ANÁLISE COMPARATIVA DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL

VITÓRIA RÉGIA ARAÚJO RIBEIRO

EDITORA AMPLLA

AMPLLAEDITORA

www.ampllaeditora.com.br

ANÁLISE COMPARATIVA DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL

VITÓRIA RÉGIA ARAÚJO RIBEIRO

EDITORA AMPLLA

AMPLLAEDITORA

www.ampllaeditora.com.br

2020 by Editora Amplla
Copyright © Editora Amplla
Copyright do Texto © 2020 Vitória Régia Araújo Ribeiro
Copyright da Edição © 2020 Editora Amplla
Editor Chefe: Leonardo Pereira Tavares
Diagramação: Higor Costa de Brito
Edição de Arte: Higor Costa de Brito
Revisão: Vitória Régia Araújo Ribeiro

ANÁLISE COMPARATIVA DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL por Vitória Régia Araújo Ribeiro está licenciado sob CC BY 4.0.

Esta licença exige que as reutilizações deem crédito ao criador. Ele permite que os reutilizadores distribuam, remixem, adaptem e construam o material em qualquer meio ou formato, mesmo para fins comerciais.

O conteúdo da obra e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva da autora, não representando a posição oficial da Editora Amplla. É permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos a autora. Todos os direitos para esta edição foram cedidos à Editora Amplla pela autora.

Conselho Editorial

Carla Caroline Alves Carvalho – Universidade Federal de Campina Grande
Cícero Batista do Nascimento Filho – Universidade Federal do Ceará
Higor Costa de Brito – Universidade Federal de Campina Grande
Ivo Batista Conde – Universidade Estadual do Ceará
João Henriques de Sousa Júnior - Universidade Federal de Santa Catarina
Joilson Silva de Sousa - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
José Cândido Rodrigues Neto – Universidade Estadual da Paraíba
Manoel Mariano Neto da Silva – Universidade Federal de Campina Grande
Nathalia Bezerra da Silva Ferreira - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte
Neide Kazue Sakugawa Shinohara - Universidade Federal Rural de Pernambuco
Wanessa Dunga de Assis - Universidade Federal de Campina Grande
Wellington Alves Silva - Universidade Estadual de Roraima
Yáscara Maia Araújo de Brito - Universidade Federal de Campina Grande
Yuciara Barbosa Costa Ferreira - Universidade Federal de Campina Grande
Tatiana Paschoalette Rodrigues Bachur - Universidade Estadual do Ceará
Telma Regina Stroparo - Universidade Estadual do Centro-Oeste

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Ribeiro, Vitória Régia Araújo
Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural [livro eletrônico] / Vitória Régia Araújo Ribeiro. -- Campina Grande, PB : Editora Amplla, 2020.
PDF

Bibliografia.
ISBN 978-65-88332-00-9

1. Aterros sanitários 2. Lixiviado - Tratamento 3. Lixo - Eliminação 4. Resíduos sólidos 5. Toxicidade - Testes - Pesquisa I. Título.

20-41233 CDD-628.3

Índices para catálogo sistemático:

1. Lixiviado de aterro sanitário : Tratamento : Engenharia sanitária 628.3

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

Editora Amplla - 2020
Campina Grande – PB – Brasil
contato@ampllaeditora.com.br
www.ampllaeditora.com.br

ANÁLISE COMPARATIVA DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL

VITÓRIA RÉGIA ARAÚJO RIBEIRO

Ao meu saudoso pai Guga Ribeiro (in memoriam), à minha amada mãe Goretti Ribeiro, e ao meu querido irmão Raoni Ribeiro.

CAMPINA GRANDE – PB
2020

AGRADECIMENTOS

Ao meu amado e saudoso pai, Guga Ribeiro (*in memoriam*), por ter sido para mim uma inspiração de força, perseverança e fé. Nos momentos difíceis me recordo das suas palavras e consigo ver que eu posso ir além, afinal, conseguimos vencer muitas batalhas juntos. À minha mãe, Maria Goretti, por ser minha fortaleza e meu motivo de lutar pelos meus sonhos. Obrigada, meus pais, pelos ensinamentos e pela oportunidade que me foi dada, graças a vocês, de evoluir e aprender.

Ao meu irmão, Raoni Ribeiro, por ser meu amigo e companheiro, me auxiliando e me orientando no dia-a-dia. Até no teu silêncio tem muito amor e dedicação por mim.

A toda minha família que sempre apoiou nas minhas escolhas e me ensinou a ser uma pessoa melhor.

A todos os meus amigos de longas dadas, que já choraram e vibraram comigo. Recordo-me com muito amor de cada "quando precisar estarei aqui", em especial às minhas meninas, que são inspiração de mulheres fortes, perseverantes e independentes.

Aos meus amigos e companheiros do dia-a-dia de mestrado, Diva, Wlysses e Valéria. Sem eles esta caminhada teria sido muito difícil, obrigada por me auxiliar e alegrar meus dias.

Ao meu namorado, Pedro Filipe, por todo auxílio e companheirismo nessa reta final. Obrigada por ter me encontrado e, em tão pouco tempo, acreditado tanto em mim.

À minha orientadora, Profa. Veruschka, e aos professores Márcio e William, pelos ensinamentos, disponibilidade e atenção com minha pesquisa e pela confiança no meu trabalho e capacidade.

A todos os integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), pelo apoio e pelas inúmeras contribuições.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) e a todos os professores que fazem parte do programa, pela oportunidade e disponibilidade.

À CAPES, pelo financiamento da bolsa de estudos durante o mestrado.

APRESENTAÇÃO

Este livro, dividido em cinco capítulos, trata sobre os resíduos sólidos, que quando aterrados, passam por processos biodegradativos gerando subprodutos que causam danos ao meio ambiente e à saúde da população. Entre estes subprodutos está o lixiviado, um líquido altamente poluente, com composição diversificada, incluindo sais inorgânicos, metais pesados e altas concentrações de nitrogênio amoniacal total, matéria orgânica biodegradável e refratária, e compostos orgânicos xenobióticos.

Portanto, a fim de evitar a degradação ambiental, o lixiviado deve ser coletado e adequadamente tratado antes de ser lançado no meio ambiente. Um dos principais desafios no tratamento de lixiviado é a variabilidade da composição deste efluente, sendo necessária, em alguns casos, a associação de duas ou mais técnicas de tratamento. A obra utilizou como área de estudo o Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), que adota como tratamento pro lixiviado gerado, uma lagoa de acúmulo, evaporação natural e recirculação do efluente para as células do Aterro.

Desta forma, verificou-se que o pH, o ferro, chumbo e zinco do lixiviado da Lagoa estavam em concordância com a legislação que estabelece padrões para lançamento de efluentes. O único indicador que apresentou um comportamento de redução de suas concentrações foi o NAT, apesar disso, de acordo com a temperatura e o pH do lixiviado, foi verificada a presença da amônia livre, que é tóxica. Mesmo com a redução das concentrações do NAT, houve o aumento da fitotoxicidade do lixiviado na Lagoa, quando comparado com o lixiviado bruto, o que pode estar associada aos níveis de metais pesados. Isto indica que, apesar de reduzir as concentrações de NAT, a técnica de evaporação natural não reduz a fitoxicidade do efluente, pois esta técnica não é eficiente na redução das concentrações de metais pesados. No projeto atual do ASCG não é previsto o lançamento do efluente gerado em corpos receptores, apesar disso, é importante destacar que para que seja realizado este lançamento é necessária a implantação de uma técnica mais eficiente de tratamento.

Este livro se propõe a realizar o estudo comparativo entre o lixiviado bruto gerado no ASCG e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural. Para isso, foram analisados os teores de pH, Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Alcalinidade Total (AT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), metais pesados e fitotoxicidade do lixiviado bruto, coletado na tubulação de Entrada da Lagoa e o lixiviado coletado no interior da Lagoa de evaporação natural.

Espero que você aprecie a leitura e possa ampliar seus conhecimentos sobre a temática aqui abordada.

Vitória Régia Araújo Ribeiro

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Porcentagem correspondente à amônia livre no nitrogênio amoniacal, em função do pH e da temperatura.....29
Figura 2- Parâmetros de decisão para a seleção do tipo de tratamento de lixiviados 33
Figura 3- Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....41
Figura 4- A Lagoa de Evaporação Natural; 2-B Tubulação de entrada da Lagoa.....42
Figura 5- Variação dos valores de pH no lixiviado da Entrada e da Lagoa 43
Figura 6- Variação dos valores da alcalinidade total no lixiviado da Entrada e Lagoa 45
Figura 7- Variação da Precipitação ao longo do período de monitoramento 46
Figura 8- Variação dos valores do nitrogênio amoniacal total no lixiviado da Entrada e da Lagoa 47
Figura 9- Variação dos valores da DBO no lixiviado da Entrada e da Lagoa.....49
Figura 10- Variação dos valores da DQO no lixiviado da Entrada e da Lagoa 50
Figura 11- Evolução temporal da GRS no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de tomate 58
Figura 12 - Evolução temporal da GRS no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de repolho.....59
Figura 13- Evolução temporal do CRR no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de tomate 59
Figura 14 - Evolução temporal do CRR no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de repolho.....60
Figura 15- Evolução temporal dos valores de pH 61
Figura 16- Evolução temporal das concentrações de NAT 61
Figura 17- Percentual de amônia livre presente no lixiviado para a temperatura de 36,7ºC....62
Figura 18- Concentrações dos metais ferro, zinco e manganês no lixiviado da TEL 62
Figura 19 - Concentrações dos metais ferro, zinco e manganês no lixiviado da Lagoa.....63
Figura 20 - Concentrações dos metais chumbo, cromo e alumínio no lixiviado da Entrada ...63
Figura 21- Concentrações dos metais chumbo, cromo e alumínio no lixiviado da Lagoa.....64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários brasileiros 24
Tabela 2- Concentrações de metais pesados em aterros sanitários 30
Tabela 3 - Sistemas biológicos tradicionais e funções específicas..... 35
Tabela 4 - Teste T de Student para o lixiviado da Entrada e da Lagoa 51
Tabela 5- Faixa dos teores aferidos dos indicadores no lixiviado da TEL e da Lagoa 57

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Íons que podem ser encontrados no lixiviado e possíveis fontes 22
Quadro 2 - Principais Fatores que influenciam a composição de lixiviados de aterro sanitário 22

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas
APHA	American Public Health Association
Ag^{+}	Íons de prata
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
Al^{3+}	Íons de alumínio
As^{3+}	Íons de arsênio
ASCG	Aterro Sanitário em Campina Grande-PB
AT	Alcalinidade total
BOD	Biochemical oxygen demand
Br^{-}	Brometos
Ca^{2+}	Íons de cálcio
Cd^{2+}	Íons de cádmio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH_4	Metano
Cl^{-}	Cloretos
CO_2	Dióxido de carbono
CO_3^{2-}	Carbonatos
COD	Chemical oxygen demand
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr^{+}	Íons de cromo
CRR	Crescimento relativo das raízes
Cu^{2+}	Íons de cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DBO_5	Demanda bioquímica de oxigênio durante 5 dias a uma temperatura de 20°C
DQO	Demanda química de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe^{2+}	Íons de ferro
FVMP	Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis
GRS	Germinação relativa das sementes
H^{+}	Íons de hidrogênio

Hg^{2+}	Íons de mercúrio
H_2O	Água
INSA	Instituto Nacional do Semiárido
K^+	Íons de potássio
LGA	Laboratório de Geotecnia Ambiental
Mg^{2+}	Íons de magnésio
Mn^{2+}	Íons de manganês
N_2	Nitrogênio
Na^+	Íons de sódio
NAT	Nitrogênio amoniacal total
NH_3	Amônia livre
Ni^{2+}	Íons de níquel
NO^{3-}	Nitratos
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
PB	Paraíba
Pb^{2+}	Íons de chumbo
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PO_4^{3-}	Fosfatos
RRG	Root relative growth
RSU	Resíduos sólidos urbanos
Sb^{3+}	Íons de antimônio
SRG	Seed relative germination
Sn^{2+}	Íons de estanho
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USW	Urban solid waste
TAN	Total ammonia nitrogen
TA	Total alkalinity

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO 14

CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 16

2.1 Biodegradabilidade de lixiviado 16

2.2 Fases de degradação 17

2.2.1 Fase 1: Aeróbia 17

2.2.2 Fase 2: Anaeróbia ácida 18

2.2.3 Fase 3: Metanogênica instável 18

2.2.4 Fase 4: Metanogênica estável 19

2.2.5 Fase 5: Maturação final 19

2.3 Geração de lixiviado 20

2.4 Composição do lixiviado 21

2.4.1 pH 25

2.4.2 Alcalinidade Total 26

2.4.3 Cloretos 26

2.4.4 Ácidos Graxos Voláteis 27

2.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 27

2.4.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO) 28

2.4.7 Nitrogênio Amoniacal Total 28

2.4.8 Metais Pesados 29

2.5 Toxicidade do lixiviado 30

2.5.1 Fitotoxicidade do lixiviado 31

2.6 Tratamento de lixiviado 32

2.6.1 Tratamento biológico 34

2.6.2 Recirculação de lixiviado 36

2.6.3 Tratamento físico-químico 37
2.6.4 Evaporação 37
CAPÍTULO III - ANÁLISE COMPARATIVA DA COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL 39
3.1 Metodologia 40
3.1.1 Área de Estudo 40
3.1.2 Caracterização do lixiviado 42
3.1.3 Dados de precipitação 43
3.1.4 Correlações estatísticas 43
3.2 Resultados e discussão 43
3.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) 43
3.2.2 Alcalinidade Total (AT) 44
3.2.3 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) 46
3.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 48
3.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) 50
3.3 Correlações estatísticas 51
3.4 Considerações 52
CAPÍTULO IV - AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL 54
4.1 Metodologia 55
4.1.1 Área de estudo 55
4.1.2 Caracterização do lixiviado 56
4.1.3 Fitotoxicidade 56
4.2 Resultados e discussão 57
4.2.1 Caracterização do Lixiviado 57

4.2.2 Análise da Toxicidade 58
4.3 Considerações 64
CAPÍTULO V - CONCLUSÕES 66
REFERÊNCIAS 67
SOBRE A AUTORA 80

CAPÍTULO I
INTRODUÇÃO

A disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) gera o lixiviado, um efluente altamente poluidor, devido à complexidade de sua composição, que inclui uma alta concentração de matéria orgânica (biodegradável e refratária), em que os compostos húmicos constituem um grupo importante, bem como compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos (COSTA *et al*., 2019).

O lixiviado é formado basicamente pela umidade dos resíduos, por líquidos gerados pela própria decomposição dos resíduos, juntamente com a precipitação e infiltração, que percolam e transportam os produtos da degradação nos aterros sanitários (BAUN *et al*., 2003; FOUL *et al*., 2009; KLAUCK *et al*., 2017).

Atualmente, várias tecnologias diferentes estão disponíveis para o tratamento do lixiviado de aterros, visando atingir os padrões estabelecidos pelas legislações ambientais. O tratamento de um lixiviado pode ser realizado por meio de processos biológicos, processos físico-químicos, filtração por membranas, tratamentos oxidativos avançados e sistemas naturais (WISZNIOWSKI *et al*., 2006; RENOU *et al*., 2008; RAGHAB *et al*., 2013; COSTA *et al*., 2019).

O tratamento de lixiviado por evaporação solar apresenta-se como uma tecnologia de baixo custo e adaptável em regiões localizadas no semiárido. A técnica utiliza a radiação solar para promover o aquecimento e mudança de fase do líquido (SÁ *et al*., 2012).

O estudo de caso foi realizado no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, que recebe atualmente 500t de RSU por dia, provenientes de 18 municípios localizados nas proximidades da região onde o aterro está inserido. O tratamento do lixiviado gerado é realizado utilizando uma lagoa de acúmulo, evaporação natural e recirculação do efluente nas Células do Aterro.

Diante disso, o estudo da composição físico-química associada à toxicidade do lixiviado gerado no Aterro e o acumulado na Lagoa de evaporação natural apresenta importância, visto que é essencial avaliar se esta técnica apresenta eficiência do ponto de vista de remoção de contaminantes e da toxicidade do efluente, bem como para avaliar os riscos ambientais e à saúde pública caso haja contaminação do solo ou de águas subterrâneas e superficiais com este efluente.

A contribuição deste estudo assume caráter científico e acadêmico, além de social e ambiental, uma vez que poderá servir como base de dados para avaliar a composição do efluente gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande- PB e do acumulado na Lagoa de evaporação natural. Desta forma, poderão ser tomadas decisões em relação ao tratamento deste efluente, bem como medidas preventivas quanto à contaminação do solo e dos corpos hídricos. Desta forma, este trabalho poderá contribuir para a escolha de uma tecnologia eficiente de tratamento ou pós-tratamento do lixiviado gerado.

O objetivo desta obra é realizar o estudo comparativo entre o lixiviado bruto gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB e o acumulado na Lagoa de evaporação natural. Além de realizar a caracterização físico-química do lixiviado gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande - PB e o acumulado na Lagoa de evaporação natural, analisando a toxicidade do lixiviado gerado no Aterro e o acumulado na Lagoa, investigando a influência dos indicadores pH, nitrogênio amoniacal total e metais pesados na fitotoxicidade do lixiviado.

CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Biodegradabilidade de lixiviado

O lixiviado é um líquido com composição diversificada, incluindo sais inorgânicos, metais pesados e altas concentrações de nitrogênio amoniacal total (NAT), matéria orgânica biodegradável e refratária, e compostos orgânicos xenobióticos (REN *et al*., 2017).

O manejo e o tratamento do lixiviado é importante para que se evite a contaminação de corpos hídricos e outros danos ambientais, além de problemas de saúde pública. Por isso, o lixiviado é considerado uma das questões mais importantes na gestão de um aterro (MAHMUD, HOSSAIN & SHAMS, 2011).

As tecnologias convencionais de tratamento biológico de águas residuárias são eficazes para compostos orgânicos biodegradáveis presentes no lixiviado. No entanto, a sua biodegradabilidade varia, principamente, em função da composição e idade dos resíduos. Normalmente, matéria orgânica biodegradável é predominante na composição do lixiviado durante os primeiros anos de operação de um aterro (BRICKER *et al*., 2014).

Desta forma, biodegradabilidade é definida como a capacidade de uma substância de ser decomposta em substâncias mais simples por bactérias (KEWU & WENQI, 2008). Esta biodegradabalidade pode ser avaliada a partir da relação DBO/DQO. É comumente aceito que, as águas residuárias são completamente biodegradáveis, quando a relação está acima de 0,4, enquanto, um valor entre 0,3 e 0,4 corresponde à biodegradabilidade parcial, e menor que 0,3 não é apropriado para a degradação biológica. Razões maiores ou igual a 0,4 estão associadas a lixiviados de aterros jovens, enquanto que razões menores que 0,1 estão associadas a aterros com mais de 10 anos (ZHANG *et al*., 2010).

De acordo com Silva (2002) a dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas na natureza é associada ao termo recalcitrância. Como os microrganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. As substâncias podem oferecer dificuldade à biodegradação em decorrência de diversos fatores, no caso do lixiviado, a recalcitrância

estaria associada, muitas vezes, à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas.

