### 5.1. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

De acordo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018), a região metropolitana de Belém apresenta dois períodos climatológicos, sendo um período chuvoso, que se estende de dezembro a maio, cujas precipitações máximas mensais podem alcançar valores superiores a 400 mm e um período menos chuvoso entre os meses de junho e novembro, que apresenta precipitações médias mensais abaixo de 200 mm (Figura 15).

Figura 15: Precipitação média mensal da Região metropolitana de Belém (1985 – 2016).



Fonte: INMET, 2018

A análise da série histórica que compreende o período entre 1985 até 2016 da estação 2º DISME – INMET/PA (código 148002), aponta o mês de março como o mais chuvoso do ano na Região Metropolitana de Belém, com precipitação média mensal de 473,09 mm, enquanto o mês de outubro se apresenta como o menos chuvoso, com precipitação média mensal de 127,81 mm.

### 5.2. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO

A caracterização das amostras de lixiviado bruto coletadas nos períodos chuvoso e não chuvoso é apresentada na tabela 4. A caracterização do lixiviado ocorreu em triplicata, para possibilitar um melhor detalhamento estatístico dos dados.

Tabela 4 – Caracterização do lixiviado bruto nos períodos chuvoso e não chuvoso.

PARAMETROS	MARÇO			MAIO			OUTUBRO			NOVEMBRO		
<b>pH</b>	8,45	8,43	8,41	8,44	8,5	8,56	8,7	8,3	8,32	7,97	8,13	8,18
<b>Alcalinidade Total (mg (CaCO<sub>3</sub>/L))</b>	7.250	6.941	7.733	10.000	9.758	9.466	23.166	12.875	13.191	14.441	16.566	17.908
<b>Nitrogênio amoniacoal (mg/L)</b>	1.850	1.560	1.508	2.500	2.006	2.354	4.500	4.553	4.239	7.150	7.243	7.032
<b>Condutividade (µs /cm)</b>	13.200	13.200	13.100	11.100	11.100	11.200	22.200	23.100	22.300	32.900	32.100	33.000
<b>Sulfetos (µs / cm)</b>	250	240	250	250	250	263	7.500	7.458	7.422	2.800	2.900	3.042
<b>Cloreto (mg/ L)</b>	4.900	4.992	3.442	8.850	8.630	8.550	21.600	22.260	22.060	9.150	10.450	10.550
<b>DBO<sub>5</sub> (mgO<sub>2</sub>/L)</b>	427	-	-	593	-	-	545	-	-	629	-	-
<b>DQO (mgO<sub>2</sub>/L)</b>	725	925	725	5.450	3.950	750	14.300	15.800	17.100	14.150	17.150	21.000
<b>DBO<sub>5</sub> / DQO</b>	0,59	-	-	0,11	-	-	0,04	-	-	0,04	-	-
<b>ST (mg/L)</b>	6.049	6.131	5.913	8.275	7.992	8.183	16.461	15.547	14.374	17.516	25.571	17.111
<b>STF (mg/L)</b>	4.857	4.909	4.974	6.546	6.369	6.493	12.206	14.335	13.687	14.527	22.586	11.288

PARAMETROS	MARÇO			MAIO			OUTUBRO			NOVEMBRO		
<b>STV (mg/L)</b>	1.192	1.222	939	1.729	1.623	1.690	4.225	1.212	687	2.989	2.985	5.823
<b>STF/ST</b>	0,8	0,8	0,84	0,79	0,8	0,79	0,74	0,92	0,95	0,83	0,88	0,66
<b>STV/ST</b>	0,2	0,2	0,16	0,21	0,2	0,21	0,26	0,08	0,05	0,17	0,12	0,34
<b>SS (ml/L)</b>	2,5	1,5	0,8	1,5	1,1	1,2	<0,1	<0,1	<0,1	1,5	1	3,5
<b>Cor aparente (uC)</b>	983	1.277	861	840	598	2.884	598	598	598	598	598	598
<b>Turbidez (NTU)</b>	418	420	480	736	580	724	996	832	736	416	656	736
<b>Coliformes totais (NMP/100 ml)</b>	1.527	2.677	-	3.612	2.727	>5012	>5012	>5012	>5012	>5012	>5012	>5012

\***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; E.coli: Escherichia coli; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis; - : não avaliado.



O lixiviado bruto da CPTR Marituba apresentou pH situado na faixa básica. Ao longo do ano, o pH do lixiviado bruto variou de 7,97 até 8,70.

Apesar da CPTR Marituba ter menos de cinco anos de operação, os valores de pH apontam para um lixiviado com características semelhantes ao de um aterro de maior idade. Segundo Renou et al. (2008) valores de pH acima de 7,5 são característicos em lixiviados de aterros sanitários com mais de dez anos de operação.

Os valores de pH encontrados são compatíveis com os valores comumente verificados em lixiviados de aterros sanitários, tais como os registrados por Santos (2009), Dutra (2015) e Bahé (2008).

O valor médio de alcalinidade total verificado ao longo do ano no lixiviado foi de 12.441,66 mg/L. As amostras coletadas no período menos chuvoso apresentaram valores superiores ao período chuvoso. Os valores de alcalinidade encontrados são elevados, porém compatíveis com valores observados em pesquisas sobre lixiviado como as realizadas por Rietow (2018) e Bastos (2011). Segundo Contrera (2008), em águas residuárias, altos valores de alcalinidade podem ter relação com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Santos (2009) afirma que elevadas concentrações de amônia ( $\text{NH}_3$ ) são fonte de alcalinidade em lixiviados.

Assim como na análise de alcalinidade, foi verificado que as concentrações de nitrogênio amoniacal no lixiviado foram superiores no período menos chuvoso, no qual a concentração média neste efluente foi de 5.786 mg/l, enquanto no período chuvoso a concentração média de  $\text{NH}_3$  verificada foi de 1.963 mg/l. Segundo Magalhães (2014) é comum a ocorrência de elevadas concentrações de  $\text{NH}_3$  em lixiviados de aterros sanitário, pois a elevada atividade microbiológica ocorrida nas células de deposição de resíduos promove a conversão do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. As condições anaeróbias nas células do aterro contribuem para a manutenção dos altos valores de n-amoniacal, pois dificultam a conversão do nitrogênio amoniacal a nitritos e nitratos.

Quanto à concentração de matéria orgânica, percebeu-se uma grande variação na DQO do lixiviado ao longo do ano, cujos valores variaram de 725 mg/L até 21.000 mg/L.

A DBO média nos períodos chuvoso e menos chuvoso foi de 510,0 mg/l e 587,0 mg/l respectivamente. O fato de ocorrer uma baixa variação na DBO (enquanto há uma

elevada variação da DQO), ao longo dos períodos, pode ser consequência de fatores operacionais verificados no aterro sanitário.

O tratamento do lixiviado gerado o aterro sanitário é realizado por meio de centrais de osmose reversa. O lixiviado gerado nas células do aterro é drenado para lagoas de estabilização dispostas no aterro. Após armazenado nas lagoas, o lixiviado é encaminhado para duas lagoas de equalização para homogeneizar o efluente. O lixiviado presente nas lagoas de equalização é então bombeado para as centrais de osmose reversa. Nas centrais de osmose reversa são gerados dois produtos, uma fração de efluente tratado e uma fração de lodo residual do processo.

Durante as coletas de lixiviado, percebeu-se que o lodo residual das centrais de tratamento por osmose reversa era recirculado para as lagoas de armazenamento de lixiviado. Este lodo residual possui elevada carga de matéria orgânica não biodegradável. Desta forma, sugere-se a hipótese de que a recirculação constante deste residual elevou a concentração de substâncias inorgânicas e material de difícil biodegradabilidade nas lagoas de lixiviado, contribuindo para o crescimento cada vez mais expressivo da DQO ao longo do ano.

De posse dos dados de DBO e DQO foi analisada a variação da biodegradabilidade do lixiviado. Tal análise foi feita por meio da razão DBO/DQO, a qual revelou que ao longo do ano, o lixiviado sofreu uma brusca mudança nas suas características de biodegradabilidade. No período chuvoso os valores da razão DBO/DQO no lixiviado foram de 0,59 e 0,11, correspondentes aos meses de março e maio, respectivamente. Segundo Santos (2003), efluentes que apresentam razão DBO/DQO com valores entre 0,4 e 0,6 possuem um elevado teor de matéria orgânica biodegradável.

No período menos chuvoso, entretanto a razão DBO/DQO foi de apenas 0,04, o que, de acordo com Santos (2003), configura um efluente não biodegradável.

Os valores médios das concentrações de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis também foram superiores nas amostras de lixiviado bruto coletadas no período menos chuvoso, quando comparados com o período chuvoso. A análise da razão STF/ST indica que, em média, os sólidos totais fixos correspondem a 82% da concentração de sólidos totais dispostos no lixiviado. Esta caracterização química dos sólidos revela a predominância de partículas inorgânicas no lixiviado.

Assim como nos demais parâmetros, os valores de condutividade elétrica foram superiores no período menos chuvoso. Tal fator pode ser devido a maior concentração de sólidos neste período. De acordo com Athayde et al., (2009) em lixiviados de aterro sanitário, a condutividade elétrica é diretamente proporcional a concentração de sólidos dissolvidos totais. Segundo Rocha (2008) a condutividade é fortemente associada a concentrações de sais presentes em lixiviado de aterro sanitário.

Na Tabela 5 é apresentada a análise estatística descritiva dos dados de caracterização do lixiviado bruto.

Tabela 5: Análise estatística descritiva da caracterização das amostras de lixiviado bruto.

