



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ANDREIA FREITAS SILVA

**COMPORTAMENTO TEMPORAL DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO
LIXIVIADO GERADO PELO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB**

CAMPINA GRANDE - PB

2021

ANDREIA FREITAS SILVA

COMPORTAMENTO TEMPORAL DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO LIXIVIADO GERADO PELO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre (a) em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Linha de pesquisa: Tecnologias de Tratamento de Água e de Resíduos

Orientador: Prof. Dr. William de Paiva

Coorientador(a): Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

CAMPINA GRANDE - PB

2021

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

S586c Silva, Andreia Freitas.
Comportamento temporal dos parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado pelo aterro sanitário em Campina Grande-PB [manuscrito] / Andreia Freitas Silva. - 2021.
60 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2021.
"Orientação : Prof. Dr. William de Paiva, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Aterro sanitário. 3. Lixiviado. 4. Degradação. I. Título
21. ed. CDD 628.3

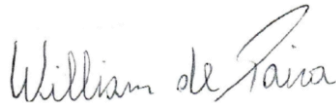
ANDREIA FREITAS SILVA

**COMPORTAMENTO TEMPORAL DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO
LIXIVIADO GERADO PELO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da
Paraíba – UEPB, em cumprimento as exigências para
obtenção do título de Mestre Em Ciência e Tecnologia
Ambiental.

Aprovado em 11/02/2021

BANCA EXAMINADORA



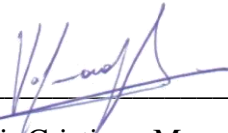
Prof. Dr. William de Paiva
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Coorientadora – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)



Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos
(Avaliador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof. Dr. Valmir Cristiano Marques de Arruda
(Avaliador Externo – Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE)

CAMPINA GRANDE - PB

2021

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu pai, José Francisco, que é meu exemplo de força e determinação, e a minha mãe Edna, que me apoia constantemente em todas minhas escolhas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por seu amor incondicional e por todas as graças concedidas até aqui.

Aos meus pais, José e Edna, por todo apoio, dedicação e esforços para que eu atingisse todos os meus objetivos.

Aos meus irmãos, Érika e Danylo, por sempre estarem ao meu lado.

A toda minha família e amigos que sempre apoiaram minhas escolhas e me incentivaram a conquistar meus sonhos.

Ao meu namorado, João Victor, por toda paciência, ajuda e motivação durante essa caminhada.

Aos amigos que conheci no mestrado, em especial Jéssica, Priscilla, Adriano, Olávio, Bruna e Gabrielly, por toda parceria e ajuda.

A todos os integrantes do Grupo de Pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA), especialmente aos que fazem parte do grupo de análises físico-químicas, por todas contribuições.

Aos integrantes do Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental (GPTecA), especialmente aos que me auxiliaram na pesquisa.

Ao meu orientador, Prof. Dr. William de Paiva, por ser uma pessoa incrível, além de um ótimo profissional.

A minha coorientadora Veruschka Escarião, pela oportunidade de trabalhar junto ao grupo de pesquisa GGA e por todos ensinamentos concedidos.

Aos demais professores que estavam presentes nessa caminhada, especialmente prof. Dr. Laercio e prof. Dr. Márcio.

Aos membros da banca, pela disponibilidade e colaboração na pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), pela oportunidade de contribuição no meio científico.

À CAPES, pelo financiamento da bolsa de estudos.

Enfim, agradeço a todos que direta ou indiretamente estiveram comigo nessa importante etapa da minha vida.