Assim, a avaliação da biodegradabilidade subsidia a determinação da concepção de sistemas de tratamento mais adequado para uma condição específica, podendo evitar problemas futuros, como baixas eficiências e custos elevados de manutenção e operação de aterros. No entanto, a biodegradabilidade do efluente é afetada por muitos fatores. Dentre estes, os fatores mais relevantes são: fonte e quantidade de microrganismos e condições físico-químicas do meio, tais como concentração de oxigênio, temperatura, pH, dentre outros (PAINTER, 1995; MORAVIA, 2010).

2.2 Fases de degradação

Quando os resíduos são aterrados, inicia-se uma série de reações químicas e biológicas que favorecem a decomposição dos RSU (TRENEPOH, 2009). Os autores Souto (2009) e Kjeldsen et al. (2002) dividem a evolução do processo biodegradativo do aterro em cinco fases:

- Aeróbia;
- Anaeróbia ácida;
- Metanogênica instável;
- Metanogênica estável;
- Maturação final.

O termo "instável", segundo Souto (2009), refere-se à possibilidade de inibições temporárias da produção de metano em função de mudanças ambientais, como chuvas ou secas excessivas.

2.2.1 Fase 1: Aeróbia

Quando os resíduos são aterrados ainda há a presença de vazios, contendo ar e, portanto, oxigênio no interior das Células de RSU. Assim, microrganismos aeróbios dão início à primeira das fases do processo de decomposição (MORATELLI, 2013).

Durante esta fase de decomposição, bactérias aeróbias consomem oxigênio enquanto metabolizam as cadeias de carboidratos complexos, proteínas e lipídios, que estão contidos nos resíduos orgânicos (CAVALCANTI, 2013). O lixiviado gerado nesta fase é composto por material particulado arrastado pelo escoamento líquido, sais solúveis e pequenas quantidades

de material orgânico solúvel (McBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). É raro o aparecimento de lixiviado oriundo diretamente da fase aeróbia, porque o resíduo normalmente ainda não atingiu a capacidade de campo (SOUTO, 2009).

O lixiviado gerado durante a fase aeróbia é resultado da umidade aterrada com os resíduos sólidos, durante a compactação e construção das Células de resíduo (MÁXIMO, 2007). Em alguns casos a fase aeróbia pode persistir por períodos mais longos e produzir quantidades significativas de CO_2 em aterros rasos (de até 3 metros de profundidade) ou quando há a entrada forçada de ar por meio do bombeamento do gás do aterro (MCBEAN, ROVERS E FARQUHAR, 1995).

2.2.2 Fase 2: Anaeróbia ácida

A fase 2 é chamada de anaeróbia ácida, nela há a predominância da ação dos microrganismos acidogênicos, que convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água, amônia, hidrogênio, compostos orgânicos parcialmente degradados, como ácidos orgânicos e calor (McBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). De acordo com Ehrig (1983), o pH do lixiviado gerado nesta fase varia entre 4,5 a 7,5. O acúmulo de ácidos ocorre devido à alta concentração de ácidos carboxílicos e à baixa atividade de microrganismos consumidores de ácidos, como acetogênicas e metanogênicas (ALCÂNTARA, 2007).

A grande quantidade de matéria orgânica dissolvida na água de percolação resulta em altas concentrações de DBO e DQO. Os valores da razão DBO/DQO também são elevados, o que indica que grande parte da matéria orgânica presente no lixiviado é facilmente biodegradável (SOUTO, 2009).

2.2.3 Fase 3: Metanogênica instável

A fase 3 é conhecida como metanogênica instável ou fase acetogênica, nela os ácidos orgânicos formados na fase anterior são consumidos pela população de bactérias acetogênicas e *arqueas* metanogênicas. As *arqueas* produzem água, gás carbônico e metano, com pequena geração de calor (SOUTO, 2009; MORATELLI, 2013).

Este processo torna o aterro um ambiente mais neutro, em que as bactérias produtoras de metano começam a se estabelecer. As bactérias acidogênicas geram compostos para as bactérias metanogênicas consumirem e as bactérias metanogênicas consomem o carbono e o acetato que são tóxicos para a maioria das bactérias acidogênicas, apresentando, portanto, um mutualismo positivo (CAVALCANTI, 2013).

De acordo com Souto (2009), instabilidades no sistema, como mudanças de temperatura, podem gerar a inibição das *arqueas* metanogênicas, retardando o processo. Essas inibições da metanogênese leva ao aumento da concentração de ácidos voláteis, refletindo no aumento da DQO, DBO e à queda do pH e da alcalinidade.

Os baixos valores de pH (4 a 6) favorecem o aparecimento de maus odores (LIMA, 2004). Estas condições ácidas desta fase aumentam a solubilização dos íons metálicos e aumentam as concentrações de metais no lixiviado (CAVALCANTI, 2013).

2.2.4 Fase 4: Metanogênica estável

Na fase 4 (metanogênica estável) a população de microrganismos acetogênicos e metanogênicos se torna suficientemente grande para consumir os ácidos orgânicos voláteis produzidos pelos microrganismos acidogênicos. Este é o período de atividade biológica mais intensa do aterro, é nessa fase que a metanogênese se encontra bem desenvolvida (FENELON, 2011; MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Aqui é possível usar o termo "metanogênica" visto que é somente nessa fase que a metanogênese se encontra bem desenvolvida (SOUTO, 2009).

Nesta fase, todos os grupos microbianos estão atuando no processamento dos resíduos. É de se esperar, portanto, que a matéria orgânica seja convertida na maior extensão possível, produzindo-se um lixiviado composto quase que exclusivamente de materiais recalcitrantes e outros restos do processo de decomposição, como a amônia (SILVA, 2009).

De acordo com Souto (2009), os processos de hidrólise e fermentação não são interrompidos com o início da fase metanogênica. A biomassa metanogênica consome os ácidos voláteis do lixiviado, fazendo com que sua concentração fique abaixo de 100mg.L^{-1}. Isto provoca a diminuição da carga orgânica aliada a um aumento do pH, que sobe para a faixa entre 7 e 8. O nitrogênio amoniacal continua sendo gerado pelos microrganismos acidogênicos e suas concentrações aumentam no lixiviado, o que pode ser justamente a causa do pH elevado (SOUTO, 2009; CHEN, 1996; MCBEAN, ROVERS E FARQUHAR, 1995; BARLAZ E HAM, 1993).

2.2.5 Fase 5: Maturação final

Na fase de maturação final, depois de encerrada a operação do aterro, o lixiviado tende a um pH em torno de 7, com concentrações relativamente baixas de compostos orgânicos e inorgânicos (SOUTO, 2009). Ocorre a estabilização da atividade biológica, com relativa

inatividade, escassez de nutrientes e paralização da produção de gás e a conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microrganismos em substâncias húmicas complexadas com metais (BIDONE, 2007).

Souto (2009) menciona que as diversas fases da decomposição dos resíduos ocorrem simultaneamente, mas em pontos diferentes do aterro. Os resíduos recém dispostos estão ainda submetidos a processos aeróbios, enquanto nas camadas mais profundas já se encontram na fase metanogênica estável. Mas esta diferenciação não aparece quando o lixiviado é analisado, visto que os ácidos produzidos nas camadas superiores são transportados pela água de percolação até as camadas mais profundas, onde são consumidos.

A duração de cada fase de decomposição dos RSU é dependente de vários fatores, tais como: o tipo de material disposto no aterro, as dimensões do aterro, o modo de funcionamento do aterro (aterramento, compactação, recirculação) e o clima (FENELON, 2011; TELLES, 2010).

O impacto produzido pelo lixiviado sobre o meio ambiente está diretamente relacionado com a sua fase de decomposição. O lixiviado de aterro novo, quando recebe boa quantidade de água pluvial é caracterizado por pH ácido, altas concentrações de DBO_5, DQO e diversos compostos potencialmente tóxicos, além de microrganismos patogênicos. Com o passar dos anos há uma redução significativa da biodegradabilidade devido à conversão em gás metano e CO_2 de parte dos componentes biodegradáveis (SÁ, JUCÁ e MOTTA SOBRINHO, 2012).

2.3 Geração de lixiviado

O lixiviado é formado, principalmente, pelo líquido proveniente da própria umidade do resíduo, de água que entra no aterro proveniente de fontes externas (drenagem superficial, chuva, água superficiais e subterrâneas) e de água gerada no processo de decomposição biológica (ALCÂNTARA, 2007). Dentre estas fontes que contribuem para a formação do lixiviado a principal contribuição é devido à infiltração de água da chuva através das camadas de resíduos e se acumula no fundo dos aterros sanitários (BHATT *et al*., 2017).

A água da chuva provoca a lixiviação do material aterrado, desse modo contribuindo para o aumento do volume do lixiviado resultante da degradação dos resíduos e, consequentemente, diminuindo a concentração de muitos íons presentes (MAXIMO, 2007). O fluxo da água pelos vazios da massa sólida resulta em um líquido que apresenta vários tipos

de poluentes, como compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão, metais pesados e compostos tóxicos (BIDONE, 2007).

A produção de lixiviados depende das condições peculiares de cada caso, principalmente da topografia, geologia, regime e intensidade das chuvas (FENELON, 2011). O potencial de formação do lixiviado pode ser avaliado por meio do balanço hídrico, ou seja, a diferença entre a soma de todas as frações de água que entram e saem do aterro, em um determinado intervalo de tempo (ALCANTARA, 2007). A quantidade de lixiviado é equivalente ao excesso de água acima da capacidade do aterro de reter a umidade (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993).

O volume e a intensidade com que os lixiviados são produzidos dependem das atividades físicas, químicas e biológicas que o aterro gera. A produção de lixiviado é frequentemente observada dentro de poucos meses, semanas, ou até dias após o início da operação do aterro, quando sua capacidade de campo do aterro é excedida e o resíduo fica saturado com água (CONTRERA, 2008).

2.4 Composição do lixiviado

O lixiviado é como uma matriz complexa de vários produtos químicos, incluindo matéria orgânica, sais inorgânicos, poluentes orgânicos e metais pesados, cada um em concentrações que variam com base nos processos físicos (por exemplo, intemperismo), químicos (como a dessorção) e microbiológicos (por exemplo, degradação de resíduos orgânicos) ocorrendo dentro do aterro (MOODY e TOWNSEND, 2017).

No lixiviado, os íons presentes em grandes quantidades percolam pelo solo e combinam-se com espécies doadoras de elétrons, como o íon CH^-, formando compostos complexos. Também podem se ligar a cadeias curtas de carbono, o que os torna solúveis em tecidos animais, podendo atravessar membranas biológicas (SILVA, 2002). O Quadro 1 lista diversos íons que podem ser encontrados no lixiviado e suas possíveis fontes.

Quadro 1 - Íons que podem ser encontrados no lixiviado e possíveis fontes

Íons	Fontes
Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
PO_4^{3-}, NO^{3-}, CO_3^{2-}	Material orgânico.
Al^{3+}	Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cu^{2+}, Fe^{2+}, Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas.
Hg^{2+}, Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.
Ni^{2+}, Cd^{2+}, Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis).
As^{3+}, Sb^{3+}, Cr^{+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.
Cl^{-}, Br^{-}, Ag^{+}	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X.

Fonte: Rodrigues (2004).

A qualidade do lixiviado depende de muitos fatores, como a composição dos resíduos, a idade, o clima (temperatura ambiente e precipitação anual) e as mudanças na operação do aterro ao longo da sua vida útil (BHATT et al., 2017).Além disso, outro fator importante é o tipo de resíduo disposto no aterro, por questões culturais e econômicas relativas à população que gera os resíduos (BIDONE, 2007).

No Quadro 2 são apresentados os principais fatores que influenciam nas características do lixiviado.

Quadro 2 - Principais Fatores que influenciam a composição de lixiviados de aterro sanitário

Características dos Resíduos	Composição; Granulometria; Umidade; Idade do Resíduo; Pré-tratamento.
Condições Ambientais	Geologia; Regime Pluviométrico; Temperatura; Clima.

Caraterísticas do Aterro	Aspectos construtivos das células; Balanço Hídrico; Grau de Compactação dos Resíduos; Propriedades do Terreno; Disposição de Resíduos Líquidos; Irrigação; Recirculação.

Fonte: (El Fadel et al., 2002; Kjeldsen et al., 2002)

Além dessas características, segundo Giraldo (2001), há diferenças na qualidade de lixiviado de países desenvolvidos e de países em desenvolvimento. Em resumo, pode-se dizer que aterros em países em desenvolvimento têm concentrações muito mais altas de DBO, amônia, metais e substâncias precipitáveis, do que as dos países desenvolvidos. Isto tem implicações importantes para a operabilidade e o desempenho dos processos de tratamento, e deve-se ter cautela ao tentar adaptar tecnologias para casos específicos. As diferenças originam-se, principalmente, do alto conteúdo de matéria orgânica facilmente biodegradável, que é encontrada nos resíduos sólidos dos países em desenvolvimento.

A composição química dos lixiviados varia muito dependendo da idade do aterro sanitário. Análises de lixiviados coletados durante a fase ácida de degradação mostram altos valores de DQO, DBO, nutrientes e metais pesados, e baixos valores de pH. Por outro lado, lixiviados coletados durante a fase metanogênica, apresentam valores de pH que podem estar na faixa de 6,5 a 7,5 e valores de DQO, DBO e nutrientes significativamente menores que os da fase ácida (CONTRERA, 2008).

As diferenças marcantes nas características do lixiviado oriundo da fase ácida e metanogênica levaram a denominação de dois tipos básicos de lixiviado, o “chorume novo” e o “chorume velho”, como denomina Souto (2009). Lixiviados novos são passíveis de diversas formas de tratamento biológico, pois sua carga orgânica é elevada, porém, facilmente biodegradável. Para lixiviados velhos, o tratamento deve ser diferente (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995).

Neste sentindo, o impacto ocasionado pelo lixiviado, novo e velho, no meio ambiente é bastante acentuado, principalmente, em relação à poluição das águas. A percolação do líquido no aterro pode provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais (CHRISTENSEN et al, 2001; FENT, 2003; FENELON, 2011).

Estudos realizados por Maitti *et al*. (2016) apontam relação com a contaminação de águas subterrâneas e corpos de água superficiais nas proximidades do aterro sanitário do Dhapa, na Índia, com a proliferação de doenças como hepatite, diarreia, vômitos, dor abdominal, entre outras doenças que têm ocorrido com frequência na maioria das pessoas que residem adjacentes à área de Dhapa.

Em estudos realizados por Öman e Junestedt (2008) foram detectados 400 indicadores e compostos presentes no lixiviado de aterros sanitários na Suécia. Com isso, concluíram que um grande número de compostos, muitos dos quais são perigosos para a saúde humana e para o meio ambiente, estão presentes em lixiviados de aterros sanitários. Neste estudo, 140 compostos orgânicos e inorgânicos foram identificados, desses, 55 compostos orgânicos e metal-orgânicos foram reportados pela primeira vez e, portanto, assumiram que muitos outros compostos, ainda não conhecidos, estão presentes em lixiviados de aterros sanitários.

Ainda segundo os autores, a presença de um grande número de compostos perigosos em lixiviados de aterros sanitários, muitos dos quais ainda não foram identificados, deve ter um impacto significativo nas avaliações de risco de aterros e no desenvolvimento de métodos de tratamento de lixiviados.

Na Tabela 1 estão apresentadas as variações das características físico-químicas do lixiviado de aterros brasileiros.

Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários brasileiros

Variável*	Faixa Máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade Total	750-11.400	750-7.100	69
DBO_5	<20-30.000	<20-8.600	75
DQO	190-80.000	190-22.300	83
$N\text{-}NH_3$	0,4-3.000	0,4-1800	72
Nitrito	0-50	0-15	69
Nitrato	0-11	0-3,5	69
Cloreto	500-5.200	500-3.00	72
Sólidos Totais	3.200-21.900	3.200-14.400	79
Ferro	0-5.400	0,01-65	69
Manganês	0,04-2,6	0,04-2,0	79

Cobre	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Níquel	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Cádmio	0-0,26	0-0,065	67
Chumbo	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Zinco	0,01-8,0	0,01-1,5	70

Legenda: *Todas as variáveis estão na unidade $mg.L^{-1}$, exceto pH que é uma unidade adimensional.
FVMP- Frequência de ocorrência dos Valores mais Prováveis.
Fonte: Souto e Povinelli (2007).

2.4.1 pH

O potencial hidrogênionico (pH) é uma medida em escala anti-logarítmica, da atividade dos íons hidrogênio (H^+) em meio líquido, indicando condições de acidez, neutralidade ou basicidade (VON SPERLING, 2005).

No processo de biodegradação dos resíduos orgânicos em aterros, o pH é um parâmetro que denota as alterações ocorridas no interior das Células, permitindo diferenciar as fases da degradação anaeróbia (ALCÂNTARA, 2007). Diante disso, uma alternativa plausível para avaliar preliminarmente as fases do processo de biodegradação dos RSU em aterros sanitários, seria verificar, em campo ou em laboratório, o pH do lixiviado (GOMES, 2017).

O pH afeta a atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos. As formas não ionizadas costumam ser muito mais tóxicas que as formas ionizadas, pois atravessam com mais facilidade a membrana celular. O exemplo mais típico é a amônia. Além disso, um meio ácido aumenta a solubilidade de muitos constituintes, diminui a adsorção e aumenta a troca iônica entre o lixiviado e a matéria orgânica (SOUTO, 2009).

Em processos de biodegradação anaeróbia, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993). Em estudos realizados por Farquhar e Rovers (1973) foi observado que pH igual ou menor que 5,5 causava a inibição total da produção de todos os gases, o que corresponde à inibição total da atividade biológica do aterro.

Variações de pH podem dizimar populações inteiras de microrganismos, inibir mecanismos metabólicos, favorecer o crescimento de espécies específicas, alterar rotas bioquímicas. O pH encontra seus valores ótimos geralmente entre 6,0 e 8,0, com exceção das bactérias acidófilas que sobrevivem em meios ácidos (SANTOS, 2003).

2.4.2 Alcalinidade Total

É a medida da capacidade dos íons presentes em um meio capaz de neutralizar ácidos (MORAVIA, 2010). A alcalinidade é causada por bicarbonato, carbonato e íons hidroxila. Para o lixiviado de aterro, altos valores de alcalinidade total são frequentemente encontrados. Isso está relacionado à decomposição bioquímica, e processo de dissolução que ocorre nos aterros e locais de disposição. Os processos de biodegradação da matéria orgânica produzem uma quantidade significativa de bicarbonato, o que representa dióxido de carbono dissolvido, que é também um dos principais componentes da alcalinidade (NAVEEN *et al*., 2017).

Existe uma grande relação entre o pH, alcalinidade e teor de ácidos voláteis, que determina o sistema ácido/base, devendo esta relação ser mantida dentro de certos limites, para que um equilíbrio químico satisfatório entre os microrganismos atuantes na degradação biológica seja alcançado e preservado (MORAVIA, 2010).

Em estudos realizados por Belevi e Baccini (1989), em um aterro na Suíça, os autores sugeriram, medindo a alcalinidade das amostras de aterros e assumindo que 50% do conteúdo de matéria orgânica do resíduo é degradável, e produz prótons, que os aterros contêm tampão suficiente para manter condições alcalinas por mais de 2000 anos. Consequentemente, eles não esperavam a remobilização de metais pesados devido ao baixo pH por muitos séculos.