Variável	Média	Desvio Padrão	Variância	Coefficiente de variação	Mínimo	Mediana	Máximo
pH	8,3658	0,1998	0,1998	2,39	7,9	8,4	8,7
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	12442	4937	24369119	39,68	6942	11438	23167
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	9335	7885	62169029	84,46	725	9800	21000
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3875	2252	5070752	58,12	1508	3370	7243
Condutividade elétrica (ms/cm)	19,88	8,93	79,76	44,93	11,10	17,70	33,00
Sulfetos (µg/L)	2719	3077	9467197	113,17	240	1532	7500
Cloreto (mg/L)	11286	6816	46461199	60,39	3443	9000	22260
ST (mg/L)	12427	6238	38915585	50,20	5913	11325	25571
STF (mg/L)	10231	5496	30201162	53,71	4857	8917	22586
STV (mg/L)	2193	1541	2373433	70,25	687	1657	5823
Turbidez (UNT)	644,2	184,7	34128,3	28,68	416,0	690,0	996,0
Cor aparente (uC)	920	655	429322	71,23	599	599	2884

Os baixos valores de coeficiente de variação verificados para os parâmetros pH e turbidez indicam uma baixa dispersão dos valores obtidos ao longo do ano para estes parâmetros. As medidas de variação indicaram que, dentre todos os parâmetros

analisados, houve maior variabilidade nos dados referentes ao parâmetro DQO, o qual apresentou coeficiente de variação igual a 0,84. Na Figura 16 são apresentados os gráficos box-plot da caracterização do lixiviado bruto da CPTR Marituba.

Figura 16: Gráficos Box-plot da caracterização do lixiviado coletado ao longo de 2018, para os parâmetros: (a) nitrogênio amoniacal, (b) DQO, (c) pH, (d) alcalinidade, (e) cloretos, (f) sulfetos.

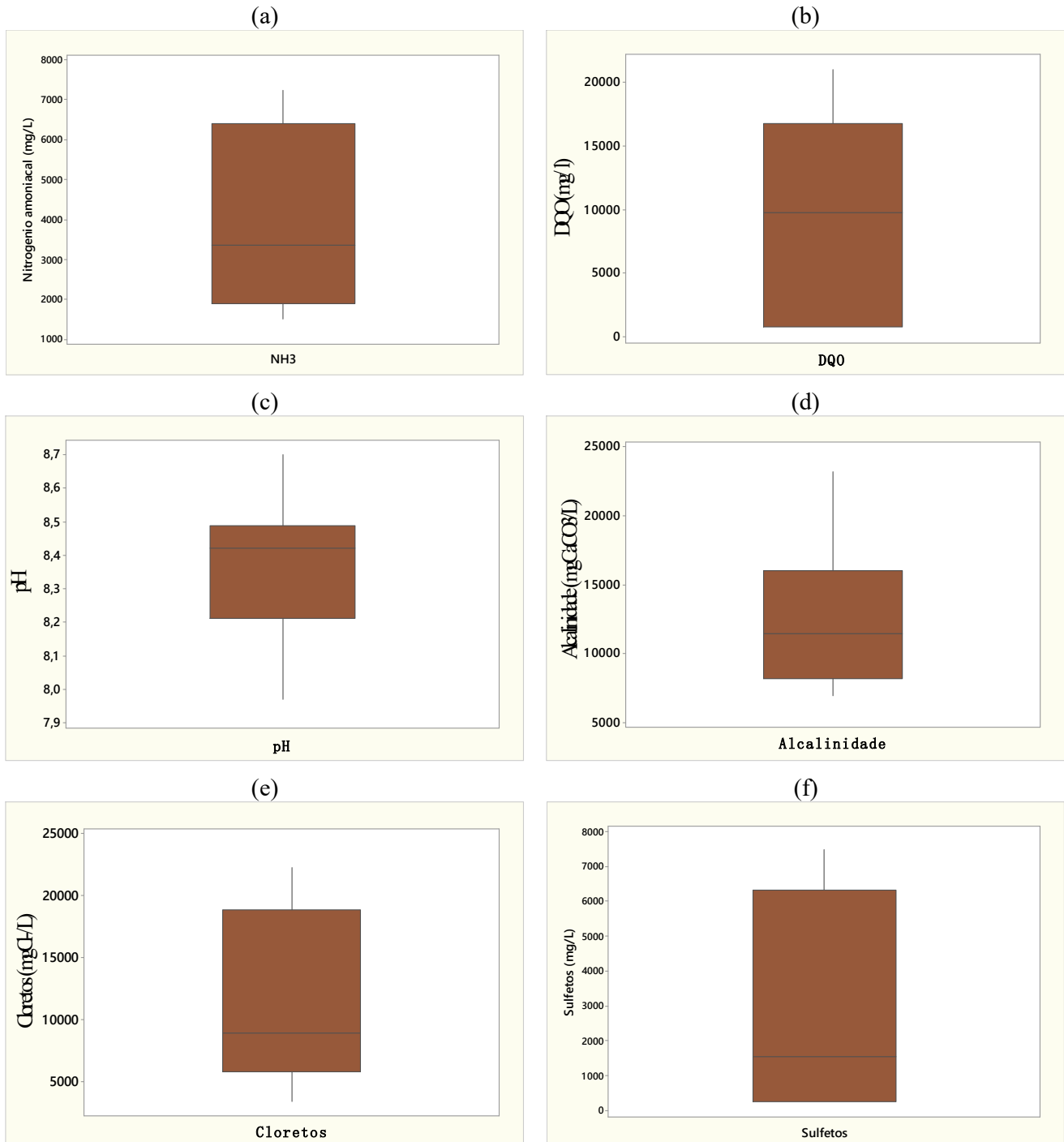
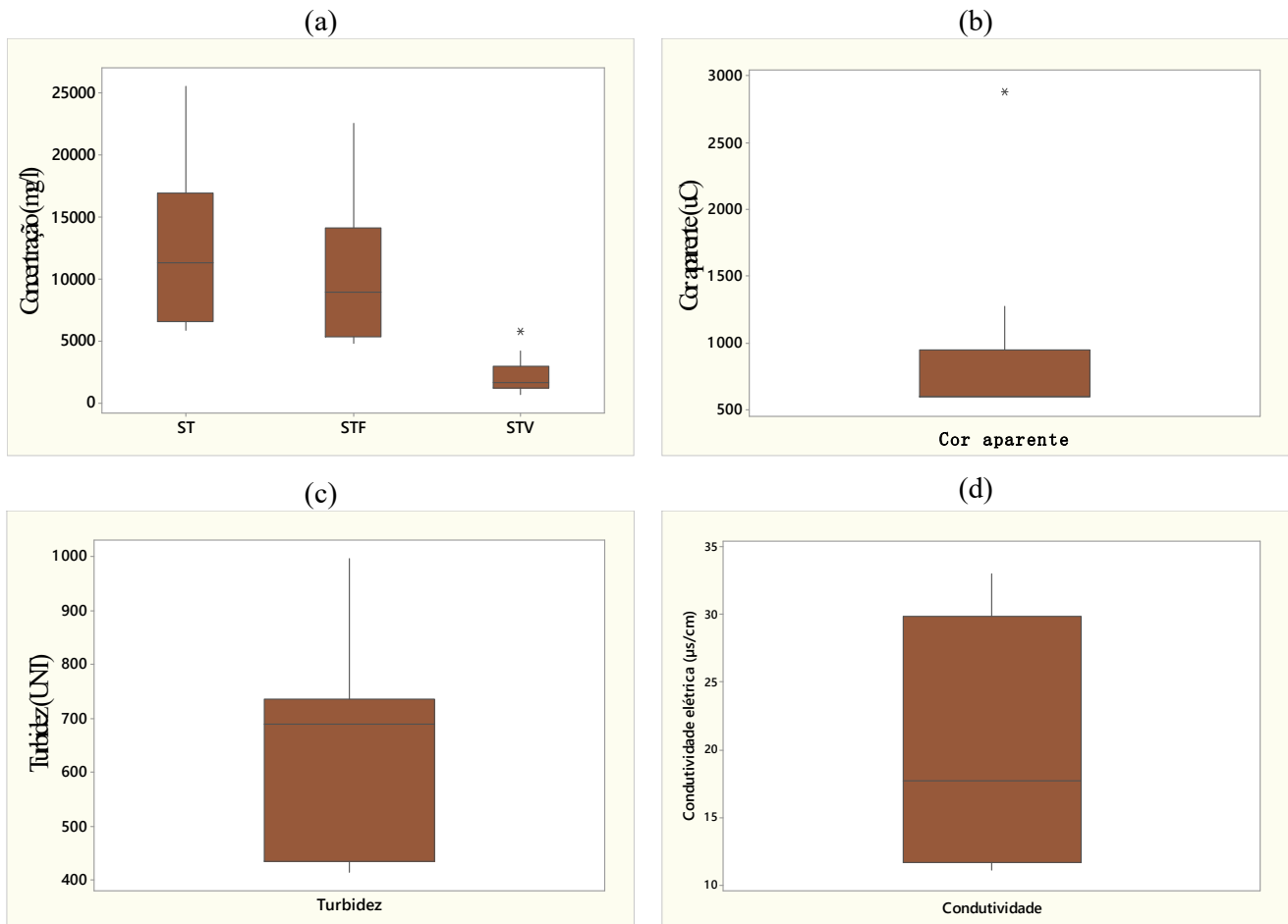


Figura 17: Gráficos Box-plot da caracterização do lixiviado coletado ao longo de 2018, para os parâmetros: (a) ST-STF-STV, (b) cor aparente, (c) turbidez, (d) condutividade.



Na análise dos gráficos box-plot da figura 17, chama-se atenção especial para o gráfico (a). Ao comparar os intervalos interquartílicos dos parâmetros do gráfico box-plot (a), percebe-se uma maior amplitude nos dados de concentrações de sólidos fixos, quando comparados com os sólidos voláteis, tal fato revela que as concentrações de sólidos fixos foram superiores às concentrações de sólidos voláteis no lixiviado. Esta maior amplitude da concentração de sólidos fixos, pode ser atribuída a constante recirculação de lodo residual das centrais de osmose reversa para as lagoas de estabilização do aterro, visto que este lodo é rico em sólidos inertes.