RESUMO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) quando depositados em aterros sanitários passam por processos de biodegradação, ocasionando a formação de subprodutos que, se descartados de forma inadequada no meio ambiente, comprometem os recursos naturais e a saúde da população, como é o caso do lixiviado, que é um subproduto líquido caracterizado por possuir cor escura, odor desagradável, presença de contaminantes, além de concentrações elevadas de matéria orgânica recalcitrante, amônia e metais pesados. Tendo em vista essa complexidade e heterogeneidade, é importante e necessário estudar o comportamento temporal dos parâmetros físico-químicos que caracterizam esse líquido, a fim de conhecer os processos de degradação que ocorrem no interior das células dos resíduos, além das influências externas que afetam a sua composição, proporcionando dessa forma, um conhecimento prévio sobre os constituintes do lixiviado, e auxiliando em estudos futuros que buscam formas de tratamento. Sob esse contexto, esta pesquisa teve como objetivo analisar o comportamento temporal dos parâmetros físico-químicos: pH, Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Alcalinidade Total (AT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Cloretos (CL) no lixiviado *in natura* proveniente do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), ao longo do período de julho de 2017 a dezembro de 2019, observando as variações das concentrações desses parâmetros, suas correlações e influencias externas. Além disso, também verificou-se a relação da precipitação pluviométrica com a vazão de lixiviado gerado e analisou-se estatisticamente os períodos chuvosos e não chuvosos. A metodologia desta pesquisa foi realizada em conjunto ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) que realiza o monitoramento ambiental do referido aterro no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), pertencente a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), *Campus I*. Diante dos resultados obtidos verificou-se que a vazão do lixiviado foi influenciada pela precipitação. Observou-se também uma grande variabilidade nas concentrações dos parâmetros físico-químicos analisados ao longo do período, bem como foi possível indicar que o lixiviado apresenta características da fase metanogênica de degradação. As correlações obtidas entre os parâmetros variaram entre fracas, moderadas e fortes, e através da estatística descritiva pode-se notar que a precipitação influenciou os parâmetros físico-químicos de forma pontual e não geral. Além de fatores ambientais como a precipitação, cabe ressaltar que ocorreram interferências devido a recirculação do lixiviado realizada em períodos sem incidência pluviométrica, e o aterramento de novos resíduos. Constatou-se então, que o lixiviado analisado tem características semelhantes aos demais estudados na literatura, bem como necessita de exploração de técnicas eficientes de tratamento, visto que não está adequado para lançamento direto em corpos hídricos.

Palavras Chaves: Resíduos Sólidos Urbanos. Fases de degradação. Parâmetros Físico-químicos. Análise comportamental.

ABSTRACT

Urban Solid Waste (MSW) when deposited in sanitary landfills undergo biodegradation processes, causing the formation of by-products that, if improperly disposed of in the environment, compromise the population's natural resources and health, for example the leachate, which is a liquid by-product, characterized by its dark color, unpleasant odor, presence of contaminants, in addition to high concentrations of recalcitrant organic matter, ammonia and heavy metals. Therefore, in view of this complexity and heterogeneity, it is important and necessary to study the physical-chemical parameters that characterize this liquid, in order to know the degradation processes that occur inside the waste cells, and the external influences that affect this by-product, thus providing prior knowledge about the constituents of the leachate, in addition to auxiliary studies seeking forms of treatments for this by-product. In this context, this research aimed to analyze the behavior of the physical-chemical parameters: pH, Volatile Fatty Acids (VFA), Total Alkalinity (TA), Total Ammoniacal Nitrogen (TAN), Chemical Oxygen Demand (COD) and chlorides in the leachate of the Landfill of Campina Grande-PB (ASCG) from July 2017 to December 2019, observing variations in the concentrations of these parameters, their correlations and external influences. In addition, the relationship between the flow of rain and the leachate generated was verified and statistically analyzed the rainy and non-rainy periods. The methodology of this research was carried out jointly with the Environmental Geotechnics Group (GGA) that performs the environmental monitoring of the referred landfill, at the Environmental Geotechnics Laboratory (LGA), belonging to the Federal University of Campina Grande (UFCG), Campus I. In view of the results obtained, it was verified that the leachate flow was influenced by the precipitation. There was a great variability in physical-chemical parameters, as well as it was possible to indicate that the leachate is in the methanogenic phase of degradation. The linear correlations between the parameters ranged from weak, moderate and strong, and through descriptive statistics it can be noted that the precipitation influenced the physical-chemical parameters in a punctual and not general way. In addition to environmental factors such the precipitation, it is worth mentioning that interference also occurred due to recirculation carried out in periods without rainfall, and the grounding of new waste. The leachate analyzed has similar characteristics to the others studied in the literature, and is important for exploring efficient treatment techniques, since they are not available for direct release into water bodies.