2.4.3 Cloretos

Os cloretos (Cl^-) são advindos da dissolução de sais e, geralmente, não constituem em um problema de toxicidade para os microrganismos responsáveis pela degradação biológica (MORAVIA, 2010). Os íons cloretos podem contribuir para a diminuição do potencial tóxico do lixiviado, visto que, os íons cloreto podem provocar efeito antagônico ao se combinarem com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, consequentemente, os riscos de toxicidade no efluente (CHERNICHARO, 1997; LANGE e AMARAL, 2009). Segundo Chernicharo (1997), a toxicidade por sais está associada ao cátion e não ao ânion do sal.

De acordo com Junqueira (2000), a grande importância do monitoramento dos níveis de cloretos produzidos em um aterro está relacionada à grande utilização desse indicador como um "traçador natural", visto que o nível de cloretos pode indicar o comportamento de uma pluma de contaminação. Essa relação ocorre, pois os cloretos são os primeiros compostos

a serem identificados, permitindo que ações sejam tomadas no sentido de conter a contaminação a partir da fonte de origem (MONTEIRO, 2003).

2.4.4 Ácidos Graxos Voláteis

Os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) correspondem a fração dos ácidos graxos de cadeia curta e pequeno peso molecular, ou seja, com menos de 6 carbonos em sua cadeia (FERREIRA, 2010). Segundo Sawyer et al. (2003), os ácidos voláteis recebem esta denominação porque eles podem ser destilados à pressão atmosférica.

Desse modo, os ácidos voláteis podem ser considerados como importantes componentes dos lixiviados de aterros sanitários. Esses ácidos são o produto final de processos fermentativos e hidrolíticos de gorduras, proteínas e carboidratos que constituíam a matéria orgânica. Os ácidos graxos voláteis são constituídos, principalmente, pelos ácidos acético, butiríco e propriônico (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995; CONTRERA, 2008; LEE, 2014).

As concentrações dos ácidos graxos voláteis no lixiviado variam de acordo com a idade do aterro. Os lixiviados de aterros sanitários ditos “jovens”, ou mesmo das frações mais jovens de aterros velhos costumam apresentar elevadas concentrações de AGV, porém a concentração desses ácidos pode ser muito baixa ou mesmo inexistente em lixiviados de aterros sanitários mais velhos (CONTRERA, 2008). Essa variação ocorre porque na fase de fermentação ácida os microrganismos acidófilos metabolizam a matéria orgânica de fácil degradação, produzindo quantidades significativas de AGV (AKUZAWA et al., 2011). Ao longo do tempo, bactérias metanogênicas se instalam nos RSU aterrados, esses ácidos são consumidos, ocorrendo, assim, uma queda acentuada nos teores de AGV no lixiviado (GOMES, 2017).

2.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável (VON SPERLING, 1996). Sendo assim, é utilizado como um indicador da matéria orgânica em uma amostra de águas residuais sujeita à oxidação biológica e, portanto, é útil ao avaliar a viabilidade do tratamento biológico da matéria orgânica presente no lixiviado (MOODY & TOWNSEND, 2017).

A determinação da demanda bioquímica de oxigênio é um teste empírico no qual procedimentos padronizados de laboratório são usados para determinar a demanda relativa de oxigênio em águas residuárias, efluentes e águas poluídas (CASTILHO JR. *et al*., 2003). Este teste não indica a presença de matéria não biodegradável nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana (MONTEIRO, 2003).

2.4.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica, obtida por meio de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido. É, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica (FERREIRA, 2006).

Desta forma, a análise de DQO baseia-se no fato de que, toda matéria orgânica, com poucas exceções, pode ser oxidada por meio da ação de um forte agente oxidante sob condições ácidas. Os valores de DQO do lixiviado são quase sempre maiores que os valores de DBO. Essa diferença tende a tornar-se cada vez maior quando se tem quantidades significativas de matéria orgânica resistente à oxidação biológica (CONTRERA, 2008).

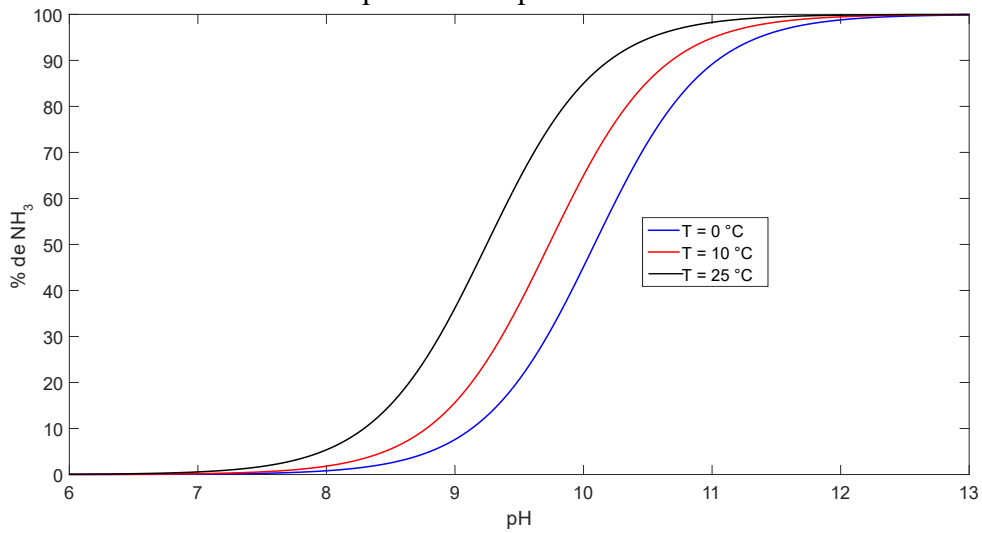
A variação da DQO em relação ao tempo de aterramento expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana ativa. Isto ocorre devido ao fato da matéria orgânica presente nos resíduos ser oxidada por ação enzimática microbiana. Assim, medir o comportamento da DQO do lixiviado ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana (MELO, 2003).

2.4.7 Nitrogênio Amoniacal Total

O nitrogênio é constituinte das proteínas e suas concentrações no lixiviado estão diretamente relacionadas aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos. A maior parte desse nitrogênio está na forma de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), sendo que, a forma amoniacal tende a predominar com o passar do tempo (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995; FLECK, 2003; SOUTO, 2009).

A amônia ocorre em duas formas, que juntas, são denominadas nitrogênio amoniacal total. Quimicamente essas duas formas são representadas pelo íon amônio (NH_4^+), que não é tóxico, e pela amônia livre (NH_3) que é tóxica (SILVA, 2015). A conversão de NH_4^+ para NH_3 ocorre em altos valores de temperatura e pH (EL-SALAM e ABU-ZUID, 2015), como é representado pela Figura 1.

Figura 1- Porcentagem correspondente à amônia livre no nitrogênio amoniacal, em função do pH e da temperatura



Fonte: Adaptada de Souto (2009).

O nitrogênio é considerado como um poluente importante do lixiviado, principalmente, em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir, da toxicidade da amônia e do favorecimento do processo de eutrofização, o qual provoca queda do teor de oxigênio dissolvido na água (SILVA, 2002). Além disso, Kjeldsen *et al*. (2002) destaca que nos aterros o único mecanismo pelo qual a concentração da amônia pode decrescer, durante a decomposição dos resíduos, é pela lixiviação, não existindo outro mecanismo para sua degradação em condições metanogênicas. Diversos pesquisadores identificam a amônia como o mais importante componente em aterros mais velhos (KJELDSEN *et al*., 2002).

2.4.8 Metais Pesados

De acordo com Monteiro (2003), metais pesados são elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22. Entretanto, a definição sanitária, ou que diz respeito à saúde pública, é a que metais pesados são aqueles que apresentam efeitos adversos à saúde humana. Os metais pesados estão entre as várias substâncias com potencial cancerígeno confirmado ou co-carcinogênico, que foram identificados nos lixiviados dos aterros (RANA *et al*., 2004).

Pode-se dizer que frequentemente é encontrada uma grande variedade de metais pesados em amostras de lixiviados de aterro de RSU, incluindo zinco, cobre, cádmio, chumbo, níquel, cromo e mercúrio (ALCÂNTARA, 2007). Dentre estes, os quatro primeiros merecem destaque por conta da sua fitotoxicidade, já o níquel se acumula, em geral, nos rins e provoca reações alérgicas (KARWOWSKA, 2012).

Moravia (2010) destaca que, geralmente, as concentrações dos metais presentes nos lixiviados provenientes de resíduos domésticos são relativamente baixas, aumentando, caso haja o despejo de resíduos industriais. Mas, de acordo com Ehrig (1989), o maior risco de contaminação ambiental pelos metais pesados deve-se a processos de acumulação.

Em lixiviados com pH ácido, podem ocorrer concentrações mais elevadas de alguns metais. Assim, as quantidades de metais são menores nos aterros mais antigos, uma vez que, os seus lixiviados apresentam valores de pH mais elevados (FONSECA, 2013).

A Tabela 2 apresenta a concentração de alguns metais em lixiviado de diferentes aterros no mundo.

Tabela 2- Concentrações de metais pesados em aterros sanitários

Elemento*	Jensen e Christensen (1999)	Kjeldsen et al. (2002)
Cádmio	2±20	0,0001-0,4
Cromo	100±500	0,02-1,5
Níquel	100±40	0,015-13
Zinco	500±2.000	0,03-1.000
Cobre	100±20	0,005-10
Chumbo	50±200	0,001-5
Arsênio	-	0,01-1
Mercúrio	-	0,00005-0,16

Legenda: *Todas as variáveis estão na unidade $mg.L^{-1}$
Fonte: Jensen e Chistensen (1999) e Kjeldsen et al. (2002)

Ao analisar os dados expostos na Tabela 2 é possível comprovar que as espécies e concentração de metais pesados variam amplamente em lixiviados de diferentes aterros (JENSEN e CHRISTENSEN, 1999).

2.5 Toxicidade do lixiviado

O lixiviado apresenta altas concentrações de matéria orgânica, biodegradável e refratária, além de nitrogênio amoniacal, metais tóxicos, pesticidas halogenados e sais inorgânicos, conferindo uma alta toxicidade a esse efluente (KLAUCK *et al*., 2017).

Um dos principais problemas com relação à composição do lixiviado é o seu alto teor de amônia. A amônia livre, quando em concentrações mais altas, contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando peixes e inibindo o metabolismo de microrganismos (RODRIGUES, 2004).

O potencial tóxico dos lixiviados de aterros sanitários está diretamente relacionado às diferentes características dos RSU aterrados (GOMES, 2017). Visto que, por apresentar uma composição bastante variável, os RSU podem, muitas vezes, ser comparados aos resíduos industriais por possuírem materiais compostos à base de metais pesados como pilhas, baterias, enlatados, tintas, eletroeletrônicos, os quais são tóxicos e apresentam riscos à saúde e ao meio ambiente, quando dispostos de forma incorreta (SILVA *et al*., 2015).

A toxicidade deste efluente é nociva, não apenas para os organismos naturais dos ecossistemas, mas também para as bactérias responsáveis pela degradação e estabilização de substratos (RODRIGUES, 2004).

A identificação dos contaminantes responsáveis pela toxicidade é extremamente difícil devido ao número restrito de químicos detectados por análises de rotina, à complexidade da composição do lixiviado, à sua heterogeneidade, e da incerteza da sua biodisponibilidade. Desta forma, a toxicidade é uma ferramenta para detectar e identificar agentes tóxicos (LINS, 2005).

2.5.1 Fitotoxicidade do lixiviado

A apreciação do potencial tóxico dos resíduos sólidos sobre o meio ambiente pode ser identificada, de maneira simples, rápida e a baixo custo, por meio de testes de fitotoxicidade (SILVA, 2015). De acordo com Chang *et al*. (1992), a fitotoxicidade é definida como uma intoxicação de plantas vivas pelas substâncias constituintes do meio de crescimento, quando estas substâncias são acumuladas nos tecidos da planta.

Diante disso, os ensaios indicam as reações adversas das plantas quando em contato com substâncias tóxicas presentes no meio. Por isso, os testes de fitotoxicidade têm sido bastante utilizados para avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes nos RSU, após sua disposição final (SILVA *et al*., 2015).

Para a realização dos testes de fitotoxicidade diversas sementes podem ser utilizadas. Tais como tomate (*Lycopersicon lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), cebola (*Allium cepa*), pepino (*Cucumissativus*), cevada (*Hordeum vulgare L.*), alface (*Lactuca sativa*), mais recomendas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) por terem uma alta sensibilidade aos agentes tóxicos (SILVA, 2015; SILVA, 2016).

2.6 Tratamento de lixiviado

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido potencialmente poluidor que pode apresentar uma carga orgânica entre 10 e 75 vezes maior que a dos esgotos domésticos, causando efeitos prejudiciais aos lençóis freáticos e às águas superficiais localizadas nas proximidades do aterro, se não for adequadamente tratado e, posteriormente, descartado para o meio ambiente de maneira cuidadosa e controlada (TCHOBONOGLOUS, THIENSEN e VIGIL, 1993; VON SPERLING, 2005; FENELON, 2011).

Um dos principais desafios no tratamento de lixiviado é a variabilidade da composição desse efluente. O tratamento de lixiviado por meio de processos biológicos é a abordagem mais comum e economicamente viável para aterros brasileiros. Um exemplo desse tipo de tratamento é a lagoa de estabilização, amplamente utilizadas em áreas rurais, devido às condições climáticas e à disponibilidade de áreas para o tratamento de lixiviados (MAIA *et al*., 2015; COSTA *et al*., 2019). No Brasil, uma solução muito comum encontrada para o tratamento de lixiviado foi a utilização do tratamento combinado com esgoto em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), transportando o lixiviado para ser tratado do aterro para uma estação de tratamento de efluentes existente, mas a maioria dos sistemas não foi projetada para esse tratamento combinado, apresentando ineficiência ou desequilíbrios (CONTRERA *et al*., 2014).

Em alguns casos, devido à alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, apenas o tratamento biológico não é suficiente, sendo necessária a associação com processos físico-químicos (FENELON, 2011). Geralmente, os processos biológicos são indicados para tratar lixiviado com alta relação DBO/DQO face ao baixo custo operacional.

Os métodos físico-químicos têm sido sugeridos para tratamento de lixiviado antigo e diluído com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico mais agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN *et al.*, 2002; MORAVIA, 2010).

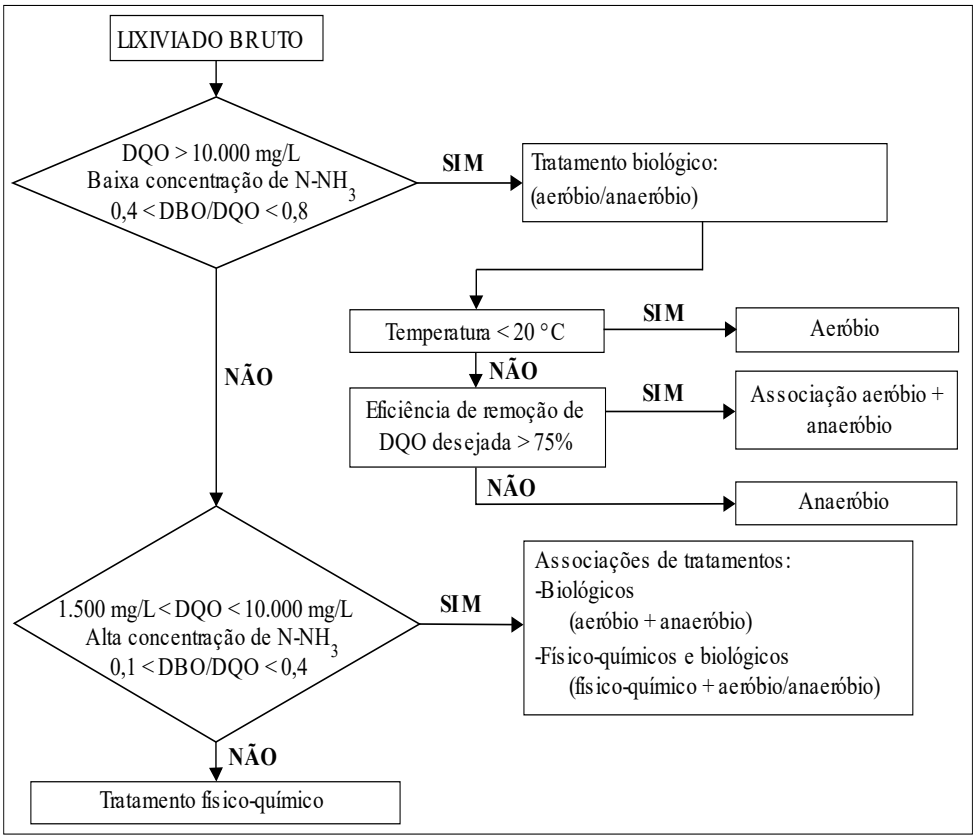
Compreender as características do lixiviado do aterro é essencial para gerir este efluente da maneira mais eficiente possível. A sua natureza complexa geralmente requer uma variedade de tecnologias de tratamento para atingir contaminantes específicos (MOODY e TOWNSEND, 2017).

Os processos de tratamento de efluentes se dividem em dois grandes grupos. Os que concentram o poluente (processos de separação e adsorção) e os que destroem os poluentes (basicamente os processos oxidativos químicos ou biológicos e pirolíticos).

Como exemplos de processos que concentram o poluente têm-se a adsorção, filtração, processos com membrana (ultrafiltração, osmose inversa etc.), decantação e evaporação, dentre outros (SÁ, JUCÁ e MOTTA SOBRINHO, 2012).

A Figura 2 sugere um fluxograma para seleção do método de tratamento de lixiviado, de acordo com algumas características físico-químicas do lixiviado.

Figura 2- Parâmetros de decisão para a seleção do tipo de tratamento de lixiviados



Fonte: Moravia, 2010; Kurniawan et al. (2006); Jordão e Pessoa (2005); Forgie, (1988)

Segundo Moravia (2010), não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar efluentes com compostos tão recalcitrantes e com elevada carga orgânica como no lixiviado. As soluções convencionais são baseadas em sistemas combinados, cujas preocupações fundamentais estão associadas, principalmente, à eficiência e ao custo do tratamento.

A determinação da ordem e número de processos que irão integrar uma estação de tratamento é essencial para alcançar uma ótima eficiência na remoção dos poluentes presentes

no lixiviado. Essa escolha, geralmente, é realizada a partir do tipo de lixiviado, jovem ou estabilizado (PAIXÃO FILHO, 2017).

Diante dessa demanda por sistemas eficientes, os estudos relacionados ao tratamento de lixiviado têm crescido muito. Diferentes processos têm sido pesquisados, apresentando resultados distintos. Essa variedade de sistemas deve-se, sobretudo, à grande variação do efluente, que, em cada caso, vai apresentar comportamentos diferentes diante de cada processo empregado (RODRIGUES, 2007).

Serão descritas a seguir algumas técnicas que têm sido comumente utilizadas no tratamento de lixiviado.

2.6.1 Tratamento biológico

Os vários processos de tratamento biológico de efluentes são concebidos de forma a acelerar os mecanismos de degradação, que ocorrem naturalmente nos corpos receptores. Uma grande variedade de microrganismos faz parte do processo, como: bactérias, fungos, protozoários, entre outros.