No intuito de compreender a inter-relação entre os vários parâmetros avaliados na caracterização do lixiviado da CPTR Marituba, foi aplicada correlação de spearman entre todos os parâmetros analisados (tabela 6).

Tabela 6: Matriz de correlação entre os parâmetros analisados no lixiviado bruto.

PARÂMETROS	pH	ALCALINIDADE	DQO	ST	STF	STV	CLORETO	COR	TURBIDEZ	NH3	CONDUTIVIDADE ELETRICA	SULFETOS
pH	1											
ALCALINIDADE	-0,336	1										
DQO	-0,55	0,851	1									
ST	-0,552	0,895	0,865	1								
STF	-0,601	0,811	0,806	0,916	1							
STV	-0,105	0,671	0,466	0,692	0,406	1						
CLORETO	-0,329	0,797	0,879	0,762	0,804	0,287	1					
COR	0,452	-0,819	-0,801	-0,725	-0,749	-0,343	-0,788	1				
TURBIDEZ	0,197	0,563	0,564	0,359	0,387	0,211	0,732	-0,393	1			
NH3	-0,594	0,867	0,855	0,986	0,923	0,629	0,769	-0,733	0,345	1		
CONDUTIVIDADE ELETRICA	-0,758	0,646	0,722	0,747	0,663	0,365	0,589	-0,575	0,088	0,761	1	
SULFETOS	-0,217	0,833	0,742	0,715	0,755	0,303	0,890	-0,695	0,71	0,726	0,63	1

Fonte: Autor, 2019.

A forte correlação entre alcalinidade e NH<sub>3</sub>, pode ser atribuída à presença do nitrogênio em lixiviados na forma de bicarbonato de amônio (MIORIM, 2018). Segundo Lopes (2018), o bicarbonato de amônio é gerado pelo processo de decomposição bioquímica dos resíduos sólidos orgânicos dispostos nas células do aterro sanitário.

A correlação entre cloretos e sólidos totais fixos pode ser justificada pela presença de sais dissolvidos. De acordo com Segato & Silva (2000), resíduos contendo sais inorgânicos são fonte de cloretos e também contribuem para a concentração de sólidos totais em lixiviados de aterro sanitário.

A DQO e as concentrações de sólidos totais fixos também se mostraram fortemente correlacionadas positivamente, apresentando coeficiente de spearman igual a 0,806. Por outro lado, a correlação entre DQO e sólidos totais voláteis se mostrou fraca, com coeficiente de correlação inferior a 0,5. Este resultado reforça a ideia de que a presença de sólidos inertes contribui de maneira mais expressiva para os valores de DQO no lixiviado das lagoas, se comparados com os sólidos de fácil biodegradabilidade. O fato pode ser explicado pela constante recirculação de lodo residual das centrais de tratamento por osmose reversa, para as lagoas de armazenamento de chorume.

Devido ao baixo número de análises de DBO realizadas, esta variável não foi inserida na matriz de correlação.

### 5.3. DESTILAÇÃO DO LIXIVIADO

#### 5.3.1. Caracterização físico-química da amostra composta de lixiviado

A amostra composta de lixiviado utilizada nas destilações foi caracterizada de acordo com os métodos descritos no Quadro 6. A caracterização da amostra composta foi feita em triplicata. Os resultados da caracterização físico-química da amostra composta de lixiviado são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Caracterização físico-química da amostra composta de lixiviado tratada por destilações simples.

Parâmetros	Valor médio	± DP
pH	8,47	0,13
Condutividade elétrica (uS/cm)	21.800	205,48
Cor (uC)	938,7	4,44
Turbidez (NTU)	761,4	29,09
Alcalinidade (mg/L)	12.564,2	222,12
NH <sub>3</sub> (mg/L)	1.976,8	42,73
Cloretos (mg/L)	2.000,0	262,47
DQO (mg/L)	1.470,0	229,93
Sulfetos (ug/L)	850,0	277,89

#### 5.3.2. Dados operacionais do processo de destilação

Em cada ensaio de destilação foram utilizados 350 ml de amostra composta de lixiviado. Os dados operacionais dos ensaios de destilação são apresentados na tabela 8.

Tabela 8: Dados operacionais dos ensaios de destilação.

Temperatura de operação:	100 °C
Taxa de destilação	1,8 ml/min
Tempo de duração	175 min = 2,9 horas
Volume de lixiviado submetido a destilação	350 ml
Volume de efluente tratado	315 ml
Volume de borra residual gerada	35 ml

Foram realizadas seis destilações de amostra composta de lixiviado com pH básico (8,47), seis destilações de lixiviado com pH neutro (7,0) e seis destilações de lixiviado com pH ácido (6,0).

Cada destilação gerou dois produtos distintos: uma fração de efluente tratado, com volume correspondente a 90% do volume inicial e uma fração de borra residual com volume correspondente a 10% do volume inicial.

A Figura 18 apresenta o aspecto visual do lixiviado bruto, do efluente tratado e da borra residual gerada no processo de destilação de lixiviado.

Figura 18: Lixiviado bruto (1), efluente tratado (2) e borra residual (3).



A elevada eficiência da destilação para remoção de cor e turbidez é evidenciada por meio do aspecto clarificado da amostra tratada. Por outro lado, a fração residual gerada no processo apresenta uma alta concentração de partículas sólidas e substâncias dissolvidas, fato evidenciado pelo seu aspecto escuro.



### 5.3.2.1. Caracterização físico-química do efluente tratado

#### 5.3.2.1.1. Destilação de lixiviado com pH na faixa básica

As destilações das amostras de lixiviado em pH básico (8,47) apresentaram elevadas eficiências para remoção de cor e turbidez e para redução das concentrações de DQO, sulfetos, e cloretos no efluente tratado (Tabela 9).

Tabela 9: Caracterização do efluente tratado por destilação, sem correção prévia do pH do lixiviado.

Parâmetros	Efluente tratado - Destilação sem correção de pH (pH=8,47)					
	Destilação 1	Destilação 2	Destilação 3	Destilação 4	Destilação 5	Destilação 6
pH	9,01	9,25	9,25	9,22	9,24	9,21
Condutividade elétrica (uS/cm)	12,28	12,27	12,26	12,40	12,25	12,27
Cor (uC)	0	0	0,0	0,0	0,0	10,0
Turbidez (NTU)	0,0	0,5	0,9	0,0	0,0	0,0
Alcalinidade (mg/L)	8.521	8.754	8.495	8.555	8.750	8.550
NH <sub>3</sub> (mg/L)	2.324	1.100	2.010	2.324	1.100	2.010
Cloretos (mg/L)	100,2	98,6	98,0	110,0	100,0	100,0
DQO (mg/L)	25,7	28,5	24,0	27,5	25,0	24,8
Sulfetos (ug/L)	15,0	19,0	18,0	20,0	15,0	16,0

O efluente tratado, no entanto, apresentou elevadas concentrações de NH<sub>3</sub> e alcalinidade. A alta concentração de NH<sub>3</sub> no efluente tratado é consequência da volatilização da amônia presente no lixiviado durante a destilação. O pH básico do lixiviado, contribuiu para a volatilização da amônia, visto que, segundo Metcalf & Eddy (2016), em efluentes com pH na faixa básica, ocorre a conversão dos íons amônio para amônia livre, a qual é passível de volatilização.

### 5.3.2.1.2. Destilação de lixiviado com pH na faixa neutra

Os ensaios de destilação de lixiviado com pH = 7,0 geraram um efluente tratado com reduções nos valores de cor, turbidez, DQO e cloretos, porém ainda apresentou altas concentração de NH<sub>3</sub> e alcalinidade (Tabela 10).

Tabela 10: Caracterização do efluente tratado por destilação, com correção do pH do lixiviado (pH=7,0).

Parâmetros	Efluente tratado - Destilação com correção de pH (pH = 7,0)					
	Destilação 1	Destilação 2	Destilação 3	Destilação 4	Destilação 5	Destilação 6
pH	9,24	9,2	9,21	9,25	9,15	9,24
Condutividade elétrica (uS/cm)	9,4	9,1	9,3	9,55	9,51	9,04
Cor (uC)	0,0	0,0	0,0	0	0	0
Turbidez (NTU)	0,0	0,5	0,0	0,0	0,4	1,0
Alcalinidade (mg/L)	6.300	6.254	6.530	6.321	6.544	6.270
NH <sub>3</sub> (mg/L)	1.985	1.123	1.080	730	854	750
Cloretos (mg/L)	159	199	132	152	123	200
DQO (mg/L)	21	20	23	21	25	20
Sulfetos (ug/L)	110	115	124	120	127	117

Apesar da alta concentração de NH<sub>3</sub> no efluente tratado, os resultados para este parâmetro foram melhores, se comparados com os obtidos na destilação de lixiviado com pH básico. Sendo assim, percebe-se que a destilação de lixiviado em pH neutro, contribuiu para uma redução da concentração de NH<sub>3</sub> no efluente tratado. Por outro lado, foi verificado que a redução do pH do lixiviado para a faixa neutra gerou um aumento das concentrações de sulfetos no efluente tratado.

Os elevados valores de sulfetos no efluente tratado podem ser explicados pela conversão de sulfatos a sulfeto de hidrogênio, devido a adição de solução ácida no processo de correção do pH do lixiviado. A adição de solução ácida nas amostras de lixiviado provocou uma reação de redução dos sulfatos para a forma de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), o qual durante a destilação foi liberado na forma de gás, sendo posteriormente condensado e recolhido no frasco de coleta de efluente tratado.