A base do processo biológico é o contato efetivo entre esses organismos e o material orgânico contido nos efluentes, de tal forma, que esse material orgânico possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos (VON SPERLING, 2005; CAVALCANTI, 2013). O processo biológico a ser empregado no tratamento de lixiviado deve ser, preferencialmente, de baixo custo, ou seja, sem a necessidade de adição de uma fonte externa de carbono, robusto, baixa produção de lodo, de alta carga como os reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), utilizados na estabilização da matéria orgânica inicial (PAIXÃO FILHO, 2017).

A decomposição biológica do material orgânico requer a manutenção de condições favoráveis, como temperatura, pH, tempo de contato e, em condições aeróbias, oxigênio (VON SPERLING, 2005).

Existe uma grande variedade de métodos de tratamento biológico de lixiviado, sendo os mais comuns:

- Lagoa de estabilização;
- Processos de disposição sobre o solo;
- Reatores anaeróbios;

- Lodos ativados;
- Reatores aeróbios com biofilme.

A Tabela 3 mostra esses métodos de tratamento e suas funções específicas.

Tabela 3 - Sistemas biológicos tradicionais e funções específicas

Sistemas Biológicos	Funções Específicas
Lagoas de Estabilização	Fornecimento natural de oxigênio pelo desenvolvimento de algas em lagoas, para a degradação microbiana de compostos orgânicos poluentes e conversão a CO_2 e H_2O.
Lodos Ativados, Filtros Biológicos, Lagoas Aeradas e Valas de Oxidação.	Degradação microbiana de compostos orgânicos poluentes por meio do metabolismo aeróbio, facilitado pela disponibilidade artificial do oxigênio em reatores ou em lagoas, e conversão a CO_2 e H_2O.
Sistemas de Nitrificação	Conversão de compostos orgânicos nitrogenados e amônia a nitritos.
Sistemas de Desnitrificação	Conversão de nitrito e nitrato originados durante a nitrificação a N_2.
Sistema Alternado Anaeróbio/ Aeróbio	Remoção de nutrientes, particularmente de fosfatos.
Biodigestão Anaeróbia	Degradação microbiana de compostos orgânicos a ácidos orgânicos, álcoois, hidrogênio, CO_2 e CH_4.

Fonte: CARROCCI (2009).

De um modo geral, devido ao baixo custo operacional, o tratamento biológico é, preferencialmente, adotado quando comparado ao tratamento físico-químico. Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao utilizar tratamentos biológicos para lixiviado, em razão das vazões e cargas orgânicas muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA *et al.*, 2004; MORAVIA, 2007).

A capacidade restrita de certos microrganismos para degradar substâncias orgânicas tóxicas, sensibilidade a variações de pH ou de descargas tóxicas, que podem paralisar o metabolismo, são dificuldades enfrentadas ao lidar com tratamento biológico. Diante disso, é necessário o ajuste de condições favoráveis ao desenvolvimento das espécies microbianas responsáveis pela degradação biológica da matéria orgânica e remoção de nutrientes (MORAVIA, 2007; CAVALCANTI, 2013).

2.6.2 Recirculação de lixiviado

A recirculação do lixiviado é um procedimento amplamente utilizado para melhorar a estabilização do aterro. Implica no aumento do teor de umidade, na melhor qualidade do lixiviado, aumento da produção de metano, aumento da subsidência de resíduos e redução da concentração de metais pesados (HUANG *et al*., 2016). Uma das técnicas consiste em aspergir o lixiviado sobre as Células de aterramento por meio de aspersores ou de caminhões pipa. Essa técnica combina o tratamento anaeróbio no interior da Célula com a evaporação natural, que ocorre a cada recirculação, reduzindo, desta forma, a alta carga orgânica e o volume do efluente a ser tratado. Este processo só deve ser adotado em regiões onde o balanço hídrico é negativo, ou seja, em regiões onde a taxa de evaporação é maior do que a precipitação pluviométrica (MORAVIA, 2010).

A técnica de recirculação na área já coberta do aterro é considerada um método de tratamento, já que propicia a degradação de constituintes do lixiviado por meio da atividade biológica e reações físico-químicas, que ocorrem no interior da massa de resíduos (RODRIGUES, 2007). Os autores Reinhart e Al-Yousfi (1996) relataram que a recirculação não apenas melhora a qualidade do lixiviado, mas também reduz o tempo necessário para a estabilização de várias décadas para 2 a 3 anos.

No entanto, o grande volume de lixiviado movido pode impor dificuldades, como aumento do risco de vazamento e altos custos de operação. Deve-se ter cuidado com relação à questão da estabilidade dos taludes do aterro pois, uma vez que o líquido é injetado no solo ou na massa de resíduos, aumentam-se as chances de rompimentos devido ao aumento da umidade e poropressão de líquidos (RODRIGUES, 2007; HUANG, 2016).

Embora a recirculação apresente benefícios quanto a uma considerável redução, tanto de carga orgânica quanto do volume de lixiviado, o efluente final ainda não estará em condições de emissão nos cursos d'água receptores, pois ainda pode apresentar elevada DQO e, principalmente, amônia. Com base no nível de tratamento alcançado com a técnica, a

recirculação deve, portanto, ser considerada como um pré-tratamento (MORATELLI, 2013; REICHERT, 1999). Giraldo (2001) relata que as experiências indicam que entre 3 e 10 anos um lixiviado deve ser recirculado para gerar os efeitos de tratamento necessários.

2.6.3 Tratamento físico-químico

Os tratamentos físicos baseiam-se na aplicação de forças físicas sobre o líquido, no intuito de promover a separação de contaminantes da água. Os tratamentos químicos baseiam-se no contato de produtos químicos com o líquido, proporcionando a sua alteração química e, consequentemente, a remoção de alguns contaminantes. É de se observar, que processos químicos são usados, em geral, em conjunto com operações físicas. Denominam-se estes processos de tratamentos físico-químicos (REICHERT, 1999; MORATELLI, 2013).

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

As técnicas físico-químicas utilizadas para o tratamento de lixiviados são: diluição, coagulação/floculação, precipitação, sedimentação, filtração, adsorção/absorção, troca iônica, carvão ativado, oxidação química, osmose reversa, ultrafiltração, oxidação, evaporação natural e vaporização (QASIM e CHIANG, 1994; REICHERT, 1999; MORATELLI 2013).

De acordo com McBean, Rovers e Farquhar (1995), o tratamento físico-químico exclusivo é aplicável apenas para lixiviados muito antigos. Ainda segundo os autores, os métodos físico-químicos vêm sendo usados para tratar lixiviados, ou dar polimento ao lixiviado tratado biologicamente. Coagulantes e precipitantes apresentam eficiência reduzida em efluentes com elevada concentração de matéria orgânica, por isso, muitas vezes, ocorre a combinação de processos biológicos e físico-químicos.

2.6.4 Evaporação

A evaporação pode ser definida como o processo natural pelo qual a água, de uma superfície livre (líquida) ou de uma superfície úmida, passa para a atmosfera na forma de vapor, a uma temperatura inferior a de ebulição (MORATELLI, 2013). A evaporação da água no ambiente, seja de superfícies de água livres ou de superfícies terrestres cobertas por vegetação, é uma das principais fases do ciclo hidrológico. Esse ciclo hidrológico consiste na

transferência constante de água da atmosfera para a superfície terrestre por meio de precipitação, escoando para rios, lagos e oceanos, seja por infiltração e escoamento subterrâneo ou pelo escoamento superficial. O ciclo se fecha quando a água evapora e retorna à atmosfera (BRUTSAERT, 1982).

Assim, a evaporação natural depende fundamentalmente da energia disponível proveniente da radiação solar. A temperatura do ar está associada à radiação solar e, desta forma, correlaciona-se positivamente com a evaporação. Um aumento da temperatura do ar influi favoravelmente na intensidade de evaporação, pois permite que uma maior quantidade de vapor de água esteja presente no mesmo volume de ar, quando é atingido o seu grau de saturação. Os ventos, por sua vez, são responsáveis pela renovação do ar acima da superfície evaporante, deslocando a massa de ar saturado de modo a permitir a continuidade do processo evaporativo (TUCCI, 1993).

A evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado representa a vaporização da fração líquida do seu conteúdo. A transformação do líquido em vapor é regulada pela ação de fontes externas de energia, que podem ser naturais ou artificiais. Quando o sol é o agente responsável pela evaporação, o processo é normalmente conduzido em lagoas (BIDONE, 2007).

Um dos métodos tradicionais de evaporação de águas residuárias consiste em lagoas de evaporação natural. O tratamento de lixiviados em lagoas de evaporação consiste numa combinação do aquecimento solar e do vento para evaporar naturalmente o lixiviado (ALCÂNTARA *et al*., 2011). Dessa forma, além da diminuição do volume do efluente, ocorre também a redução da concentração de alguns contaminantes.

De acordo com Alcântara *et al*. (2011), o processo de evaporação tem sido estudado com o intuito de fornecer uma solução alternativa aos sistemas de tratamento tradicionais, especialmente, nas regiões onde os sistemas de evaporação possam ser técnica e economicamente viáveis, valorizando as vantagens das condições climáticas locais como temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento. Na região nordeste do Brasil e, em particular, no semiárido, o elevado índice de radiação da energia solar, os baixos índices de precipitação pluviométrica e a baixa umidade relativa do ar durante um longo período do ano, evidenciam a potencialidade de adaptação de sistemas de tratamento de lixiviado por evaporação.

CAPÍTULO III

ANÁLISE COMPARATIVA DA COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL

O aterro sanitário é a técnica de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) mais utilizada no mundo e que apresenta menor custo quando comparada a outras tecnologias (MONTEIRO, 2003). Segundo a ABRELPE (2017), 59,1% dos RSU são dispostos em aterros sanitários no Brasil. Contudo, a partir da disposição de resíduos em uma Célula de aterro ocorre uma série de processos físico-químicos e biológicos que geram subprodutos líquidos e gasosos que podem causar danos ao meio ambiente e à saúde da população.

O lixiviado é um líquido gerado pela água da chuva que percola nas camadas de uma Célula de disposição de resíduos de um aterro, pela decomposição dos resíduos aterrados e a umidade inicialmente presente nos resíduos. Uma combinação de processos físicos, químicos e microbianos transferem os poluentes dos resíduos para a água de percolação (KJELDSEN *et al*., 2002; PRIMO, RIVERO e ORTIS, 2008). O lixiviado é uma água residuária que pode conter grandes quantidades de matéria orgânica e inorgânica, como substâncias húmicas, bem como nitrogênio amoniacal, metais pesados, compostos orgânicos clorados e sais inorgânicos (LI *et al*., 2009).

Ao entrar em contato com o solo, águas subterrâneas ou superficiais, o lixiviado pode causar impactos negativos ao meio ambiente, tornando-se um grande risco de poluição e danoso à saúde pública. O risco de poluição das águas subterrâneas é provavelmente o impacto ambiental que ocorre com mais frequência em aterros sanitários (BHATT *et al*., 2017). Portanto, a fim de evitar a degradação ambiental, o lixiviado deve ser coletado e, adequadamente tratado, antes de ser lançado no meio ambiente (LOUKIDOU, ZOUBOULIS, 2000).

Como a legislação ambiental brasileira exige padrão para lançamento de efluentes, o tratamento do lixiviado gerado torna-se uma preocupação tanto no aspecto ambiental quanto econômico, à medida que padrões de lançamento mais rigorosos impõem um custo maior para o tratamento. Portanto, é de grande importância determinar a opção de tratamento mais adequada, bem como as condições operacionais ideais necessárias para obter compatibilidade

nos processos de tratamento combinados e a remoção máxima de poluentes do lixiviado de aterro sanitário (LI *et al*., 2009).

O tratamento de lixiviado pelo processo de evaporação permite elevada redução de seu volume, utilizando a energia solar como fonte de aquecimento para o processo, o que caracteriza a evaporação natural do lixiviado. Ou ainda, utilizando como fonte de energia calórica o gás de aterro, caracterizando, nesse caso, a evaporação forçada (BACELAR, CANTANHEDE e FIGUEIREDO, 2009).

Com isso, o estudo de caso deste trabalho foi o Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), que utiliza como técnica de tratamento de lixiviado, uma Lagoa de acúmulo, evaporação natural e recirculação do efluente. Desta forma, é importante a realização do estudo comparativo entre o lixiviado bruto gerado no Aterro e o lixiviado coletado na Lagoa de tratamento.

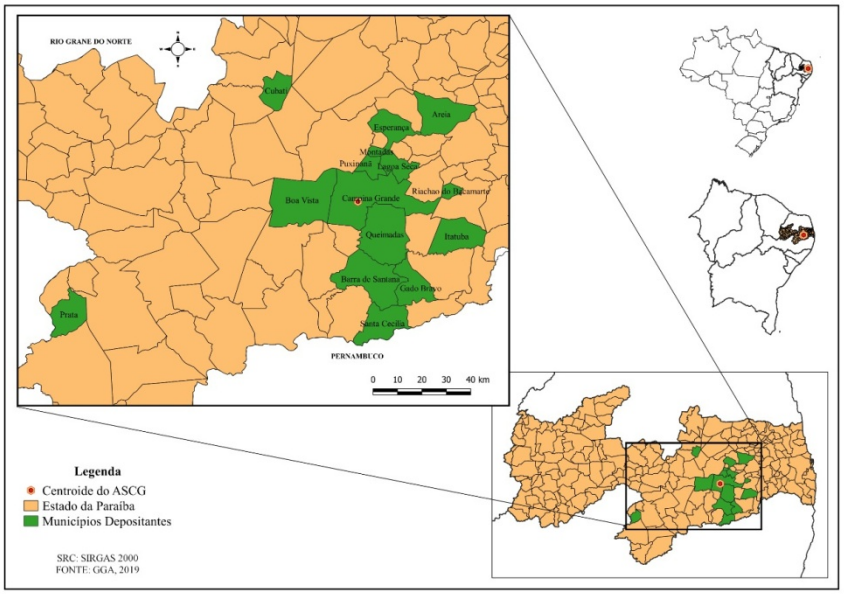
O objetivo desse trabalho foi comparar, com base em indicadores físico-químicos, a composição do lixiviado bruto gerado no ASCG e o acumulado na Lagoa de tratamento por evaporação natural.

3.1 Metodologia

3.1.1 Área de Estudo

Esta pesquisa foi realizada no ASCG, localizado no Sítio Logradouro II, Catolé de Boa Vista, distrito de Campina Grande-PB, região que se encontra inserida no semiárido brasileiro (Figura 3). O referido Aterro teve sua operação iniciada em julho de 2015 e tem, atualmente recebe aproximadamente 500 tRSU/dia, proveniente de 18 municípios do Estado da Paraíba, localizados nas proximidades do município de Campina Grande.

Figura 3- Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



Fonte: Dados da Pesquisa (2019)

A região possui clima quente e úmido com chuva de outono-inverno. O período seco começa em setembro e prolonga-se até fevereiro, sendo mais acentuado no trimestre da primavera. Já a estação chuvosa começa em março/abril e encerra em agosto. As temperaturas do ar variam entre a máxima anual de 28,6 ºC e a mínima 19,5 ºC. A insolação anual alcança média de 222,4 horas. Os dados de evaporação revelam um total anual em torno de 1417,4 mm, condição própria das zonas semiáridas de latitudes tropicais e uma precipitação média anual de 802,7 mm (CUNHA, RUFINO e IDEIÃO, 2009).

Desde o início da operação do ASCG, em julho de 2015, até o presente momento, julho de 2019, foram implantadas 4 Células, denominadas Células 1 (C1), 2 (C2), 3, (C3) e 4 (C4). Além disso, foram também dispostos RSU entre as Células 1 e 3, sendo esta área de disposição denominada de Célula 1+3 (C1+3), entre as Células 2 e 4, denominada Célula 2+4 (C2+4), entre as Células 3 e 4, denominada Célula 3+4 e entre as Células 1 e 2 (C1+2), com o intuito de unificar as quatro Células (C1, C2, C3 e C4), formando uma Célula Única com dimensões de 210x210x25 (comprimento, largura e altura total).

O campo experimental do estudo é, mais especificamente, a Lagoa de evaporação natural (Figura 4A), localizada no interior do ASCG, que funciona como uma lagoa de acúmulo, recirculação e tratamento por evaporação natural do lixiviado. Possui dimensões de 30mx30m e 3m de profundidade, é revestida por uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). O lixiviado bruto, da Entrada da Lagoa, será denominado neste estudo de lixiviado da Tubulação de Entrada da Lagoa (TEL) (Figura 4B). Para esta Tubulação é direcionado todo o lixiviado gerado em todas as Células do Aterro, que é drenado por

gravidade para a Lagoa, onde é acumulado, tem uma parcela evaporada pela técnica de evaporação natural e outra parcela é utilizada para irrigar as Células. O tempo de detenção da Lagoa não é especificado nesse estudo, tendo em vista que ele varia conforme a operação do aterro, não havendo controle. Além disso, destaca-se que a referida Lagoa não foi projetada para que o lixiviado seja lançado em corpos receptores.

Figura 4- A Lagoa de Evaporação Natural; 2-B Tubulação de entrada da Lagoa

Fonte: Autor (2018).

3.1.2 Caracterização do lixiviado

O lixiviado foi coletado na TEL e também em diferentes pontos da Lagoa, a fim de se obter uma amostra homogênea e representativa. As amostras de lixiviado foram coletadas, preservadas e transportadas, de acordo com as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). O monitoramento foi realizado mensalmente de julho a dezembro de 2017 e de abril a outubro de 2018, visto que, devido a aspectos técnicos e operacionais, entre os meses de dezembro de 2017 e abril de 2018 houve uma interrupção nas coletas de lixiviado no Aterro.

Após a coleta, as amostras foram transportadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental, localizado na Universidade Federal de Campina Grande - *Campus I*, para a execução das seguintes análises físico-químicas: pH, Alcalinidade Total (AT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Demanda Química de Oxigênio (DQO). Os ensaios foram realizados conforme os métodos preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

3.1.3 Dados de precipitação

Os dados meteorológicos foram obtidos na Agência Executiva de Gestão das Águas (AESA), os quais foram oriundos de uma estação automática localizada a 9km do referido Aterro, na sede do Instituto Nacional do Semiárido (INSA).

3.1.4 Correlações estatísticas

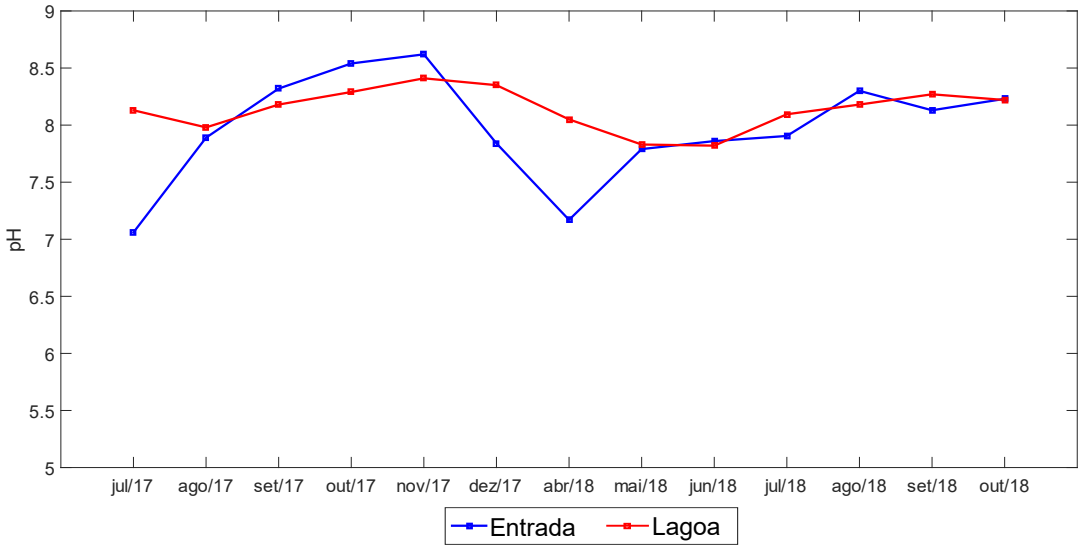
A análise estatística dos indicadores físico-químicos do lixiviado da TEL e da Lagoa de evaporação natural (pH, AT, NAT, DBO, DQO) foi realizada utilizando o método Teste t de Student. Para isto, usou-se o *software MATLAB* 2019.

3.2 Resultados e discussão

3.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A evolução temporal dos valores do pH do lixiviado da TEL e da Lagoa estão ilustrados na Figura 5.

Figura 5- Variação dos valores de pH no lixiviado da Entrada e da Lagoa



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Os valores de pH no lixiviado analisado variaram numa faixa de 7,06 a 8,62 no lixiviado da TEL e 7,82 a 8,41 na Lagoa. Esses resultados representam um efluente levemente básico, o que pode indicar que o lixiviado se encontra na fase metanogênica de biodegradação. Valores similares foram obtidos por Tsarpali, Kamilari e Dailianis (2012) ao analisarem o lixiviado de um aterro, com 5 anos de operação, localizado em uma região semiárida, na Grécia. De acordo com Giordano (2003), o lixiviado de aterros localizados na região do Nordeste brasileiro apresenta como característica uma faixa de teores de pH que

varia entre 7,8 e 8,5. Dessa forma, o lixiviado da TEL e da Lagoa se encontra em concordância com a literatura.

Apesar de haver poucas alterações na faixa de pH ao longo do tempo, é possível observar pontos de decaimento nos meses de julho de 2017 e abril de 2018, para o lixiviado da TEL e da Lagoa. Esses meses com menores valores de pH coincidem com os meses de implantação de novas Células no Aterro, que geraram, em função da idade dos resíduos, que foram recém depositados, um lixiviado com características ácidas. Esses menores valores de pH ocorrem devido à ação das bactérias acidogênicas, que liberam rapidamente concentrações de ácido láctico, amônia e ácidos graxos voláteis, conferindo ao meio um pH abaixo da neutralidade (CASTILHOS Jr. et al., 2003). Além desses fatores, ocorreu intensa precipitação neste período, segundo a AESA (2018), houve uma precipitação de 145,2 mm durante o referido mês. De acordo com Diniz (2013), a média mensal para o mês de abril na região onde o aterro está inserido é de 96,6mm. Inclusive, é importante destacar que chovia durante a coleta do lixiviado.

Apesar disso, o lixiviado da TEL, mesmo com seu pH mais baixo, ainda se apresenta acima de 7. Isto ocorre por conta desse efluente ser resultante da mistura de todo o lixiviado produzido no Aterro, reunindo valores dos lixiviados oriundos de resíduos de diferentes idades, desde julho de 2015, até outubro de 2018. Esta variação no pH evidencia a influência do aterramento de resíduos novos nas características físico-químicas do lixiviado produzido.

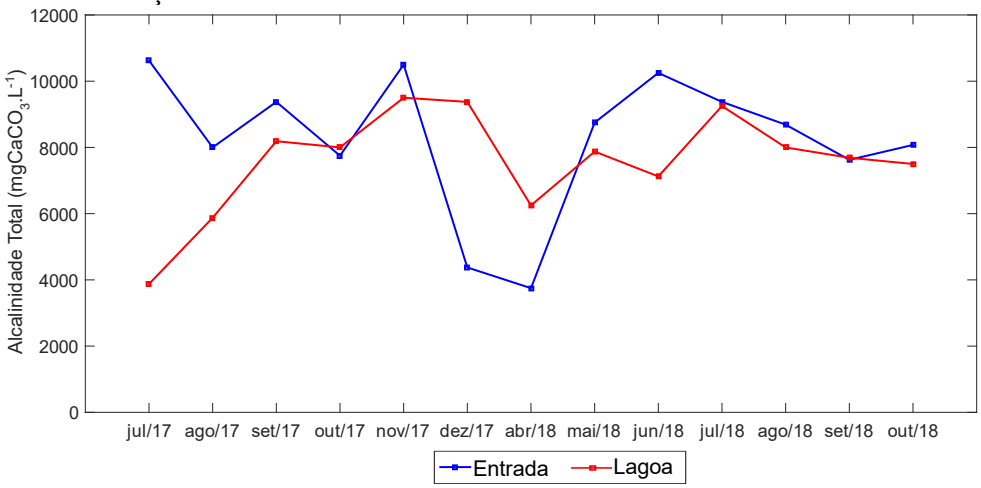
O pH é um importante indicador da fase de degradação dos RSU e de quais microrganismos podem estar mais aclimatados na massa de resíduos, estando sua faixa ótima entre 6,0 e 8,0 (SANTOS, 2003). Contudo, bactérias metanogênicas são sensíveis às variações de pH e podem ser inibidas por condições ácidas em pH menor que 6,7 (ALVER e ALTAS, 2017). Este indicador afeta a atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos como a amônia e os metais pesados (SOUTO, 2009).

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 430 (BRASIL, 2011) especifica que efluentes só podem ser lançados em corpos receptores com pH na faixa de 5 a 9. Em relação ao indicador pH, o lixiviado da TEL e da Lagoa encontram-se de acordo com que determina a Resolução. É importante destacar que para que o lixiviado seja lançado em corpos receptores, as concentrações de outros indicadores devem ser analisadas.

3.2.2 Alcalinidade Total (AT)

As concentrações de AT encontradas no lixiviado da TEL e o da Lagoa encontram-se ilustradas na Figura 6.

Figura 6- Variação dos valores da alcalinidade total no lixiviado da Entrada e Lagoa



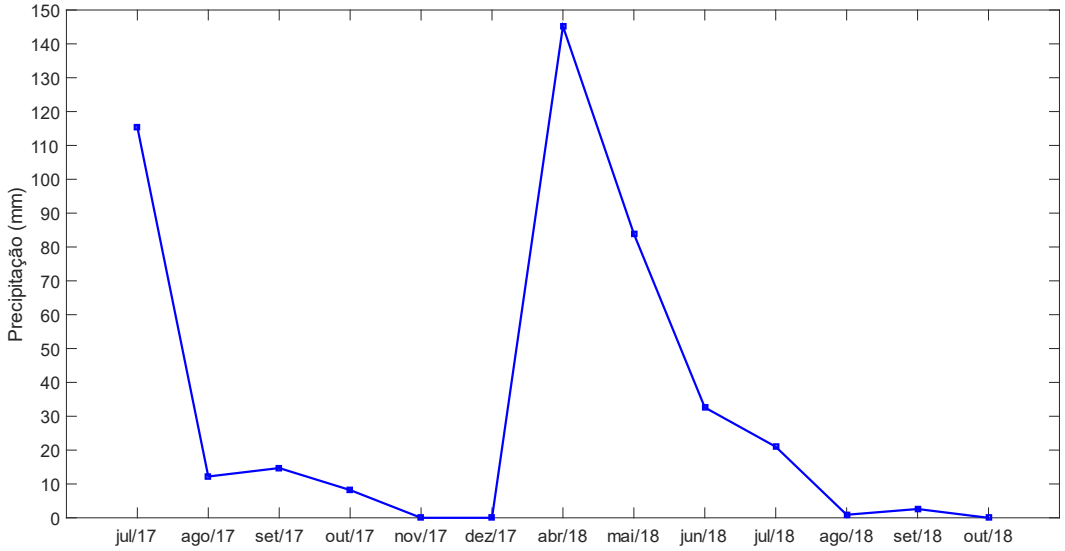
Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Analisando a Figura 6, é possível observar que, para o lixiviado da TEL houve uma variação de 3750 a 10625 $mgCaCO_3.L^{-1}$. Já no lixiviado da Lagoa, a AT variou numa faixa de 3875 e 9500 $mgCaCO_3.L^{-1}$. Em estudos realizados por Naveen et al. (2017) foram encontrados resultados semelhantes aos encontrados nesta pesquisa.

Para o lixiviado da TEL, os pontos de menor concentração de AT coincidem os pontos de decaimento de NAT (Figura 8). Verifica-se que o NAT e a AT se correlacionam, visto que, o nitrogênio amoniacal é o maior contribuinte para a geração de alcalinidade nos lixiviados. Isto ocorre quando a amônia é formada, por meio da digestão da matéria orgânica, se combinando com o ácido carbônico e formando bicarbonato de amônio, substância com caráter altamente alcalino (FERREIRA, 2010).

No lixiviado da Lagoa, de acordo com a Figura 6, é possível observar que, os pontos de decaimento das concentrações de AT coincidem com o período chuvoso da região, conforme a Figura 7. Esse comportamento pode ser justificado pelo fato de haver diluição do lixiviado no interior da Lagoa durante esse período. De acordo com Souto e Povinelli (2007) a faixa máxima de AT para aterros brasileiros é de 750 a 11400 $mgCaCO_3.L^{-1}$, a faixa mais provável se encontra entre 750 a 7100 $mgCaCO_3.L^{-1}$.

Figura 7- Variação da Precipitação ao longo do período de monitoramento



Fonte: AESA (2018)

A alcalinidade é causada por íons de bicarbonato, carbonato e hidroxila. Para o lixiviado de aterro, os valores de alcalinidade total são significativamente elevados. Esses valores ocorrem devido à decomposição bioquímica e ao processo de dissolução nos aterros e locais de disposição de RSU (NAVEEN et al., 2017). A alcalinidade total é uma variável importante no controle da estabilidade do processo anaeróbio. A digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos intermediários, sendo então importante que a alcalinidade do meio seja suficiente para manter o pH dentro da faixa ótima para a atuação dos microrganismos (BIDONE, 2007).

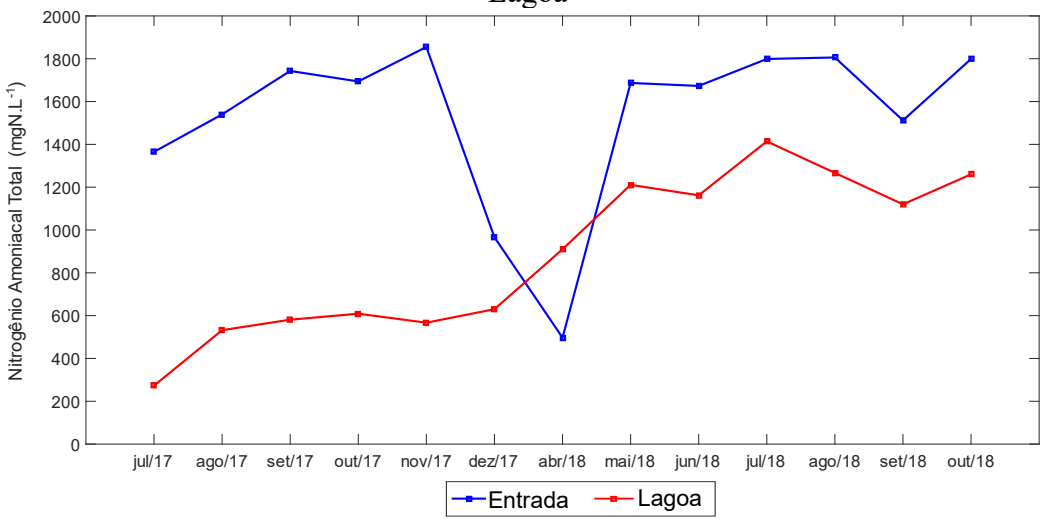
Verifica-se, portanto, que nos dados obtidos não é possível observar uma relação bem definida de remoção de AT pelo processo de evaporação natural. Há meses em que ocorre uma concentração menor na Lagoa, mas há outros meses em que essa concentração diminui em comparação com os teores de AT aferidos na TEL. Isto pode indicar que a Lagoa não tem desempenhado a sua função como uma técnica de tratamento para a diminuição das concentrações de alcalinidade.

A Resolução do CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011) não especifica a concentração limite de AT para que o efluente possa ser lançado em corpos receptores. Porém, altos teores de AT influenciam na toxicidade do lixiviado, causando danos ao meio ambiente.

3.2.3 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 8, encontram-se ilustradas as concentrações de NAT do lixiviado da TEL e o da Lagoa.

Figura 8- Variação dos valores do nitrogênio amoniacal total no lixiviado da Entrada e da Lagoa



Fonte: Dados da pesquisa (2018).

Os níveis de NAT aferidos no lixiviado da TEL variaram entre 497 e 1806 mgN.L^{-1} e entre 273 e 1414 mgN.L^{-1} no lixiviado coletado na Lagoa. Segundo Kjeldsen et al. (2002) a concentração de NAT em lixiviado de aterro sanitário pode variar entre 50 e 2200 mgN.L^{-1}.

No interior da massa de resíduo, quase todo nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal e essa amônia é oriunda da degradação da matéria orgânica. Devido ao seu baixo peso molecular, o nitrogênio amoniacal, na forma de amônia, pode ser removido por uma variedade de métodos, incluindo físicos, químicos e biológicos. A remoção do NAT pelo método de tratamento por evaporação natural se dá pela volatilização da amônia, que ocorre pelas altas temperaturas, atreladas ao pH elevado do lixiviado (CAMPOS et al., 2010).

Para este indicador foi possível verificar uma remoção quando comparadas as concentrações do lixiviado da TEL e o coletado na Lagoa. A remoção variou de 21,4% em julho de 2018 e 80% em julho de 2017. Durante o mês de abril de 2018 houve um aumento de 83% da concentração de NAT, sendo este aumento devido, provavelmente, à considerável diminuição dos teores deste indicador no lixiviado da TEL.

Os menores teores de NAT verificados no lixiviado da TEL se deram nos meses de dezembro de 2017 e abril de 2018. Essa redução pode ser justificada pelas mudanças ocorridas na operação do Aterro. Em algumas Células de disposição de resíduos, estavam sendo realizadas escavações em suas respectivas bases, com a finalidade de uni-las, formando uma Célula Única. Essas escavações podem ter permitido a entrada de oxigênio na massa de resíduos já aterrada, provocando assim, um aumento nas concentrações de nitrato e diminuindo as concentrações de NAT. O aumento nas concentrações de nitrato implica em uma redução nos valores da amônia, tendo em vista que, a amônia é uma forma mais reduzida

do nitrogênio, o qual, quando oxidado, produz nitrato (ROCHA, 2008). Os valores de nitrato poderiam confirmar essa suposição.

Outro fator que pode ter influenciado na diminuição do teor de NAT no lixiviado da TEL e na ausência de eficiência da Lagoa, durante o mês de abril de 2018, foi a ocorrência de precipitação acima da média durante esse período. Assim a remoção de amônia do efluente estudado se dá por meio de volatilização, podendo-se inferir, que a diminuição da evaporação, ocasionada pela precipitação, reduziu a remoção deste indicador.

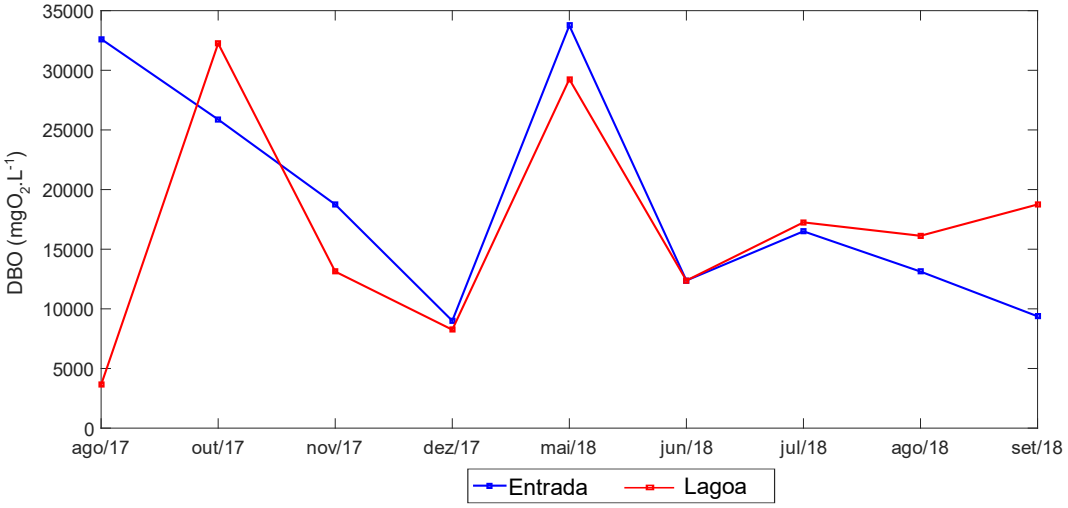
Com base apenas no pH do lixiviado da Lagoa, que se encontra entre 7,82 e 8,41, a maior parte do NAT está na forma ionizada, que é a forma menos tóxica. Porém, é importante destacar que existe a interferência das altas temperaturas do lixiviado no interior da Lagoa, chegando a 36º C. Segundo Souto (2009), para um mesmo valor de pH, a proporção de amônia livre (forma tóxica) será maior quanto maior for a temperatura do meio líquido. Desta forma, para as temperaturas e para os teores de pH aferidos no lixiviado da Lagoa, existe a presença de amônia livre, o que pode causar sérios problemas de toxicidade à saúde pública e ao meio ambiente (GOMES, 2017).

A Resolução do CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011) determina que o efluente para ser lançado em corpos hídricos deverá, além de outras especificações, ter uma concentração máxima de NAT total de 20 $mg.L^{-1}$. Caso ocorra a necessidade futura de lançamento deste efluente, é importante destacar que o lixiviado analisado chega a ter 90 vezes esta concentração, apresentando valores bem mais elevados do que estabelece a referida Resolução.

3.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Figura 9 ilustra as concentrações do indicador DBO no lixiviado da TEL e o da Lagoa.

Figura 9- Variação dos valores da DBO no lixiviado da Entrada e da Lagoa



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

No lixiviado da TEL a concentração variou numa faixa de 9000 a 33750 $mgO_2.L^{-1}$, já no lixiviado da Lagoa a variação foi de 750 a 29250 $mgO_2.L^{-1}$. De acordo com Souto e Povinelli (2007), a faixa máxima de concentração de DBO no lixiviado de aterros brasileiros é de 20 a 30000 $mgO_2.L^{-1}$. Portanto, o lixiviado analisado se encontrou acima dessa faixa nos meses de agosto de 2017 e maio de 2018 no lixiviado da TEL. Esses picos de concentração de DBO do lixiviado da entrada coincidem com o período de implantação de novas Células. No resíduo novo, grandes quantidades de matéria orgânica se dissolvem na água de percolação, gerando um lixiviado com altas concentrações de DBO (SOUTO, 2009).