### 5.3.2.1.3. Destilação de lixiviado com pH na faixa ácida

A destilação do lixiviado com pH = 6,0 apresentou elevada eficiência para remoção de cor, turbidez, DQO, e cloretos. As concentrações de NH<sub>3</sub> no efluente tratado reduziram consideravelmente, chegando a 210,6 mg/L. Tais resultados refletem as afirmações de Metcalf & Eddy (2016), de que, em condições ácidas, o nitrogênio amoniacal, tende a permanecer na forma iônica (NH<sub>4</sub>), a qual é de difícil volatilização.

Tabela 11: Caracterização do efluente tratado por destilação, com correção do pH do lixiviado (pH=6,0).

Parâmetros	Efluente tratado - Destilação com correção de pH (pH = 6,0)					
	Destilação 1	Destilação 2	Destilação 3	Destilação 4	Destilação 5	Destilação 6
pH	9,39	9,5	9,45	9,57	9,46	9,47
Condutividade elétrica (uS/cm)	11	11,3	11,6	11,34	11,41	11,4
Cor (uC)	0,0	0,0	0,0	0	0	0
Turbidez (NTU)	0	0,5	0,8	0,8	0,6	0,43
Alcalinidade (mg/L)	2090	2000	2100	2091	2104	2100
NH <sub>3</sub> (mg/L)	452	324	340	210	450	248
Cloretos (mg/L)	99	98	100	99	100	100
DQO (mg/L)	25	27	29	29	27	27
Sulfetos (ug/L)	310	294	288	300	295	305

Os valores de alcalinidade total no efluente tratado também foram menores, para a destilação de lixiviado em condições ácidas.

Por outro lado, verificou-se que a destilação de lixiviado com pH=6,0 gerou um efluente tratado com maiores concentrações de sulfetos, alcançando concentrações acima de 300 µg/L. Este fato pode estar relacionado com a conversão de sulfatos a sulfetos de hidrogênio.

Na Tabela 12 são apresentadas as eficiências de médias de remoção de todos os ensaios de destilação de lixiviado realizados.

Tabela 12: Eficiências dos experimentos de destilação de lixiviado.

Parâmetros	Efluente tratado - lixiviado sem correção de pH (pH=8,48)		Efluente tratado - lixiviado com correção de pH (pH=7,0)		Efluente tratado – lixiviado com correção de pH (pH=6,0)	
	VALOR MÉDIO	EFICIENCIA (%)	VALOR MÉDIO	EFICIENCIA (%)	VALOR MÉDIO	EFICIENCIA (%)
<b>pH</b>	9,20	-	9,22	-	9,47	-
<b>Condutividade elétrica (uS/cm)</b>	12,29	<b>43,63%</b>	9,32	<b>57,26%</b>	11,34	<b>47,97%</b>
<b>Cor (uC)</b>	0	<b>100%</b>	0	<b>100%</b>	0	<b>100%</b>
<b>Turbidez (NTU)</b>	0,23	<b>99,97%</b>	0,31	<b>99,96%</b>	0,52	<b>99,93%</b>
<b>Alcalinidade (mg/L)</b>	8604,17	<b>31,52%</b>	6369,83	<b>49,30%</b>	2081,26	<b>83,44%</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>	2078,00	<b>0,00%</b>	1087,00	<b>45,01%</b>	337,54	<b>82,92%</b>
<b>Cloretos (mg/L)</b>	101,14	<b>94,94%</b>	160,83	<b>91,96%</b>	99,48	<b>95,03%</b>
<b>DQO (mg/L)</b>	25,92	<b>98,24%</b>	21,55	<b>98,53%</b>	27,57	<b>98,12%</b>
<b>Sulfetos (ug/L)</b>	17,17	<b>97,04%</b>	118,83	<b>79,51%</b>	298,67	<b>48,51%</b>

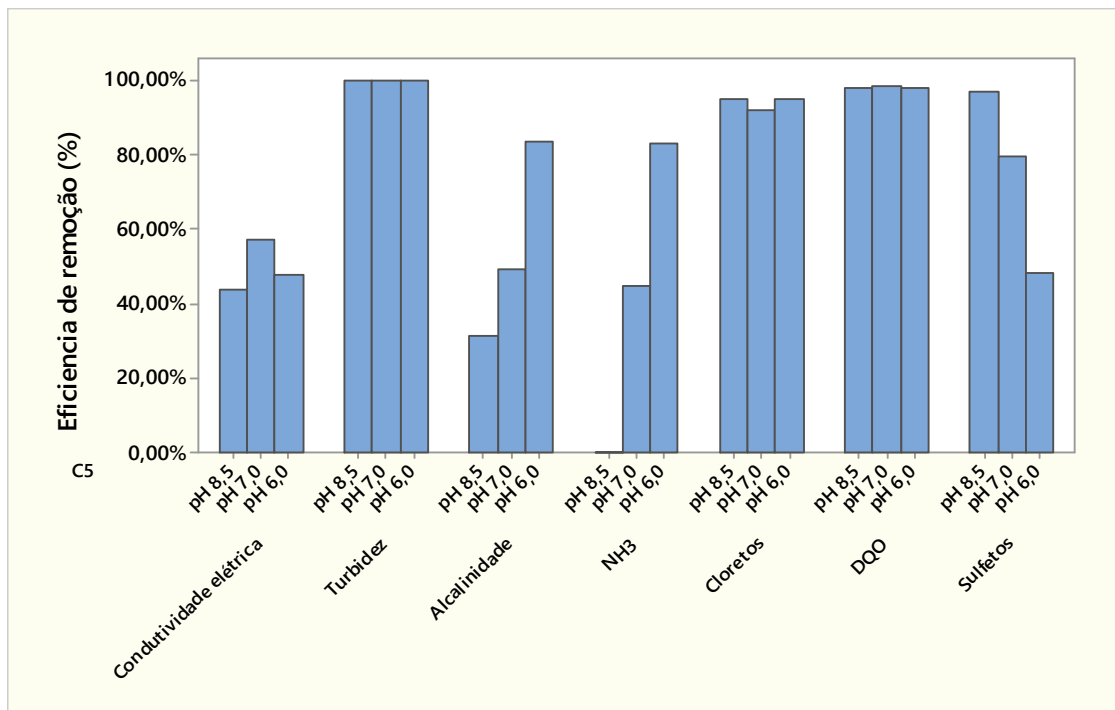
Fonte: Autor, 2019.

Ao analisar a tabela 12 percebe-se que mesmo variando o pH das amostras de lixiviado, foram obtidas eficiências médias de remoção entre 90% e 100% para os parâmetros cor, turbidez, cloretos e DQO.

Também foi verificado que ao reduzir o pH das amostras de lixiviado foram obtidas melhores eficiências de remoção de NH<sub>3</sub> por destilação. A destilação do lixiviado com pH básico não proporcionou remoção de NH<sub>3</sub>, por outro lado a correção do pH das amostras de lixiviado previamente a destilação proporcionou obter-se melhores eficiências de remoção de NH<sub>3</sub>. A eficiência média de remoção de NH<sub>3</sub> nas destilações de lixiviado com pH na faixa neutra e na faixa ácida foram de 45% e 83%, respectivamente.

A Figura 19 apresenta o gráfico com a comparação das eficiências médias de remoção obtidas nos ensaios de destilação.

Figura 19: Comparação da eficiência da destilação de lixiviado em diferentes faixas de pH.



Fonte: Autor, 2019.

Na Figura 19 é possível perceber o comportamento oposto das eficiências de remoção de NH<sub>3</sub> e sulfetos, em função das alterações do pH das amostras de lixiviado. O eficiência da remoção de NH<sub>3</sub> em pH ácido pode ser atribuída a conversão da amônia para a forma iônica. A redução da eficiência de remoção de sulfetos na destilação de lixiviado com pH ácido pode ser atribuída a conversão de sulfatos em sulfeto de hidrogênio durante o processo de ajuste do pH.

#### 5.3.2.1.4. Análise estatística dos resultados

Para avaliar se as alterações no pH do lixiviado proporcionaram diferenças estatisticamente significativas nos resultados do efluente tratado por destilação, foi aplicado o teste estatístico de Análise de Variância de Um fator (ANOVA).

Uma condição para a aplicação de análise de variância é que os dados sejam provenientes de uma população com distribuição normal. Desta forma, previamente à análise de variância, foi aplicado teste de normalidade sobre os resultados encontrados para o efluente tratado. O teste de normalidade aplicado foi o teste de Shapiro wilk, recomendado para amostras com tamanho  $5 \leq n \leq 50$ .