Segundo Ehrig (1989), a faixa de concentração de DBO no início do monitoramento reflete características de lixiviado na fase ácida de degradação. Isso ocorre porque na acidogênese é liberada grande quantidade de ácidos voláteis, que aumentam a DBO do lixiviado. Porém, de acordo com a Figura 5, esta afirmação não reflete a faixa de pH do lixiviado analisado. Esse comportamento pode ser explicado por conta do efluente da TEL se tratar da mistura de todo lixiviado produzido no aterro, este se encontra em diferentes idades e, consequentemente, fases de degradação distintas. Outro fator que pode contribuir para o aumento do pH é a elevada concentração de alcalinidade do meio.

Com o passar do tempo, à medida que condições metanogênicas se estabelecem, os ácidos voláteis são consumidos e a DBO passa a apresentar valores baixos e relativamente estabilizados (SOUTO, 2009).

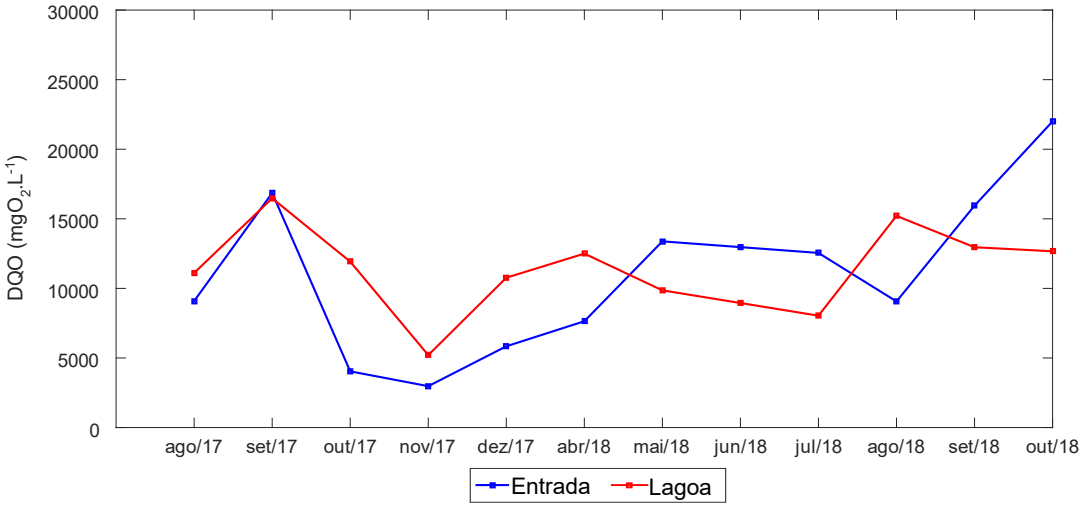
Nos meses de julho e setembro de 2017, bem como nos meses de abril e outubro de 2018 não foi possível obter resultados dos ensaios, inviabilizando o estudo da eficiência do tratamento exercido durante esse período.

A Resolução do CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011) determina que o tratamento de efluentes deve ter uma eficiência de no mínimo 60% na DBO para lançamento em corpos hídricos. Só foi obtida remoção significativa deste indicador, durante o monitoramento, no mês de agosto de 2017, havendo uma diminuição de 88,9% da DBO. Apesar de ter ocorrido essa remoção, as concentrações de DBO presentes no lixiviado são elevadas, podendo causar danos ambientais aos corpos receptores. Isto indica que a lagoa de evaporação natural contribui para a remoção da DBO, mas resulta em um efluente com grande concentração deste indicador. É importante destacar que, segundo o projeto da operação do aterro, não há previsão de lançamento desse efluente em corpos receptores.

3.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura 10 ilustra as concentrações do indicador DQO no lixiviado da TEL e o da Lagoa. Observa-se que os valores de DQO oscilaram entre 2974 a 22000 $mgO_2.L^{-1}$ para o lixiviado da Entrada e entre 5204 a 16475 $mgO_2.L^{-1}$ na Lagoa.

Figura 10- Variação dos valores da DQO no lixiviado da Entrada e da Lagoa



Fonte: Dados da pesquisa (2018)

Os pontos onde a DQO foi mais elevada foram durantes os meses de setembro de 2017 e outubro de 2018 no lixiviado da TEL. Esses picos coincidem com a implantação de novas Células, e com isso, o recebimento de resíduo novo. Desta forma, grandes quantidades de matéria orgânica se dissolvem na água de percolação, resultando em um lixiviado com altas concentrações de DBO e DQO (SOUTO, 2009). Com o decorrer do tempo, o processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros evolui e, com isso, os valores de DQO reduzem (CONTRERA *et al*., 2014).

De acordo Ehrig (1989) as concentrações de DQO em lixiviado podem chegar a 60000 $mgO_2.L^{-1}$, o que é confirmado em pesquisas realizadas por Tchonanoglous, Theisen e Vigil (1993), que afirmam esse número como característico de lixiviado de aterros jovens.

Não foi observada diminuição significativa das concentrações de DQO, quando comparado o lixiviado da TEL com o da Lagoa. Existem meses em que este indicador aparece em maiores concentrações na Lagoa, mas ocorre também a diminuição da DQO, quando comparado com os teores da TEL. Isto indica que a técnica utilizada na Lagoa de evaporação natural não é eficiente na remoção de DQO.

A Resolução do CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011) não especifica parâmetro para a concentração da DQO de efluentes para lançamento de corpos hídricos. Porém, segundo Catapreta (2008) recomenda-se que quanto menor for a DQO no lixiviado, menor será o impacto sobre o curso d'água ou o solo, caso esse efluente seja lançado em corpos receptores.

3.3 Correlações estatísticas

O teste t de Student realizado para analisar as variáveis pH, Alcalinidade, NAT, DBO e DQO durante o período monitorado, apresenta-se na Tabela 4. Este teste teve como finalidade a obtenção da relação entre os dados do lixiviado da TEL com os dados da Lagoa para cada indicador analisado. O nível de significância estatística determinado para este estudo foi de $p<0,05$.

Tabela 4 - Teste T de Student para o lixiviado da Entrada e da Lagoa

	Média		t-valor	df	p-valor	Quantidade da amostra		Desvio padrão	
	Entrada	Lagoa				Entrada	Lagoa	Entrada	Lagoa
Alcalinidade	8241,35	7576,92	0,878	24	0,397	13	13	2114,91	1558,15
DBO	19041,67	16778,64	0,612	16	0,558	9	9	9538,16	9204,1
DQO	11028,51	11305,11	-0,183	22	0,858	12	12	5640,15	3078,15
NAT	*1533,50*	*887,38*	*4,985*	*24*	*0,000*	*13*	*13*	*393,58*	*369,58*
pH	7,97	8,14	-1,449	24	0,173	13	13	0,47	0,18

Os resultados estatisticamente significantes (com p-valor<0,05) estão em itálico.

Analisando o p-valor, pode-se observar que o único indicador que apresentou significância estatística foi o NAT. A relação entre o NAT da TEL e da Lagoa era esperada, visto que, as concentrações de NAT tenderam a diminuir na Lagoa na maioria dos meses monitorados, como pode constatado na Figura 8.

Para o indicador pH, não foi observada uma relação de aumento ou diminuição deste indicador ao relacionar a TEL e a Lagoa. O desvio padrão indica que os teores de pH variaram pouco em relação à média. Isto pode ter acontecido devido as altas concentrações de

alcalinidade total, que tamponaram o lixiviado, evitando assim, mudanças bruscas deste indicador.

Em relação à alcalinidade total, com o resultado do p-valor, pode-se inferir que a Lagoa não interfere na redução ou no aumento das concentrações deste indicador. O mesmo ocorreu para a DBO e DQO. Os valores de desvio padrão com relação à média indicam que os valores destes indicadores oscilaram ao longo do monitoramento.

A estatística comprovou que há relação, apenas, entre as concentrações de NAT na TEL e na Lagoa. Evidenciando que, a Lagoa contribui apenas na diminuição desse indicador.

3.4 Considerações

- Ao comparar o lixiviado da TEL com o lixiviado acumulado na Lagoa de tratamento de lixiviado por evaporação natural foi possível observar que houve um comportamento variável para os indicadores analisados. De modo geral, a Lagoa apresentou um comportamento de redução de concentrações apenas para o NAT;

- A técnica de evaporação natural não se mostrou eficiente na redução de concentrações da AT do lixiviado da TEL.

- Apesar de ter ocorrido remoção de até 83% do NAT, os teores desse indicador se encontraram acima do que estabelece a Legislação Ambiental brasileira. O pH e a temperatura do lixiviado elevados indicam que há presença de NAT na forma não ionizada, que é tóxica e prejudicial ao meio ambiente e seres vivos;

- A Lagoa de evaporação natural não funciona como uma técnica de tratamento, na medida em que não se mostra eficiente na remoção de DBO e DQO do lixiviado gerado no ASCG. Embora tenha ocorrido redução na concentração média, os teores do lixiviado tratado ainda são muito elevadas, podendo causar dados ambientais caso não haja o manejo correto deste efluente;

- As correlações estatísticas indicam que apenas o NAT alcançou o nível de significância, o que explica que a Lagoa de evaporação natural interfere na redução da sua concentração.

- Embora a Lagoa de evaporação natural não tenha sido projetada com a finalidade de que o lixiviado seja lançado em corpos receptores, é importante destacar que para que isto possa ocorrer é necessária a implantação de outra técnica de tratamento para que

atenda ao que é estabelecido Legislação. A utilização da Lagoa de evaporação poderia ser mantida para fins de redução de volume do efluente, antes de ser destinado a um método de tratamento mais eficiente;

CAPÍTULO IV

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO LIXIVIADO BRUTO GERADO EM UM ATERRO SANITÁRIO E O ACUMULADO EM UMA LAGOA DE TRATAMENTO POR EVAPORAÇÃO NATURAL

Devido à sua complexidade, o lixiviado de aterros sanitários tem um elevado potencial de toxicidade, podendo contaminar a superfície do solo e as águas superficiais e subterrâneas, por isso deve ser adequadamente tratado antes de sua disposição (KLAUCK, 2017).

Técnicas de tratamento de lixiviado para reduzir os teores de matéria orgânica e os teores de metais pesados simultaneamente representam um grande desafio. Apesar de alguns dos contaminantes dos lixiviados poderem ser removidos com sucesso por tratamentos biológicos, estes não são os métodos mais eficazes para a eliminação dos metais pesados, uma vez que, estes elementos são, de uma maneira geral, considerados biorrefratários (WANG *et al*., 2003; FONSECA, 2013). Desta forma, conciliar com a remoção das altas concentrações de amônia presentes nos lixiviados, se torna um desafio ainda maior.

Os testes de toxicidade são, dessa forma, capazes de fornecer mais informação a respeito da qualidade do lixiviado do que testes físico-químicos isoladamente (MARTINNEN *et al.,* 2002; PIVATO e GASPARI, 2006; REIS, 2014). Os principais indicadores que conferem toxicidade ao lixiviado são a amônia e os metais pesados e ambos sofrem interferência do pH do meio.

O ensaio de fitotoxicidade representa um indicador das reações adversas das plantas quando em contato com substâncias tóxicas presentes no lixiviado analisado (SILVA *et al*., 2015). Esse teste é baseado no crescimento de plantas em um determinado substrato, e bastante utilizado por ser uma técnica simples, rápida, segura e reproduzível para avaliar o nível e os danos causados pela toxicidade presente no efluente (WANG e KETURI, 1990).

Este trabalho tem como objetivo analisar o comportamento dos indicadores de toxicidade no lixiviado bruto, de um aterro sanitário e no lixiviado acumulado em uma Lagoa de tratamento de lixiviado por evaporação natural. Com isso, poder verificar como se comportam os indicadores de toxicidade desse efluente, utilizando-se a técnica de evaporação natural.

4.1 Metodologia

4.1.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG). Localizado no Sítio Logradouro II, Catolé de Boa Vista, distrito de Campina Grande-PB. A área se encontra inserida na região do semiárido brasileiro. O referido aterro teve sua operação iniciada em julho de 2015 e atualmente recebe cerca de 500 tRSU/dia, proveniente de 18 municípios circunvizinhos, localizados no Estado da Paraíba.

A região onde o campo de estudo está inserido se caracteriza por apresentar as temperaturas do ar que variam entre a máxima anual de 28,6 ºC e a mínima 19,5 ºC. Os dados de evaporação revelam um total anual em torno de 1417,4 mm, condição própria das zonas semiáridas de latitudes tropicais e uma precipitação média anual de 802,7 mm (CUNHA, RUFINO e IDEIÃO, 2009, p. 5718).

Desde o início da operação do ASCG, em julho de 2015, até o presente momento, julho de 2019, foram implantadas 4 Células, denominadas Células 1 (C1), 2 (C2), 3, (C3) e 4 (C4). Além disso, foram também dispostos RSU entre as Células 1 e 3, sendo esta área de disposição denominada de Célula 1+3 (C1+3), entre as Células 2 e 4, denominada Célula 2+4 (C2+4), entre as Células 3 e 4, denominada Célula 3+4 e entre as Células 1 e 2 (C1+2), com o intuito de unificar as quatro Células (C1, C2, C3 e C4), formando uma Célula Única com dimensões de 210x210x25 (comprimento, largura e altura total).

A área de estudo é a lagoa de acumulação, recirculação e evaporação natural, localizada no ASCG. Essa lagoa possui dimensões de 30mx30m e 3m de profundidade, é revestida por uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). Todo o lixiviado gerado no Aterro é drenado por gravidade para a Lagoa de evaporação natural, utilizada como forma de tratamento. Nessa Lagoa, o lixiviado fica armazenado para que seja recirculado, irrigando as Células do aterro, bem como para permitir que uma parcela deste líquido seja evaporada pela técnica de evaporação natural, diminuindo assim, o volume de lixiviado acumulado, como também a concentração de alguns contaminantes.

O tempo de detenção hidráulico na Lagoa não é especificado nesse estudo, tendo em vista que, este tempo varia conforme a operação do Aterro. Além disso, é importante destacar que no projeto do Aterro não está previsto o lançamento do lixiviado em corpos receptores.

4.1.2 Caracterização do lixiviado

Para realização deste estudo foi coletado o lixiviado na tubulação que reúne todo o lixiviado das Células para ser armazenado na Lagoa, este ponto será chamado de Tubulação de Entrada da Lagoa (TEL). No interior da Lagoa de evaporação natural foram coletadas as amostras do lixiviado em diversos pontos, a fim de se obter uma amostra homogênea e representativa. As amostras de lixiviados foram coletadas, preservadas e transportadas de acordo com as recomendações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011).

As coletas foram realizadas mensalmente durante os meses de julho de 2017 a outubro de 2018, havendo um período de interrupção das atividades operacionais no período de janeiro a março de 2018.

As amostras de lixiviado coletadas foram transportadas para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), localizado no *Campus* I da Universidade Federal de Campina Grande-PB (UFCG), onde foram realizados os ensaios físico-químicos de pH e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), de metais pesados, seguindo a metodologia APHA (2012), e o ensaio toxicológico de fitotoxicidade seguindo procedimentos de Tíquia e Hodgkiss (1996) adaptado por Melo (2003).

4.1.3 Fitotoxicidade

Os ensaios de fitotoxicidade foram realizados cultivando as sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*). Essas sementes possuem uma alta sensibilidade aos agentes tóxicos, e por isso são as mais utilizadas em ensaios de fitotoxicidade (SILVA, 2016).

De acordo com Melo et al. (2005) o desenvolvimento da raiz das sementes está diretamente associado aos constituintes presentes no meio, portanto, se houver cargas tóxicas em grandes quantidades, o desenvolvimento das sementes não será satisfatório.

As sementes utilizadas foram lavadas com água destilada e em seguida distribuídas em placas de *Petri* contendo uma camada dupla de papel filtro. Após esse processo, a amostra foi inserida na placa, em duplicata, utilizando-se a diluição em série, da ordem 10^{-2}. Além das placas com amostra de lixiviado, também foi realizado o mesmo processo com água destilada, para a obtenção da amostra em branco (controle). Posteriormente, foi realizada a incubação em estufa de B.O.D por um período de 5 dias, à temperatura de 20ºC±2°C.

Após o período de 5 dias, as sementes foram analisadas e a partir das Equações 1 e 2

determinou-se os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e Crescimento Relativo das Raízes (CRR).

$$\text{GRS}\ (\%) = \frac{\text{nº de sementes germinadas}}{\text{nº de sementes germinadas no controle}} * 100 \quad (1)$$

$$\text{CRR}\ (\%) = \frac{\text{média do comp.da raiz}}{\text{média do comp.da raiz no controle}\sqrt{\text{comp.da raiz no controle}}} * 100 \quad (2)$$

4.2 Resultados e discussão

4.2.1 Caracterização do Lixiviado

Tabela 5- Faixa dos teores aferidos dos indicadores no lixiviado da TEL e da Lagoa

Indicador*	TEL	Lagoa
pH	7,06-8,62	7,82-8,41
NAT	497-1855	273-1414
Fe	0,77-5,53	0,57-5,3
Zi	0,1-4,53	0,1-0,18
Mn	0,05-3,37	0,05-1,28
Pb	0,1-0,29	0,09-0,22
Cr	0,1-0,23	0,1-0,22
Al	0,1-0,37	0,1-0,43

*Todas as concentrações estão em $mg.L^{-1}$, exceto pH, que é adimensional.
Fonte: Autor (2019)

Em relação ao pH, de acordo com Ehrig (1983), o lixiviado com pH em torno de 8,0 corresponde à fase metanogênica, valores intermediários indicam períodos de transição entre as fases. Desta forma, como o lixiviado da Entrada e da lagoa são correspondentes a uma mistura de todo o lixiviado gerado no Aterro, essa faixa de pH indica que a maior parte das células de disposição de resíduos estão na fase metanogênica de degradação dos RSU.

No que se refere ao NAT, de acordo com Monteiro e Mahsur (2006), em aterros brasileiros as concentrações deste indicador oscilam entre 6 e 2900 $mgN.L^{-1}$. Desta forma, os teores de NAT do lixiviado da Entrada e da Lagoa estão de acordo com a faixa limite apresentada pelos autores. Concentrações semelhantes foram obtidas por Zhong et al. (2009) no lixiviado de um aterro sanitário localizado na cidade de Chengdu, na China. Espera-se que altas concentrações de amônia ocorram nos aterros de RSU como resultado da disposição de resíduos orgânicos, como restos de alimentos ricos em nitrogênio (MOODY e TOWNSEND, 2017).

Os metais apresentaram um comportamento variável, oscilando ao longo do monitoramento. A maior contribuição de altos teores de metais vem de células de disposição recente de RSU, como consequência do pH baixo, característico de lixiviado novo, que aumenta a solubilidade de alguns metais (EHRIG, 1983).