Para a execução dos Testes de normalidade foram enunciadas as seguintes hipóteses:

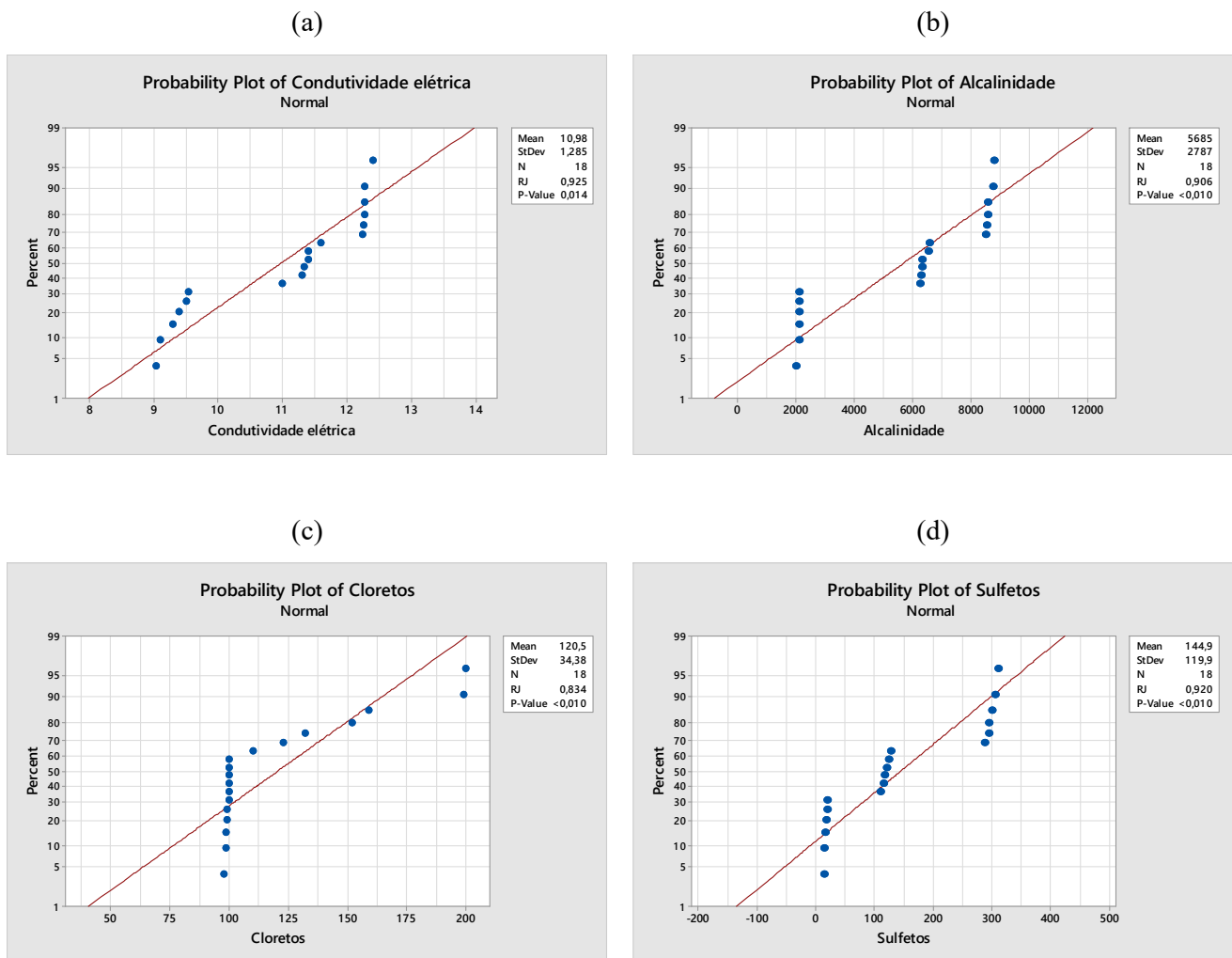
$H_0$ : Os dados provem de uma população com distribuição normal.

$H_a$ : Os dados não provem de uma população com distribuição normal.

O nível de significância  $\alpha$  adotado foi de 0,05. Desta forma, rejeitou-se  $H_0$ , se  $p\text{-valor} \leq \alpha$ . O teste de Shapiro-Wilk, apontou quatro variáveis com dados populacionais distribuídos de forma não paramétrica e quatro variáveis com distribuição normal.

Ao aplicar o teste de Shapiro-Wilk foi verificado  $p\text{-valor} \leq \alpha$  para os parâmetros: condutividade elétrica, alcalinidade, cloretos e sulfetos. Logo para estes parâmetros, rejeitamos a hipótese de normalidade dos dados (Figura 20).

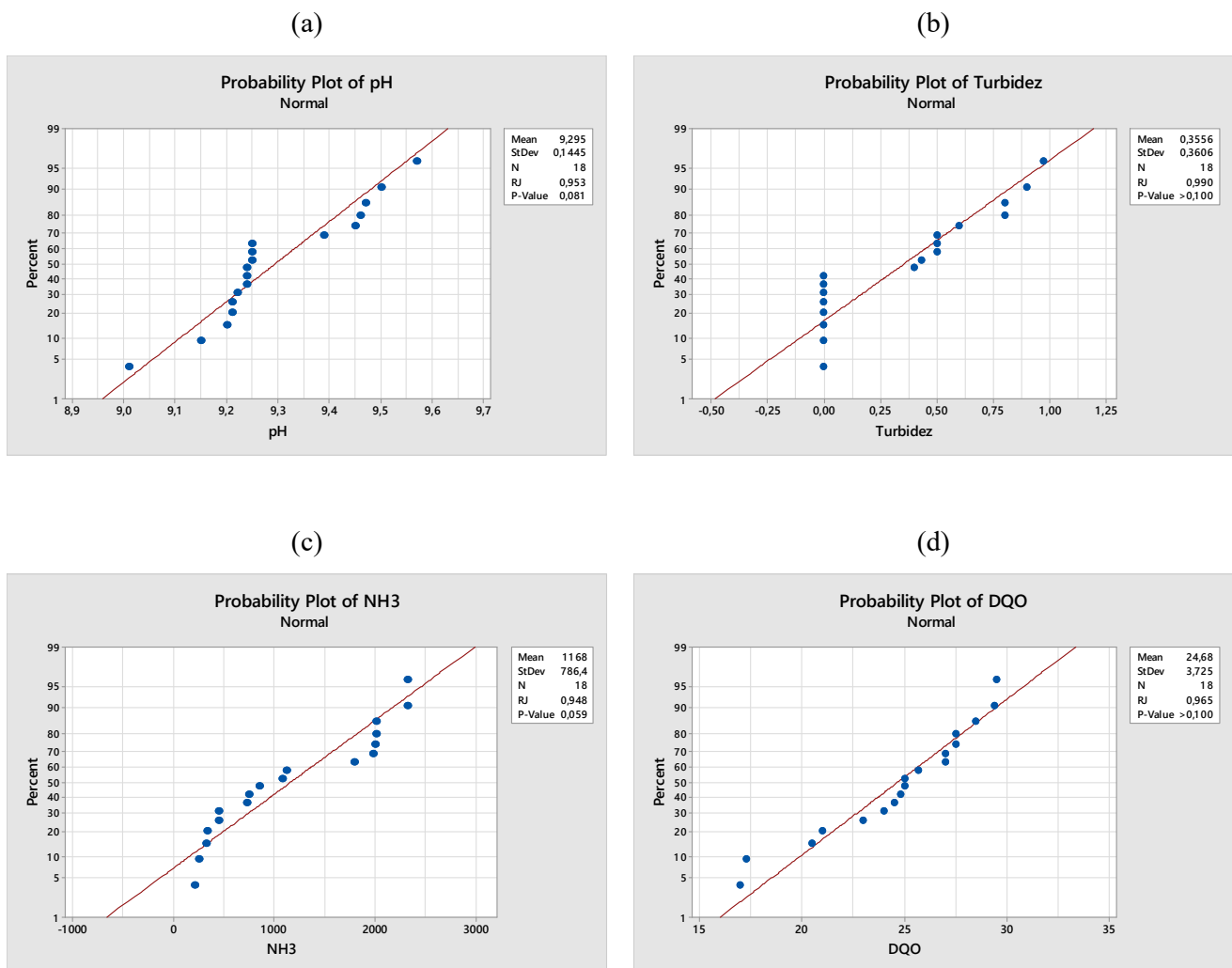
Figura 20: Parâmetros cujos dados não são provenientes de uma distribuição normal.



A ausência de normalidade dos dados nos parâmetros condutividade elétrica, alcalinidade, cloretos e sulfetos não permite que tais parâmetros sejam avaliados estatisticamente por meio de análise de variância.

Por outro lado, os testes de normalidade para os parâmetros pH, turbidez, NH<sub>3</sub> e DQO apresentaram p-valor > 0,05. Desta forma, aceitamos a hipótese de normalidade na distribuição dos dados dos referidos parâmetros (Figura 21).

Figura 21: Parâmetros cujos dados são provenientes de população com distribuição normal.



A partir da identificação dos parâmetros que apresentam populações com distribuição normal, foi aplicado o teste de Análise de Variância.

A análise de variância é interpretada a partir do enunciado de duas hipóteses:

H<sub>0</sub>: As médias populacionais são iguais.

H<sub>a</sub>: Pelo menos uma das médias populacionais é diferente das demais.

O nível de significância  $\alpha$  adotado na análise de variância foi de 0,05 e rejeitou – se H<sub>0</sub>, se  $p\text{-valor} \leq \alpha$ .

A análise de variância entre os valores de pH do efluente tratado apresentou p-valor < 0,05, levando a rejeição da hipótese de igualdade entre as medias (Tabela 13).

Tabela 13: Análise de variância dos análises de pH do efluente tratado.

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Factor	2	0,28723	0,143617	31,77	0,000
Error	15	0,06782	0,004521		
Total	17	0,35505			

Portanto, de acordo com a análise com a análise de variância, as alterações no pH das amostras de lixiviado, proporcionaram diferenças estatisticamente significativas, no pH do efluente tratado.

A análise de variância para os valores de turbidez do efluente tratado, apresentou p-valor > 0,05. Tal valor sugere a hipótese de igualdade entre as médias, ou seja, aceita-se a hipótese nula (Tabela 14). Desta forma, admitimos que as alterações no pH do lixiviado bruto não geraram variações significativas na turbidez do efluente tratado.

Tabela 14: Análise de variância dos análises de turbidez do efluente tratado.

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Factor	2	0,2667	0,1334	1,03	0,381
Error	15	1,9435	0,1296		
Total	17	2,2102			

A análise de variância entre os resultados de NH<sub>3</sub> no efluente tratado apresentou p-valor < 0,05, levando a rejeição da hipótese nula (Tabela 15). A análise de variância sugere que as alterações do pH do lixiviado geraram variações estatisticamente significativa nas concentrações de NH<sub>3</sub> do efluente tratado.

Tabela 15: Análise de variância dos análises de NH<sub>3</sub> do efluente tratado.

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Factor	2	6516832	3258416	17,65	0,000
Error	15	2769689	184646		
Total	17	9286521			



As alterações no pH do lixiviado bruto também proporcionaram variações estatisticamente significativas na DQO do efluente tratado. A análise de variância sugere a rejeição da hipótese nula, visto que apresentou p-valor < 0,05 (Tabela 16).

Tabela 16: Análise de variância dos resultados de DQO do efluente tratado.

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Factor	2	116,00	58,000	19,12	0,000
Error	15	45,49	3,033		
Total	17	161,49			

Portanto, a partir da análise de variância, conclui-se que, no tratamento de lixiviado tratado por destilação, o pH do efluente tratado e as eficiências de remoção de NH<sub>3</sub> e DQO são fortemente influenciadas pelas condições de pH do lixiviado.

### 5.3.2.2. Caracterização físico-química da borra residual da destilação

A borra resultante da destilação de lixiviado com pH básico apresentou concentrações de NH<sub>3</sub> abaixo de 500 mg/L, valor bem inferior a concentração de NH<sub>3</sub> encontrada no lixiviado bruto. A reduzida concentração de NH<sub>3</sub> se justifica pela volatilização da amônia durante a destilação (Tabela 17).

Tabela 17: Caracterização físico-química da borra residual da destilação de lixiviado com pH = 8,47.

Parâmetro	pH Básico (pH=8,47)					
	D1	D2	D3	D4	D5	D6
<b>pH</b>	10,54	10,20	10,4	10,50	10,49	10,48
<b>Condutividade elétrica (uS/cm)</b>	95.845	95.000	95.601	95.621	95.700	95.600
<b>Cor (uC)</b>	30.562	30.522	30.505	30.500	30.496	30.500
<b>Turbidez (NTU)</b>	1.202	1.201	1.208	1.220	1.204	1.210
<b>Alcalinidade (mg/L)</b>	10.198	10.227	10.200	10.320	10.223	10.230
<b>NH3 (mg/L)</b>	499	490	493	489	476	496
<b>Cloretos (mg/L)</b>	52.069	52.318	52.200	52.150	52.015	52.100
<b>DQO (mg/L)</b>	9.540	9.525	9.532	9.598	9.510	9.526
<b>Sulfetos (ug/L)</b>	6.516	6.488	6.600	6.542	6.498	6.500

Fonte: Autor, 2019.

\*Legenda: As nomenclaturas D1, D2, D3, D4, D5, e D6 representam a sequência numérica da realização das destilações e as respectivas borras residuais obtidas.

As elevadas concentrações de DQO indicam elevada concentração de matéria orgânica nas amostras de borra residual.

A borra residual da destilação de lixiviado com pH = 6,0 apresentou elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, com valores acima de 30.000 mg/L. A alta

concentração é devido a conversão da amônia para sua forma iônica, a qual não foi volatilizada durante as destilações (Tabela 18).

Tabela 18: Caracterização físico-química da borra residual da destilação de pH = 6,0.

Parâmetro	pH acidificado (6,0)					
	D13	D14	D15	D16	D17	D18
pH	3,50	3,80	3,50	3,67	3,95	3,85
Condutividade elétrica (uS/cm)	95.500	95.648	95.894	95.650	95.000	95.500
Cor (uC)	32.000	32.000	32.000	32.050	32.000	32.000
Turbidez (NTU)	4.920	4.801	4.720	4.900	4.625	4.810
Alcalinidade (mg/L)	-	-	-	-	-	-
NH <sub>3</sub> (mg/L)	34.129	34.652	33.894	34.912	33.010	34.139
Cloretos (mg/L)	50.210	49.525	52.733	50.121	51.600	50.300
DQO (mg/L)	12.237	11.952	11.655	12.555	11.956	12.425
Sulfetos (ug/L)	8.000	8.020	8.350	8.100	8.016	8.000

\*Legenda: As nomenclaturas D13, D14, D15, D16, D17, e D18 representam a sequência numérica da realização das destilações e as respectivas borras residuais obtidas.

Os valores de condutividade e cloretos ressaltam a forte presença de íons dissolvidos no resíduo da destilação, assim como os valores de DQO revelam a alta concentração de matéria orgânica no resíduo.

Com relação a amônia, foi verificado que a borra residual da destilação de lixiviado com pH ácido apresentou uma concentração média de NH<sub>3</sub> de 34.123 mg/L, valor este muito superior à concentração de NH<sub>3</sub> verificada na borra da destilação de lixiviado com pH básico, a qual foi de 490 mg/L. Tal diferença pode ser justificada pelo processo de conversão da amônia para a sua forma iônica, durante a acidificação do lixiviado. O nitrogênio amoniacal na forma iônica não é passível de volatilização. Desta forma, o nitrogênio amoniacal presente no lixiviado ácido ficou retido no balão de destilação, resultando nas elevadas concentrações verificadas na respectiva borra residual.

As amostras da referida borra residual apresentaram pH < 4,0, devido a adição de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> no processo de correção de pH do lixiviado. Este valor de pH é inferior a faixa mínima exigida para a determinação de alcalinidade (APHA, 2012), por isto, nestas amostras, não foi possível avaliar este parâmetro.

Não foi possível realizar a análise físico-química das amostras de resíduos das destilações de lixiviado com pH neutro, devido a problemas operacionais no armazenamento das amostras, os quais comprometeriam a confiabilidade dos resultados.

Analisando a caracterização físico-química das borras residuais da destilação de amostras de lixiviado com pH=8,47 e pH 6,0, foi possível perceber que a borra da destilação de lixiviado em condições ácida possui concentrações superiores de NH<sub>3</sub>. O fato é explicado pela baixa volatilização da amônia na destilação de lixiviado com pH ácido.

#### 5.4. AVALIAÇÃO DA TAXA DE VOLATILIZAÇÃO DA AMONIA

Nas destilações que foram realizadas especificamente para avaliar a taxa de volatilização da amônia foi obtido um efluente tratado com volume correspondente a 95% do volume inicial de lixiviado. Nestes ensaios foi utilizado 700 ml de lixiviado em cada destilação. A Tabela 19 apresenta os resultados operacionais dos ensaios de destilação.

Tabela 19: Características da destilação para a investigação da volatilização da amônia.

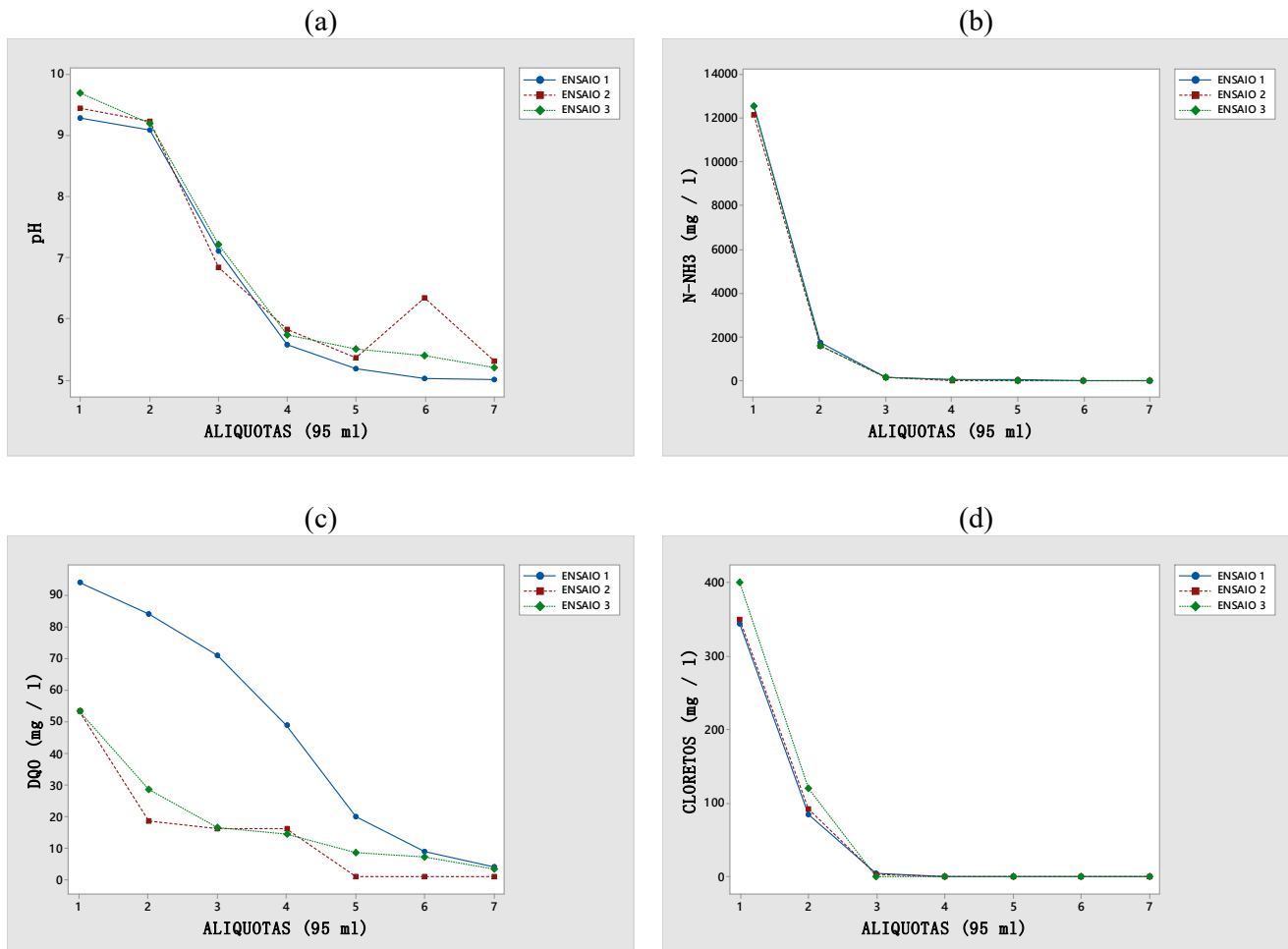
<b>Temperatura de operação:</b>	100 °C
<b>Taxa de destilação</b>	1,8 ml/min
<b>Tempo de duração</b>	369 min = 6,15 horas
<b>Volume de lixiviado submetido a destilação</b>	700 ml
<b>Nº de alíquotas de efluente tratado coletadas</b>	07
<b>Volume de cada alíquota de efluente tratado</b>	95 ml
<b>Volume total de efluente tratado obtido</b>	665 ml
<b>Volume de borra residual gerada</b>	35 ml

Fonte: Autor, 2019

Ao longo de cada ensaio de destilação foram coletadas sete alíquotas de efluente tratado com 95 ml cada, totalizando 665 ml de efluente tratado.