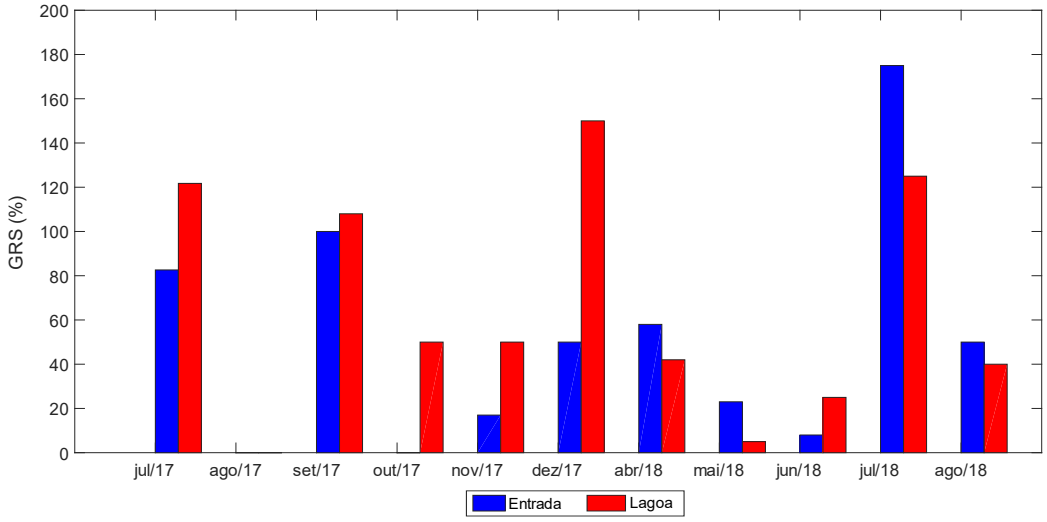
Em estudos realizados por Gomes et al. (2018) no lixiviado de uma Célula de disposição de RSU no Aterro Sanitário de Campina Grande - PB, foi possível verificar que no início do monitoramento, quando o pH se encontrava ácido, foi o período em que foram mensurados os maiores teores de metais pesados.

Esse comportamento não é facilmente verificável no lixiviado analisado, visto que este se trata da mistura de todo lixiviado gerado no Aterro. O lixiviado novo se mistura com o lixiviado antigo, que apresenta pH elevado e altas concentrações de alcalinidade, dificultando um melhor entendimento do comportamento da variação dos teores de metais do lixiviado da Entrada e da Lagoa quando relacionados com o pH do meio.

4.2.2 Análise da Toxicidade

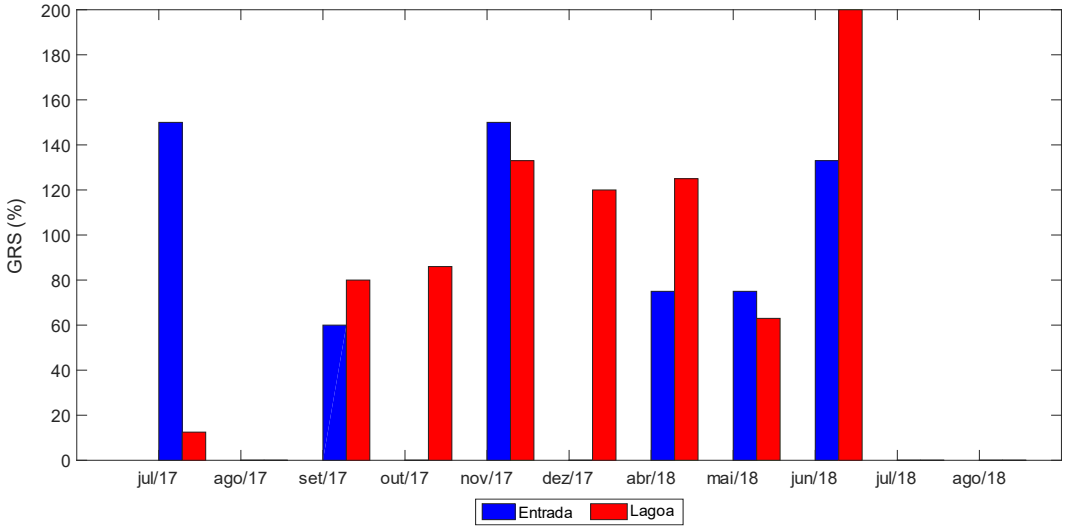
A Figura 11 e a Figura 12 apresentam a GRS do lixiviado da TEL e da Lagoa em sementes de tomate e repolho, respectivamente. Além disso, as Figuras 13 e 14 apresentam o CRR da TEL e da Lagoa em sementes de tomate e repolho. Os índices de GRS e CRR expressam em porcentagem a germinação e o crescimento das sementes em relação à amostra controle.

Figura 11- Evolução temporal da GRS no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de tomate



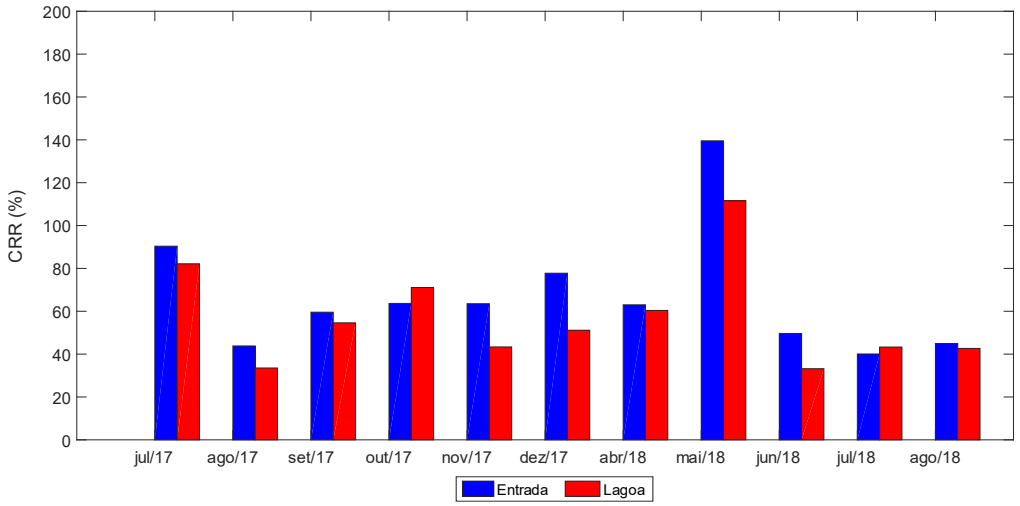
Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 12 - Evolução temporal da GRS no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de repolho



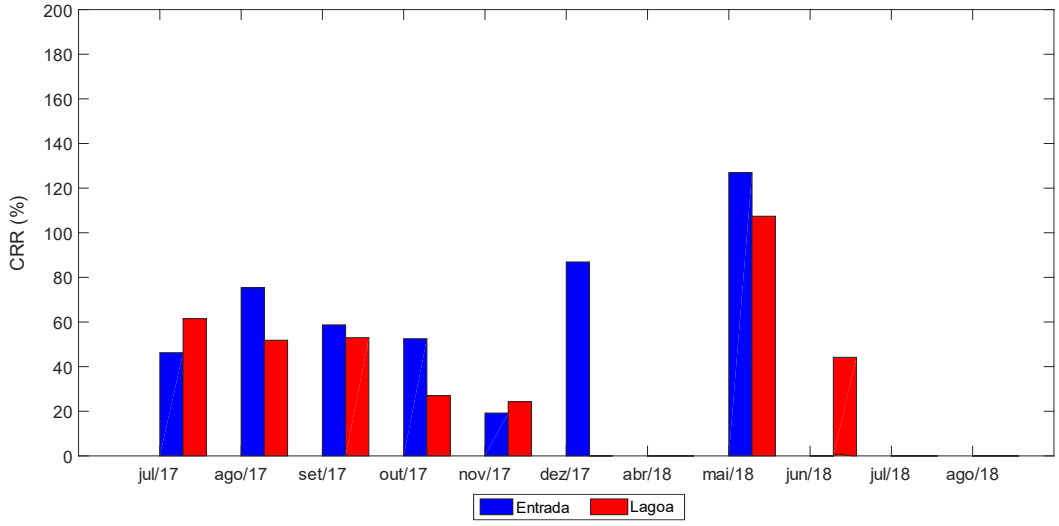
Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 13- Evolução temporal do CRR no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de tomate



Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 14 - Evolução temporal do CRR no lixiviado da TEL e da Lagoa para as sementes de repolho



Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Observa-se que a GRS é variável quando se compara o lixiviado da TEL e o da Lagoa. Entretanto, de acordo com o que é apresentado nas Figuras 11 e 12, é possível verificar que, na maioria dos meses avaliados, a GRS é maior na Lagoa. Em se tratando do CRR, observa-se que o crescimento é maior no lixiviado da TEL, diferentemente do índice GRS. Isto pode indicar que o tratamento realizado na Lagoa não exerce influência na toxicidade do lixiviado analisado.

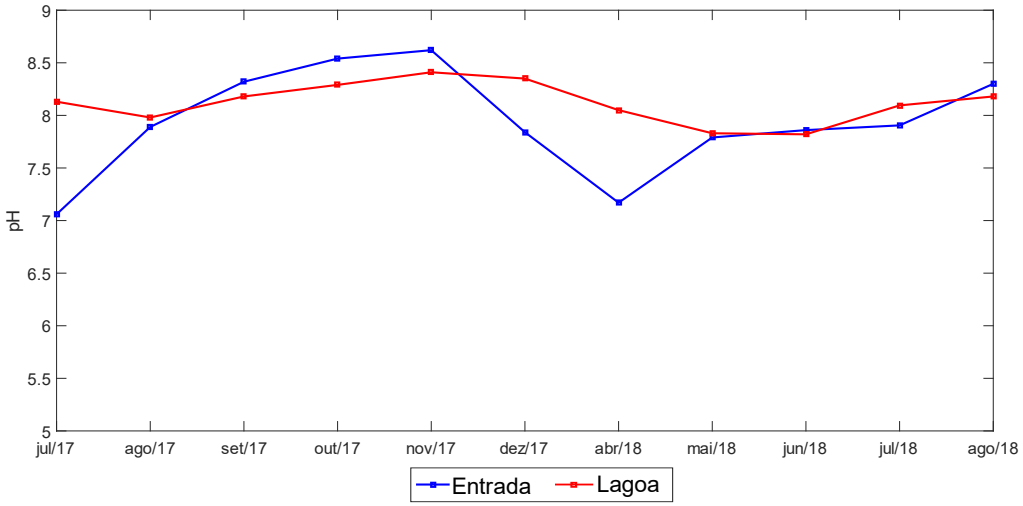
O mês em que o CRR, da semente de repolho, apresentou maior índice foi em maio de 2018. Este comportamento pode ser explicado pelo fato de que, durante este mês, houve uma redução do pH do meio, conforme a Tabela 5, o que influencia na diminuição da toxicidade da amônia.

De modo geral, a GRS foi mais elevada que CRR, na TEL e na Lagoa, visto que, a germinação é um processo menos sensível aos fitotóxicos presentes no efluente. As sementes possuem reservas próprias de alimentos em sua constituição, e só na ausência destas é que buscam nutrientes de fontes externas (SILVA, 2016). Em estudos realizados por Melo (2003) e Silva (2016) também foram encontrados índices de germinação maiores que o crescimento nos RSU. Gomes (2017) encontrou esse mesmo comportamento ao analisar o lixiviado gerado em uma Célula do ASCG.

No último mês do período de monitoramento do lixiviado (agosto de 2018), é possível observar uma diminuição nos índices de GRS e CRR, na TEL e na Lagoa, essas mudanças ocorreram, provavelmente, por conta da elevação do pH do lixiviado, que atingiu 8,3 na TEL e a 8,2 na Lagoa, conforme ilustrado na Figura 15, como também pelo aumento das concentrações de NAT, que teve como máximas 1806 $mgN.L^{-1}$ na TEL e 1414 $mgN.L^{-1}$ na

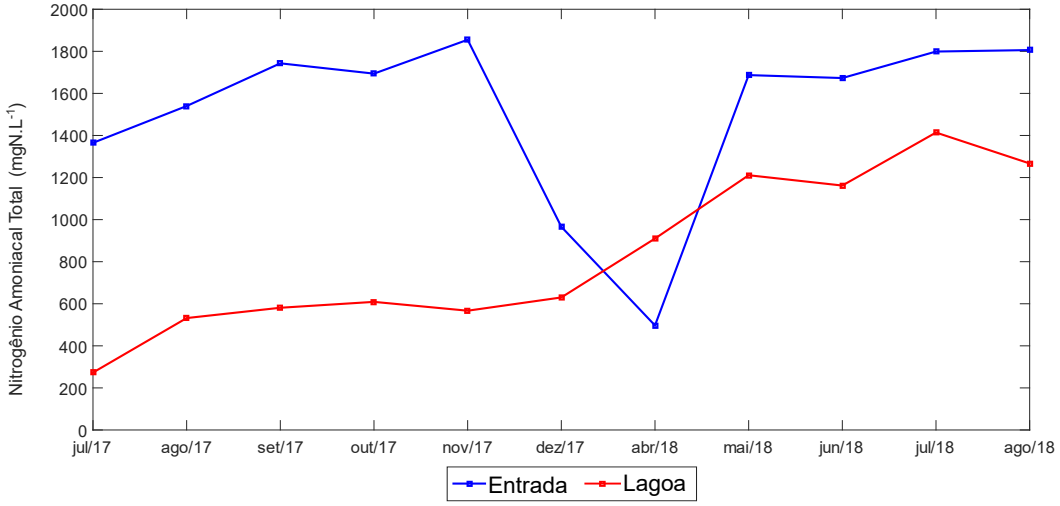
Lagoa, como ilustrado na Figura 16. O aumento do pH favorece uma maior concentração da amônia não ionizada, que é tóxica.

Figura 15- Evolução temporal dos valores de pH



Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 16- Evolução temporal das concentrações de NAT



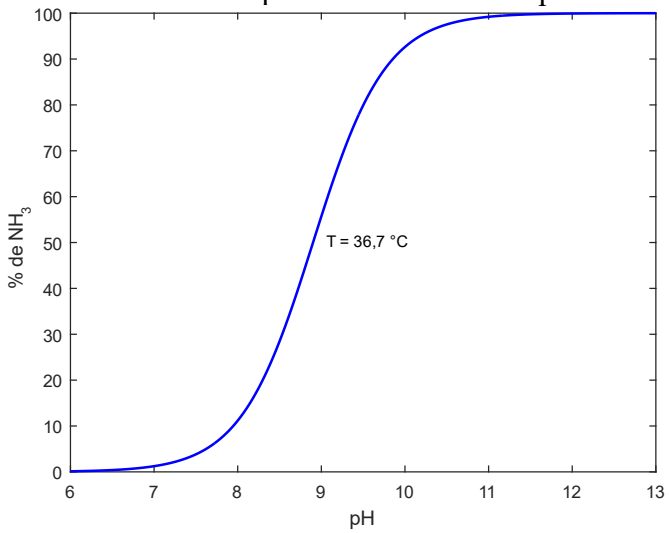
Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Para a temperatura máxima aferida no lixiviado da Lagoa, que foi 36,7º C, utilizando as Equações 3 e 4, descritas por Emerson et al. (1979), onde pKa é a constante de dissociação do íon amônio e da amônia não ionizada com a temperatura, e o f é a relação entre a constante e pKa e o pH. Com isso, foi possível obter o gráfico do percentual de amônia livre presente no lixiviado para a faixa de pH entre 6 e 13, conforme a Figura 17.

$$pK_a = \frac{2729{,}92}{273{,}15+T} \quad (3)$$

$$f = \frac{1}{(10^{pKa-pH}+1)} \quad (4)$$

Figura 17- Percentual de amônia livre presente no lixiviado para a temperatura de 36,7ºC

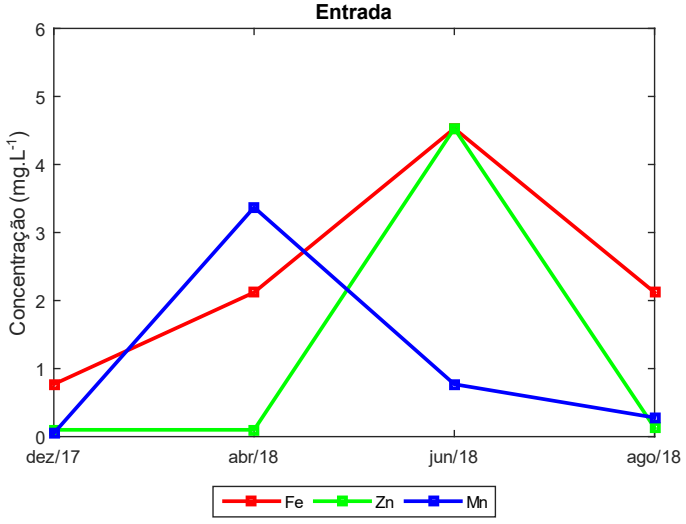


Fonte: Autor (2019).

Com isso, é possível observar, que para a faixa de pH aferida na Lagoa durante os meses de monitoramento, que foi de 7,82 e 8,41, existe 20% de amônia livre no lixiviado, o que indica a presença de toxicidade neste efluente.

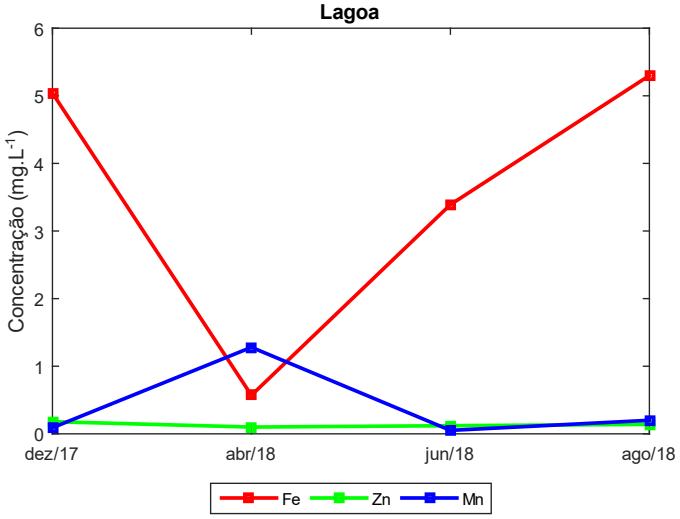
Durante os meses de julho e agosto de 2018 não houve germinação nem crescimento das sementes de repolho. Isto pode estar associado à elevada carga tóxica presente no meio, ocasionados pelo aumento das concentrações de NAT e a elevação do pH, bem como, pelas altas concentrações de ferro e alumínio durante esse período, tanto na TEL, quanto na Lagoa, como pode ser observado nas Figuras 18, 19, 20 e 21.