A Figura 22 apresenta os resultados da verificação da taxa de volatilização da amônia durante a destilação.

Figura 22: Variação dos parâmetros pH, NH<sub>3</sub>, DQO e cloretos nas amostras de efluente tratado ao longo dos ensaios de destilação.



O eixo horizontal do gráfico representa a ordem de coleta das alíquotas de efluente tratado ao longo da destilação e o eixo vertical representa a concentração de cada alíquota. Ressalta-se que o volume de cada alíquota de efluente tratado é de 95 ml.

A carga de NH<sub>3</sub> capturada nas alíquotas de efluente tratado foi calculada por meio da verificação de concentração molar (Equação 2). Segundo a equação 2, a concentração total de nitrogênio na amostra de lixiviado é igual a soma da concentração molar de NH<sub>3</sub> das alíquotas de efluente tratado.

$$C_i = C_1 + C_2 + C_3 + \dots + C_n \quad (2)$$

$C_i$  = Concentração molar total de NH<sub>3</sub> no lixiviado.

$C_1, C_2, C_n$  = Concentração de NH<sub>3</sub> nas alíquotas de efluente tratado.

Aproximadamente 87% da carga de nitrogênio amoniacal foi encontrada na 1ª alíquota coletada no funil de decantação. Levando-se em consideração a taxa de destilação de 1,8 ml/min, observa-se que 87% da carga de amônia presente no lixiviado foi liberada durante os primeiros 53 minutos de destilação (Figura 21-b).

A partir da 4ª (quarta) alíquota de destilado coletada no funil de decantação, a carga de NH<sub>3</sub> capturada foi insignificante, não representou nem 1% da carga inicial.

Não foi detectada a presença de NH<sub>3</sub> na última alíquota de destilado recolhida.

Verificou-se também que nas amostras coletadas nos primeiros minutos de destilação, a concentração de cloretos e a DQO eram superiores, assim como também os valores de pH.

O gráfico 21-c evidencia o decréscimo da DQO ao longo da coleta das alíquotas de efluente tratado. Sugere-se a hipótese de que nas primeiras alíquotas destiladas, a DQO é maior, devido a liberação de compostos orgânicos voláteis presentes no lixiviado, os quais são liberados no início da destilação.

Segundo CHRISTENSEN et al., (2001) a matéria orgânica dissolvida em lixiviados, é formada também por graxos ácidos voláteis, compostos húmicos e compostos fúlvicos. Tal hipótese é reforçada por RENOUE et al., (2008), ao afirmar que parte dos compostos orgânicos presentes em lixiviados de aterros jovens, pode consistir principalmente em compostos voláteis.

Ressalta-se que os elevados valores de DQO verificados nas alíquotas de destilado do ensaio 1, são consequência da elevada formação de espuma ocorrida durante este ensaio, fator que pode ter contribuído para um maior arraste de composto orgânicos para a amostra destilada.

O decréscimo nos valores de pH (Figura 21-a) pode estar, dentre outros fatores, relacionado com as concentrações de n-amoniaco.

## 6. CONCLUSÃO

1. Com relação ao lixiviado coletado no aterro sanitário de Marituba - PA, foi possível concluir que:
  - Em termos gerais, o lixiviado do aterro sanitário de Marituba – PA tem como principais características: elevada concentração de compostos inorgânicos, evidenciada pelas concentrações de sólidos totais fixos e alto teor de nutrientes, evidenciado pelas concentrações de nitrogênio amoniacal.
  - Ao longo do ano, o lixiviado apresentou altas concentrações de nitrogênio amoniacal, em especial no período menos chuvoso, no qual as concentrações ultrapassaram 7.000 mg/L.
  - O lixiviado também se mostrou um efluente fortemente alcalino. A alcalinidade total alcançou valores de até 23.000 mg/l e seu pH sempre se manteve na faixa básica.
  - Os resultados das análises de DBO e DQO do lixiviado indicam que este efluente possui baixa biodegradabilidade, principalmente no período menos chuvoso, no qual o valor da relação DBO/DQO foi igual a 0,04. Este resultado evidencia um alto teor de compostos não biodegradáveis presentes no lixiviado.
2. Com relação ao processo de destilação de lixiviado, foi possível concluir que:
  - A destilação simples foi eficiente para a remoção de matéria orgânica das amostras de lixiviado. Por meio da destilação simples foram alcançadas eficiências de redução de DQO em torno de 98%.
  - As eficiências do tratamento por destilação simples variaram, de acordo com as faixas de pH do lixiviado. As análises de variância revelaram que alterações nos valores de pH proporcionam diferenças significativas nas eficiências do tratamento para os parâmetros DQO e NH<sub>3</sub>.

- A destilação de lixiviado com pH na faixa ácida gerou um efluente tratado com baixas concentrações de  $\text{NH}_3$ , porém com elevadas concentrações de sulfetos. Desta forma, em destilações de lixiviado com pH ácido, é necessário a implementação de etapa de pós-tratamento para remoção de sulfetos.
- A destilação de lixiviado se mostrou eficiente para a remoção de cor e turbidez. Para estes parâmetros a eficiência média de remoção foi de aproximadamente 100%.
- Nas destilações de lixiviado de pH básico, houve uma grande liberação de amônia gasosa ( $\text{NH}_3$ ), que foi condensada juntamente com os vapores do lixiviado. Tal fato refletiu em elevadas concentrações de  $\text{NH}_3$  no efluente tratado. Desta forma, para destilação de lixiviado em pH básico, é necessário que sejam implementadas etapas de pós-tratamento para captura e recuperação deste composto.
- A maioria da amônia do lixiviado foi liberada nos primeiros minutos da destilação, em especial nos primeiros 53 minutos, nos quais foi volatilizada cerca de 87% da amônia do lixiviado.

Com base nos resultados e conclusões, recomenda-se que:

- Seja avaliada a viabilidade econômica do uso de tecnologias de destilação para o tratamento de lixiviados, inclusive com a possibilidade de aproveitamento do gás gerado no aterro sanitário, como fonte de energia para o processo.
- Seja avaliado se ocorre a liberação de substâncias nocivas à saúde humana, tais como dioxinas e furanos, durante o processo de destilação de lixiviado.

## 7. REFERENCIAS

ABBAS, A. A.; GUO, J. S.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S.; Review on Landfill Leachate Treatments. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.

ABREU, D. H. S. **Craqueamento termocatalítico da borra de neutralização do óleo de Palma (Elaeis guineensis) em escala piloto**. 2013. 104 f. Dissertação (Mestrado em engenharia química) – Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Do Pará, Belém, 2013.

AKINBILE, C. O.; YUSOFF M. S.; ZUKI A.Z. A. Landfill leachate treatment using subsurface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. Elsevier - **Journal of waste management**, v. 32, p. 1387 – 1393, 2012.

AMORRANE. A; COMEL, C; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. **Water Resources.**, Vol. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater**, 22º ed. Washington. D.C. American Ubllic Health Association, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PUBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br/>>. Acesso em: 11/07/2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PUBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br/>>. Acesso em: 11/07/2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ATHAYDE, J. G.; B; NÓBREGA, C. C.; GADELHA, C. L. M.; SOUZA, I. M. F.; FAGUNDES, G. S. Efeito do antigo Lixão do Roger, João Pessoa, Brasil, na qualidade



de água subterrânea local. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 142-155, 2009.

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

BACELAR, H. A. M. **Tratamento de lixiviado produzido em aterro de Resíduo Sólidos urbanos por meio de evaporação forçada**. 2010. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BASHIR, M. J.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; HUQUE, A. A.; MOHAJERI, S. Effects of ion exchange resins in different mobile ion forms on semi-aerobic landfill leachate treatment. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 641-649, 2010.

BAHÉ, J. M. C. F. **Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada**. 2008. 110 f. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) - Centro de tecnologia e geociências-escola de engenharia de Pernambuco, Recife, 2008.

BARROS, H. L. **Estudo do Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por Meio de Lisímetros de Grandes Dimensões**. 2004. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2004.

BASTOS, F. A. et al. **Estudo da remoção de Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (air stripping) em lixiviado de Aterro Sanitário**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil**, Brasília, 3 ago. 2010. Disponível em <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato20072010/2010/Lei/L12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20072010/2010/Lei/L12305.htm)>. Acesso em: 20 dez. 2018.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso – central de resíduos do recreio em Mina do Leão/RS**. 2007. 168f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 2007.

BIRCHLER, D. R.; MILKE, M. W.; MARKS, A. L.; LUTHY, R. G. Landfill leachate treatment by evaporation. **Journal of Environmental Engineering – ASCE**. v.120, n.5, p.1109-1131, sep. 1994.

Botton, V., Riva, D., Simionatto, E. L., Wiggers, V. R., Ender, L., Meier, H. F., & Barros, A. A. C. (2012). Craqueamento termo-catalítico da mistura óleo de fritura usado-Lodo de estamperia têxtil para a produção de óleo com baixo índice de acidez. **Química Nova**, v. 35, n. 4, p. 677-682, 2012.