Figura 18- Concentrações dos metais ferro, zinco e manganês no lixiviado da TEL



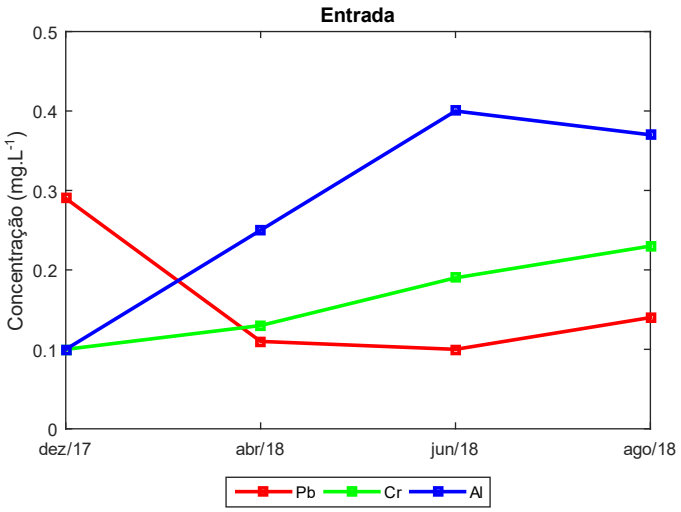
Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 19 - Concentrações dos metais ferro, zinco e manganês no lixiviado da Lagoa



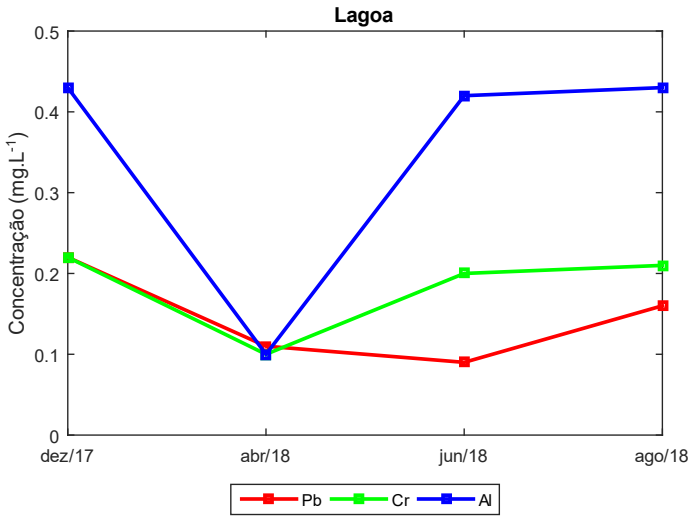
Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 20 - Concentrações dos metais chumbo, cromo e alumínio no lixiviado da Entrada



Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Figura 21- Concentrações dos metais chumbo, cromo e alumínio no lixiviado da Lagoa



Fonte: Dados da Pesquisa (2018)

Ainda de acordo com os dados das concentrações de metais, é possível observar que estes oscilaram ao longo do monitoramento, não sendo possível determinar uma relação com o CRR e a GRS nos primeiros meses. Apesar disso, o aumento das concentrações de alumínio, juntamente com o aumento das concentrações de ferro coincidem com a diminuição dos índices de CRR e GRS nas sementes de tomate e repolho nos últimos meses de monitoramento, o que, juntamente com a amônia, pode ter interferido no aumento da fitotoxicidade do lixiviado da TEL e da Lagoa.

O aumento da toxicidade da amônia e a elevação das concentrações de ferro e alumínio foram mais influentes no desenvolvimento das sementes de repolho, como pode ser observado nas Figuras 22 e 24. Isto ocorre, pois estas sementes apresentam pequenas reservas de alimento e assim necessitam, mais rapidamente, de fontes externas de nutrientes para seu crescimento em comparação com as sementes de tomate (SILVA, 2016).

4.3 Considerações

- As elevadas concentrações de Nitrogênio Amoniacal Total, associadas ao pH elevado, bem como o aumento das concentrações de metais pesados influenciaram, provavelmente, na redução dos índices de GRS e CRR nos meses de julho e agosto de 2018 para as sementes de repolho, indicando que estes indicadores exercem influência na fitotoxicidade do lixiviado analisado;
- Os teores de metais pesados oscilaram ao longo do período de monitoramento, mas as elevações das concentrações de ferro e alumínio coincidiram com o período de

decaimento dos índices de CRR e GRS, tanto na TEL, quanto na Lagoa. O que indica que, provavelmente, esses metais influenciaram na fitotoxicidade do lixiviado;

- A técnica de evaporação natural utilizada na Lagoa do ASCG não foi eficiente na redução da fitotoxicidade do lixiviado, visto que não ocorreu diminuição da fitotoxicidade no lixiviado da Lagoa, quando comparado com o lixiviado da TEL;

CAPÍTULO V

CONCLUSÕES

- Ao comparar a composição físico-química e toxicológica do lixiviado bruto gerado no Aterro Sanitário e o acumulado na Lagoa de tratamento por evaporação natural observou-se que o único indicador que apresentou um comportamento de diminuição de suas concentrações foi o nitrogênio amoniacal total.

- À medida em que houve o aumento dos teores de pH e de nitrogênio amoniacal total, foi observado a diminuição dos índices de Germinação Relativa das Sementes e Crescimento Relativo das Raízes nas sementes de repolho, indicando que, possivelmente, a toxicidade do nitrogênio amoniacal total exerceu influência no aumento fitotoxicidade do lixiviado da Tubulação de Entrada da Lagoa e o da Lagoa de evaporação natural.

- Comparando o lixiviado bruto e o tratado na Lagoa de evaporação natural, pôde-se observar, a partir das características do efluente tratado, que apesar, do projeto do Aterro não prever lançamento de efluente em corpos hídricos, é necessária a implantação de outra técnica de tratamento para que atenda ao que é estabelecido na Legislação ambiental vigente, para que haja a possibilidade de lançamento futuro.

- Apesar de ter ocorrido a redução dos teores do nitrogênio amoniacal total, estes teores não estão em concordância com a Resolução ambiental que estabelece o padrão para lançamento de efluentes, sendo possível, então, que a técnica de evaporação natural seja mantida, mas para fins de redução de volume do efluente, antes de ser destinado a um método de tratamento mais eficiente.

REFERÊNCIAS

AESA - **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.** Meteorologia. Monitoramento. AESA, Jul. 2019. Disponível em <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>. Acesso em: 05 de jul. 2019.

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>. Acesso em novembro, 2018.

AGOURAKIS, D. C., et al. Comportamento de zinco e manganês de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. **Química Nova**. V. 29, n. 5, p. 960-964, 2006.

AKUZAWA, M. et al. Distinctive responses of metabolically active microbiota to acidification in a thermophilic anaerobic digester. **Microbial ecology**, v. 61, n. 3, p. 595-605, 2011.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALVER, A.; ALTAS, L. Characterization and electrocoagulative treatment of landfill leachates: A statistical approach. **Process safety and environmental protection**, v. 111, p. 102-111, 2017.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: Ed. APHA, 2012, 1496 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil** 2017. Disponível em: < http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2017.pdf>. Acesso em: 05 de nov. 2018.

BACELAR, H. A. M.; CATANHEDE, A. L. G.; FIGUEIREDO, I. C.; Análise dos resíduos gerados na evaporação de lixiviados produzidos em aterros sanitários utilizando evaporador unitário. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE RESIDUOS SÓLIDOS DE AIDIS, 3., 2009, Buenos Aires, Argentina. **Anais…** Buenos Aires: AIDIS, 2009.

BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. Leachate and gas generation. In: DANIEL, D. E. (Ed.) **Geotechnical practice for waste disposal**. London, UK: Chapman e Hall, 1993. Cap. 6.

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

BELEVI, H.; BACCINI, P., Long-term behavior of municipal solid waste landfills, **Waste Manag.,Res**., v. 7, p. 43- 56, 1989.

BHATT, A. H. et al. Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 1-16, 2017.

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, Minas do Leão/RS.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União.** Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 06 de nov. 2018.

BRICKER. A. R. B. et al. Biodegradability Enhancement of Mature Landfill Leachate Using Fenton Process under Different COD Loading Factors. **Environ. Process**., v. 1, p-207-219, 2014.

BRUTSAERT, W. Evaporation into the Atmosphere. Dordrecht**: Kluwer Academic Publishers**, 1982. 290 p.

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

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. (Org.) **Resíduos sólidos urbanos:** aterro sustentável para municípios de pequenos portes, ABES, RIMA, Rio de Janeiro, 2003, p. 19-50.

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

CAVALCANTI, A. S. **Estudo da aplicação do foto-fenton solar como tratamento de chorume proveniente do aterro sanitário de Cachoeira Paulista-SP**. 2013. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)- Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo. Lorena, 2013.

CHANG, A. C.; GRANTO, T. C.; PAGE, A. L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. **Environmental Quality**, v.21, p.521-536, 1992.

CHEN, P.H. Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. **Environment International**, v. 22, n. 2, p. 225-237, 1996.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**: reatores anaeróbios. 5 ed. Minas Gerais: Ed. Desa/EEUFMG, 1997, 379 p.

CHRISTENSEN, T. H., KJELDSEN, P., BJERG, P. L., JENSEN, D. L., CHRISTENSEN, J. B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H. J., HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 7-8, p. 659–718, 2001.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed**. Science of the Total Environment**, v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: Ed. CETESB, 2011, 327 p.

CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas sequenciais e em**

um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente. São Carlos, 2008. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CONTRERA, R. C. et al. First-orderkinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. **Journal of environmental management,** v. 145, p. 385-393, 2014.

COSTA, A. M., et al. Landfill leachate treatment in Brazil- Na overview. Journal of **Environmental Management**, v. 232, p. 110-116, 2019.

CUNHA, J. E. B. L; RUFINO, I. A. A; IDEIÃO, S. M. A. Determinação da temperatura de superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do satélite Landsat 5-TM. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14., 2009, Natal. **Anais...** 2009, São José dos Campos: INPE, 2009. p. 5717-5724.

Dhapa, Kolkata, India. **Procedia Environmental Sciences**, v. 32, p. 391-399. 2016.

DINIZ, J. M. T. Variabilidade da precipitação e do número de dias com chuvas em duas cidades distintas da Paraíba. **Holos**, v. 3, p. 171-180, 2013.

DUARTE R.P.S.: PASQUAL A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na Agricultura**, v. 15, n. 1, p. 46-58, 2000.

EHRIG, H. J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management & Research.** V. 1, n. 1, p. 53-68, 1983.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, p. 269-282, 2002.

EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. **Journal of advanced research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015.

EMERSON, K., et al. Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations: Effect of pH and Temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**. V 32, n. 12, p. 2379-2383, 1975.

FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 2, n. 4, p. 483-495, 1973.

FENELON, F. R. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural em sistema controlado: Estudo em escala piloto**. 2011. 128 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

FENT, K. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites: Review. **Toxicology Letters**, v. 12, p. 1-13, 2003.

FERREIRA, A.G. **Estudo dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos- SP por meio da caracterização físico-química.** 2010. 134 fls. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERREIRA, M. A. S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário.** 2006. 227 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

FONSECA, A. D. B. D. M. **Monitorização de metais pesados durante tratamento electroquímico em lixiviados de aterros sanitários.** 2013. 86 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia). Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2013.

FOUL, A. A. et al. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 4, n. 3-4, p. 282-298, 2009.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** 257 f. 2003. Tese (Doutorado em Ciência dos Materiais e Metalurgia) - Pontifícia Universidade Católica do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

GIRALDO, E. **Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios:** Avances Recientes. Revista de Inginiería, Universidad de Los Andes, v. 14, p. 44–55, 2001.

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). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

GOMES, N.A., *et al*. Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. **Revista Matéria**, v. 23, n. 3, 2018.

HUANG, W. et al. Pilot-scale landfill with leachate recirculation for enhanced stabilization. **Biochemical Engineering Journal**, v. 105, n.1, p. 437-445, 2016.

JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, T.H., Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills. **Water Res**, v. 33, p. 21-39, 1999.

KARWOSKA, B.; Optimization of metals ion extraction from industrial wastewater sludge with chelating agentes. **Archives of Environmental Protection**, v. 38, p. 15-21, 2012

KEWU, PI.; WENQI, G. Biodegradability enhancement of municipal landfill leachate. **Water science and engineering**, v.1, n.4, p.89-98, 2008.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of municipal solid leachate. Critical Reviews in **Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KLAUCK, C. R., et al. Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 246-255, 2017.

LANGE, L. C; AMARAL, M. C. S. **Geração e características do lixiviado**. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap 2, p. 26-59.

LEE, W. S. et al. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. **Chemical Engineering Journal**, v. 235, p. 83-99, 2014.

LI, F., et al. Treatment of the methanogenic landfill leachate with thin open channel reverse osmosis membrane modules. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 960–964, 2009.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3. ed. rev. ampl. São Paulo: Hemus, 2004.

LINS, M. C. M. **Avaliação microbiológica e fitotóxica do chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca-PE.** 2005. 91 fls. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

LOUKIDOU, M. X.; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environmental Pollution**, v. 111, p. 273-281, 2001.

MAHMUD, K.; HOSSAIN, MD.; SHAMS, S. Different treatment strategies for highly polluted landfill leachate in developing countries. **Waste Management**. 32, 2096–2105, 2011.

MAIA, S.I., RESTREPO, J.J.B., CASTILHOS JUNIOR, A.B., FRANCO, D. Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. **Eng. Sanit. Ambient**. 20, 665–675, 2015.

MAITI, S. H., HAZRA, S., DEBSARKAR, A., DUTRA, A. Characterization of Leachate and Its Impact on Surface and Groundwater Quality of a Closed Dumpsite - A Case Study at

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. Wetland para tratamento de lixiviados de aterros sanitários - experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, p.108-112, 2006.

MARTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M. SOIMASUO, R. M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**, v.46, p.851-858, 2002.

MATLAB M. The language of technical computing. The MathWorks, Inc 2019. Disponível em:<https://matlab.mathworks.com/?trial=true&elqsid=1563208115730&potential_use=Student. >. Acesso em: 19 de jul. 2019.

MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis.** 2007. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUAHAR, G. J. Solid waste landfill: engineering and design. **Englewood Cliffs**, New Jersey, EUA: Ed. Prentice-Hall PTR, 1995. 521 p.

MELNYK, A.; KUKLINSKA, K.; WOLSKA, L.; NAMIESNIK, J. Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. **Environmental Reseach**, v. 135, p. 253-261, 2014.

MELO, M. C. D.; MONTEIRO, V. E. D.; ARAÚJO, J. M. D.; ANDRADE, M. A. G. D. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23 **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-7.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** 2003. 141 f. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MIRANDA V.F. **Avaliação da toxicidade de líquidos percolados gerados no aterro controlado de Pau Queimado (Município de Piracicaba, SP) para organismos aquáticos.** 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises física, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. 232 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MOODY, C. M., TOWNSEND, T. G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. **Waste Management**. V. 63, p-267-274, 2017.

MORATELLI, L. **Estudo da evaporação como tecnologia aplicada ao pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** 270 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MORAVIA, W, G.; **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte – MG, 2010.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** 161 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.

NAVEEN, B. P. et al. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1-12, 2017.

ÖMAN, C. B., JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. **Waste Management & Research**, v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008.

PAINTER, H.A. **Detailed review paper on biodegradability testing.** OECD Guidelines for the testing of chemicals. Paris: OECD; 1995.

PAIXÃO FILHO, J. L. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro.** 2017. 246 f. Tese (Doutorado em Saneamento e Ambiente). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste management**, v. 26, n. 10, p. 1148-1155, 2006.

PRIMO, O.; RIVERO, M. J.; ORTIZ, I. Photo-Fenton process as an eficiente alternative to the treatment of landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1-2, p. 834–42, 2008.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate:** generation, control and treatment. Lancaster: Technomic, 1994.

RAGHAB, S.M., EL MEGUID, A.M.A., HEGAZI, H.A. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. **HBCR Journal**, v. 9, p. 187–192, 2013.

RANA, P.; MOHAN, N.; RAJAGOPAL, C.; Electrochemical removal of chromium from wastewater by using carbon aerogel electrodes. **Water Research**, v. 38, p. 2811-2820, 2004.

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

REICHERT, G. A. **A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** 1999. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

REINHART D, AL-YOUSFI A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Manage Res**. v. 14, n. 3, p. 37–46,1996.

REIS, B. G. **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**. 2014. 172 f. Dissertação (Mestra em saneamento, meio

ambiente e recursos hídricos). Escola de Engenharia da UFMG. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2014.

REN, Y.; FERRAZ, F.; LASHKARIZADEH, M.; YUAN, Q. Comparing young landfill leachate treatment efficiency and process stability using aerobic granular sludge and suspended growth activated sludge. **Journal of Water Process Engineering**. V. 17, p. 161-167, 2017.

RENOU, S., et al. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **J. Hazard. Mater**, v. 150, p. 468–493, 2008.

ROBINSON, T. Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. **Waste Management**, v. 63, n. 1, p. 299-309, 2017.

ROCHA, E. E. M. **Monitoramento físico-químico e microbiológico do lixiviado do aterro controlado de resíduos sólidos urbanos de Aguazinha em Olinda-PE.** 2008. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

RODRIGUES, F. S. F., **Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com o os objetivos da redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. Dissertação (Mestrado em Ciências). PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SAIKALY, P.; AYOUB, G. M. Ammonia nitrogen removal in step-feed rotating biological contactors. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 150, p. 177-191, 2003.

sanitary landfill leachate. **Chemosphere**. v.55, p.207-214, 2004.

SANTOS, A. F. M. S. **Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do Aterro da Muribeca**. 2003. 188 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

SAWYER, S. A. et al. Bayesian Analysis Suggests that Most Amino Acid Replacements in Drosophila Are Driven by Positive Selection. **Journal of Molecular Evolution**. V. 57, n. 1, p. 154-164, 2003.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. 2002. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M; SANT'ANNA JR. G. L. Treatment and detoxification of sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, n. 55, p. 207-214, 2004.

SILVA, A. S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB.** 2016. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SILVA, A. S. et al. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 840-851, 2015.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB**. 2015. 81 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Aplicação do método de carga máxima total diária (CMTD) para a amônia do rio Atibaia, região de Campinas/ Paulínia- SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 160-168, 2007.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping")**. 371 p. – Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais…** Rio de Janeiro: ABES*,* 2007. p. 1-7.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais…** Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

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

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management:** engineering principle sand management issues. McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 1993, 978 p.

TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. 130 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) –: Universidade Federal de Rio de Janeiro / COPPE, Rio de Janeiro, 2010.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. Principles of surface water quality modeling and control. **Harper Collins Publishers**, 1987.

TÍQUIA, S. M.; TAM N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v. 93, n.3, 1996, p. 249-256.

TRENNEPOHL, F. G. **Remoção biológica de nitrogênio em lixiviado de aterro de resíduos, em sistema piloto de lodos ativados com fonte externa de carbono**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

TSARPALI, V.; KAMILARI, M.; DAILIANIS, S. Seasonal alterations of landfill leachate composition and toxic potency in semi-arid regions. **Journal of Hazardous Materials**, v 233, p. 163-171, 2012.

TUCCI, C.E.M.; BELTRAME, L.F.S. **Evaporação e Evapotranspiração**. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: Ed. Da Universidade: ABRH:EDUSP, 1993. p. 253-287.

VEGLIO, F.; BEOLCHINI, F.; Removal of metals by biosorption: a review. **Hydrometallurgy**, v. 44, P. 301-316, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 2005, 452 p.

WANG, F.; SMITH, D. W.; EL-DIN, M. G. Application of advanced oxidation for landfill leachate treatment – a review. **Journal of environmental & science**, v.2, p.413-427, 2003.

WANG, W.; KETURI, P. H. Comparative seed germination tests using ten plant species for toxicity assessment of a metal engraving effluent sample. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 52, n. 3-4, p. 369-376, 1990.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., SUMACZ-GORSHA, J., MILKSCH, K., WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, p. 51–61, 2006.

ZHANG, S.; JIANG, L.; LIU, D.; LI, B. Organic Contamination and Biodegradability of Landfill Leachate. In: 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, 2010, Chengdu. **Anais**... Chengdu, 2010.

ZHONG et al. Nitrogen removal from landfill leachate via ex situ nitrification and sequential in situ denitrification. **Waste Management**, v. 29, p. 1347-1353, 2009.

SOBRE A AUTORA

Vitória Régia Araújo Ribeiro é engenheira civil, formada na Universidade Federal de Campina Grande (2015). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (2019), na área de estudo em saneamento ambiental. Tem sua pesquisa com ênfase em tratamento de efluentes, mais especificamente, tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

ISBN: 978-65-88332-00-9

2020 EDITORA AMPLLA