BRITO, R. A. **Ozonização catalítica do chorume proveniente do aterro sanitário de Cachoeira Paulista – SP na presença de ferro em sistema contínuo**. 2014. 221 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola de Engenharia de da Universidade de São Paulo, Lorena-SP, 2014.

CAMPOS, D. C. et al., Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **Tecno-lógica**, v. 14, n. 2, p. 52–60, 2010.

CAMPOS, H.K.T. Renda e Evolução da Geração per capita de Resíduos Sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, RJ, v. 17, n. 2, p. 171-180, 2012.

CARVALHO, D. F.; SILVA, L. D. B. **Evaporação e transpiração**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006. Apostila de Hidrologia.

CASTILHOS JR, A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: CASTILHOS JR, A.B. (Coord.) Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. ABES. Rio de Janeiro, 2003.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. 2008. 316 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CENTENO, L. N. Proposta metodológica para a construção de índices de qualidade da água na Bacia Hidrográfica Piratini-São Gonçalo-Mangueira, RS. 2017. 188 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2017.

COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G.; BALDI, M. Ammonia stripping from MSW landfill leachate in bubble reactors: process modeling and optimization. **Waste Management & Research**, v. 16, p.455-466, 1998.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. CONAMA Nº 430: **disposição sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes.** Disponível em: < [www.mma.gov.br/port/conama](http://www.mma.gov.br/port/conama) >. Acesso em: Jan. 2018.

CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial.** 2008. 368 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

COSTA, V. C. **Associação de tratamentos físico-químicos para remoção de matéria orgânica e cor de chorume estabilizado produzido no lixão da cidade de Maceió/AL.** 2019. 82 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2010.

D’ALMEIDA, M. L. O. & VILHENA, A.(coordenação). Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 2ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

DANTAS, E. R. B. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo fenton: Identificação dos compostos orgânicos, caracterização do lodo e ensaios ecotoxicológicos.** 2018. 147f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2018.

DI IACONI, Claudio et al. Nitrogen recovery from a stabilized municipal landfill leachate. **Bioresource technology**, v. 101, n. 6, p. 1732-1736, 2010.

DUTRA, I. DA C.; LEITE, V. D. Influência da granulometria e do pH no processo de dessorção de amônia em torres de recheio. **Revista DAE**, n. 83, p. 25–37, 2015.

FEIJÓ, L. L. **Tratamento enzimático de lixiviado de aterro sanitário.** 2015. 103 f. Dissertação (Mestrado em engenharia hidráulica e ambiental) – Escola Politécnica – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

FERRAZ, F. M. **Estudo de tratabilidade dos lixiviados de aterros sanitários - ênfase no tratamento consorciado com esgoto sanitário em sistemas aeróbios.** 2014. 252 F. Tese (Doutorado em ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2014.

FERREIRA, A. G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos/SP por meio da caracterização físico-química**. 2010. 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2010.

FILHO, D. A. S. **Avaliação Temporal do Lixiviado da Muribeca**. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2013.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB**. 2009. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GARCIA, M. et al. Resíduos sólidos : responsabilidade compartilhada. **Semioses**, v. 9, p. 77–91, 2015.

GOMES, L.P. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 360 p.

GOMES, N. A. **Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do aterro sanitário em Campina Grande – PB**. 2017. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2017.

HAND, D.W.; HOKANSON, D.R.; CRITTENDEN, J.C. Air stripping and aeration. In: LETTERMAN, R.D. (Ed.). **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. 5ª ed. New York: McGraw-Hill, Inc., American Water Works Association (AWWA), 1999. Cap. 5, p. 5.1-5.68.

IFEANYICHUKWU, M. J.; **New Leachate Treatment Methods**. Master Thesis - Department of Chemical Engineering, Lund University, Sweden, 2008, 77 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Perfil dos municípios brasileiros 2013**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: 12 ago. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Panorama – Marituba – PA, 2018**. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/marituba/panorama>> acesso em: 09 jul. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA - IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos - relatório de pesquisa**. 2012. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/>>. Acesso em: 06 set. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. BDMEP – **Dados históricos. Banco de dados**. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em 25 ago. 2018.

JUNIOR, A. B.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado Landfill. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 385–392, 2010.

KJELDSSEN, 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**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

LAGREGA, M.D.; BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C.; ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT. **Hazardous waste management**. 2<sup>2</sup> ed. International edition. Singapore: MCGRAW-HILL, 2001. 202p. (McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering).

LANGE, L. C., AMARAL, M. C. S. **Geração e Características do Lixiviado**. In: GOMES, L.P. (org) PROSAB - Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: PROSAB, 360 p. 2009.

LEITE, V.D; PEARSON, H.W; SOUSA, J.T; LOPES, W.S. The Removal of Ammonia from Sanitary Landfill Leachate Using a Series of Shallow Waste Stabilization Ponds. **Water Science & Technology**, v. 63, n. 4, 2011, p. 666 - 670.

LESSA, A. C. V. **Caracterização do chorume do Centro de Gerenciamento de Resíduos de Sergipe**. 2017. 38 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Saneamento Ambiental), Instituto Federal de Sergipe, Aracaju, 2017.

LOPES, V. E. A.; GOMES, N. A.; ALMEIDA, M. V. A. Monitoramento de lixiviado gerado em aterro sanitário com base em parâmetros químicos. 1º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. 2018.

MAGALHÃES, N. C. **Remoção e recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais**. 2014. 153 f. Dissertação (Mestrado em

saneamento, meio ambiente e recursos hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

MALER, C. L. **Aplicação do Processo Fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina 2013.

MALER, C. L. et al. Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como. **Revista DAE**, n. 44, p. 47–57, 2015.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; GANDOLLA, M. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1–7, 1999.

MÁXIMO, V. A.; CASTILHOS JR, A. B. Estudo do tratamento por coagulação-floculação de lixiviados gerados em aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis. Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG, 2007

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 1334 p, 2002.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 5 ed. New York: McGraw-Hill, 1334 p, 2016.

MIORIM, M. **Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB**. 2018. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo, 2018.

MORATELLI, L. **Estudo da evaporação como tecnologia aplicada ao pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MOURA, D.G. **Remoção de amônia por arraste com Ar de lixiviados de aterros sanitários**. 2008, Dissertação, (Mestrado em Tecnologia de processos químicos e bioquímicos), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

NISHIWAKI, A. A. M. **Análise da biodegradação de lixiviado de resíduos sólidos em solo de camada de cobertura de aterro sanitário**. 2016. 94 f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

OLIVEIRA, S. ; PASQUAL, A. Avaliação de Parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.3, p. 240-249, 2004.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico químicos e oxidativos avançados para remediação de percolato de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 306-311, 2004.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter – Discussion. **Water Science Technology**. v. 21, n. 12, p. 1543-1550, 1985.

RANZI, B. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis: estudo em escala piloto**. 2009. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P.; Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity, **Journal of Hazardous Materials**, vol. 150, n. 3, 2008, p. 468–493.

RIETOW, J. C.. **Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário**. 2018. 209 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba, 2018.

ROCHA, E. E. M. **Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado de aterro controlado de resíduos sólidos urbanos de Aguazinha em Olinda-PE**. 2008. 106 f. Dissertação de mestrado (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

SANTOS, A.F. M.S **Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do Aterro da Muribeca**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

SANTOS, AFDEMS. **Tratamento anaeróbio de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 2009. 166 p. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal Pernambuco, Recife, 2009.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5th edition. International edition. McGraw-Hill. New York. USA. 2003.

SCANDELAI, Ana Paula Jambers et al. Tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá/PR por processos combinados de ozonização e oxidação em água supercrítica/Treatment of leachate from Maringá/PR landfill by combined processes of ozonization and supercritical water oxidation. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 3, p. 2582-2587, 2019.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações de parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. São Carlos, 1992. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO PARÁ. **Relatório de impacto ambiental da central de processamento e tratamento de resíduos de Marituba, 2011**. Disponível em: <<https://www.semas.pa.gov.br/2017/04/11/documentos/>> Acesso em 02 jan. 2018.

SEGATO, L. M., & SILVA, C. L. D. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 27 (pp. 1-9). ABES, 2000.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. RJ, 2002.

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SILVA, K. K. O. S. **Caracterização do efluente líquido no processo de beneficiamento do índigo têxtil**. 2007, 177f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.



SINGH, S. K.; TOWNSEND, T. G.; MAZYCK, D.; BOYER, T. H. Equilibrium and intra-particle diffusion of stabilized landfill leachate onto micro- and meso-porous activated carbon. **Water Research**. n. 46, p. 491–499, 2012.

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

SOARES, F. R.; MIYAMARU, E. S.; MARTINS, G. Desempenho ambiental da destinação e do tratamento de resíduos sólidos urbanos com reaproveitamento energético por meio da avaliação do ciclo de vida na Central de Tratamento de Resíduos – Caieiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 993–1003, 2017.

SOTTORIVA, P. R. S. **Remediação de Efluentes Têxteis por Processos Oxidativos Avançados Integrados a Lodos Ativado**. 192 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, 2006.

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

SOUZA, G. **Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários: estudo em piloto experimental**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SOUSA, G. M. P. **Avaliação do sistema de tratamento do chorume utilizado no aterro sanitário do Aurá. Proposta do uso da lama vermelha como adsorvente da matéria orgânica presente no chorume**. 2000. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2000.

TRIOLA, Mario F. **Introdução à estatística**. 11 ed. Rio de Janeiro: LTC, 740 p, 2013.

VASCONCELOS, D.V. **Estudo da tratabilidade do lixiviado gerado no aterro controlado de Volta Redonda (RJ)**. 2014. 66f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

VIGNOLI, C. N. **Avaliação da minimização das emissões de amônia no processo de tratamento de chorume por evaporação**. 2007. 89 f. Dissertação (Mestrado) – Centro

de Tecnologia e Ciências, Instituto de Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; editora UFMG,. 2005. 452p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Editora UFMG. 2016. V. 2. 452p.