Keywords: Urban Solid Waste, Phases of degradation, Physical-chemical parameters, behavioral analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Composição do lixiviado e biogás de acordo com as fases de estabilização dos RSU em aterros sanitários.....	16
Figura 2 -Variações de pH e porcentagens do NAT	21
Figura 3 - Fluxograma da pesquisa	26
Figura 4 - Croqui das células pertencentes ao ASCG	27
Figura 5 - Localização dos municípios que depositam RSU no ASCG.....	28
Figura 6 - “Célula Única” de RSU do ASCG	29
Figura 7 - Tubulação P1	29
Figura 8 - Lagoas de Evaporação do ASCG	30
Figura 9 - Comportamento da Vazão e Precipitação.....	33
Figura 10 - <i>Box plot</i> do pH.....	34
Figura 11 - Comportamento temporal do pH e da precipitação pluviométrica.....	35
Figura 12 - <i>Box plot</i> do pH.....	37
Figura 13 - Comportamento temporal da AT e da precipitação pluviométrica.....	37
Figura 14 - <i>Box plot</i> dos AGV	38
Figura 15 - Comportamento temporal do AGV e da precipitação pluviométrica.....	39
Figura 16 - <i>Box plot</i> do NAT	40
Figura 17 - Comportamento temporal do NAT e da precipitação pluviométrica	41
Figura 18 - <i>Box plot</i> do DQO	42
Figura 19 - Comportamento temporal da DQO e da precipitação pluviométrica	43
Figura 20 - <i>Box plot</i> CL.....	44
Figura 21 - Comportamento temporal dos CL e da precipitação pluviométrica	45
Figura 22 - Análise de Componentes Principais	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variação de parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado em diferentes at sanitários do Brasil.....	18
Tabela 2 - Variação das características físico-químicos com relação à idade do aterro	18
Tabela 3 - Variáveis estatísticas para o período de baixa precipitação	46
Tabela 4 - Variáveis estatísticas para o período chuvoso.....	46
Tabela 5 - ANOVA da média dos parâmetros físico-químicos.	47
Tabela 6 - Amplitude de ambos períodos.....	48
Tabela 7 - Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos estudados.....	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais fatores que influenciam a composição do lixiviado em aterros sanitários 19

Quadro 2 - Ensaio físico-químico e procedimentos metodológicos 31

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E NOMENCLATURAS

ABNT	– Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	– Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACP	– Análise de Componentes Principais
AESA	– Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
AGV	– Ácidos Graxos Voláteis
ASCG	– Aterro Sanitário em Campina Grande - PB
AT	– Alcalinidade Total
BDMEP	– Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
CO_3^{2-}	– Carbonato
CETESB	– Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CH_4	– Metano
CO_2	– Dióxido de carbono
CONAMA	– Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	– Carbono orgânico total
Cd	– Cadmio
CL	– Cloretos
Cr	– Cromo
Cu	– Cobre
°C	– grau Celsius
DBO_5	– Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	– Demanda Química de Oxigênio
g	– gramas
GGA	– Grupo de Geotecnia Ambiental
GPTeca	– Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental

HCO ₃	– Bicarbonato
IBGE	– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INSA	– Instituto Nacional do Semiárido
kg	– quilograma
km	– quilômetros
LGA	– Laboratório de Geotécnica Ambiental
m	– metro
mm	– milímetros
mg. L ⁻¹	– miligrama por litro
m ²	– metro quadrado
NAT	– Nitrogênio Amoniacal Total
NBR	– Norma Brasileira
Ni	– Níquel
NH ₄ ⁺	– Íon amônio
NH ₃	– Amônia livre ou gasosa
N-orgânico	– Nitrogênio orgânico
Pb	– Chumbo
pH	– Potencial Hidrogeniônico
PNRS	– Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	– Resíduos Sólidos Urbanos
UAEC	– Unidade Acadêmica de Engenharia Civil
UFCG	– Universidade Federal de Campina Grande
UEPB	– Universidade Estadual da Paraíba
VMP	– Valores Máximos Permitidos
Zn	– Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	13
2.1 GERAL	13
2.2 ESPECÍFICOS	13
3 REVISÃO DE LITERATURA	14
3.1 DISPOSIÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS.....	14
3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	17
3.2.1 Definição	17
3.3.1 Geração e Composição.....	17
3.3.2 Potencial hidrogeniônico (pH).....	19
3.3.3 Alcalinidade Total (AT).....	20
3.3.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....	20
3.3.5 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	21
3.3.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	22
3.3.7 Cloretos (CL).....	23
3.4 INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA	23
3.5 IMPACTOS AMBIENTAIS.....	24
4 METODOLOGIA	26
4.1 ÁREA DE ESTUDO	26
4.2 COLETA DE DADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	31
4.2.1 Caracterização do lixiviado <i>in natura</i>	31
4.3 DADOS DE PRECIPITAÇÃO.....	32
4.4 TESTES ESTATÍSTICOS.....	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 VAZÃO E PRECIPITAÇÃO	33
5.3 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)	34
5.4 ALCALINIDADE TOTAL (AT).....	36
5.5 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS (AGV).....	38
5.6 NITROGÊNIO AMONIACAL TOTAL (NAT).....	39
5.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	42
5.7 CLORETOS (CL)	44
5.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA	46
5.2.1 Estatística descritiva	46

5.2.2 Análise de Variância (ANOVA)	47
5.9 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)	50
6 CONCLUSÃO	52
7 PERSPECTIVAS FUTURAS	53
REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário é considerado um subproduto líquido altamente poluidor, proveniente da decomposição microbiana dos resíduos sólidos aterrados, umidade natural e da precipitação pluviométrica que infiltra nas células dos aterros (NASCENTES *et al.*, 2015), sua composição é formada por uma mistura complexa de contaminantes orgânicos e inorgânicos, tais como: matéria orgânica recalcitrante, amônia, sais inorgânicos e metais pesados (KLEIN *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2017, COSTA *et al.*, 2019).

Atualmente, existem diversas tecnologias estudadas para o tratamento desse subproduto, visto que seu descarte inadequado pode causar prejuízos ao meio ambiente e a saúde humana, ocasionando a contaminação de recursos naturais como as águas subterrâneas, superficiais e o solo.

Devido à complexidade e heterogeneidade do lixiviado de aterro sanitário, é essencial estudar o comportamento dos parâmetros físico-químicos que o caracteriza, uma vez que a partir desses estudos, torna-se possível obter informações importantes sobre a degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no interior das células dos aterros sanitários, as fases de digestão anaeróbia do lixiviado, além do conhecimento prévio dos contaminantes que constituem esse subproduto, auxiliando também na escolha de um melhor sistema de tratamento.

É importante ressaltar que as concentrações referentes aos parâmetros físico-químicos dos lixiviados de aterros sanitários podem variar de acordo com as características ambientais do local, bem como as características do próprio aterro e dos resíduos dispostos (MOHAMMAD-PAJOOH *et al.*, 2017).

Portanto, a presente pesquisa pretende estudar o comportamento temporal dos parâmetros físico-químicos do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), observando as variações das concentrações desses parâmetros, suas correlações e influências externas, verificando também, a relação da precipitação pluviométrica com a vazão de lixiviado gerado, bem como analisando estatisticamente os períodos chuvosos e não chuvosos.

Diante disso, a contribuição científica desta pesquisa, além do campo acadêmico, também engloba um caráter social e ambiental, visto que, através deste estudo será possível obter informações importantes sobre o comportamento do lixiviado do ASCG, oferecendo dessa forma subsídio para pesquisas futuras que visem alternativas de tratamento para esse subproduto, ou o aprimoramento das técnicas já existentes.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Determinar o comportamento temporal dos parâmetros físico-químicos do lixiviado *in natura* do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG).

2.2 ESPECÍFICOS

- Estabelecer a relação entre a precipitação e a vazão do lixiviado gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB;
- Determinar a influência de fatores externos e internos no comportamento dos parâmetros físico-químicos do lixiviado do Aterro durante o período de monitoramento.
- Descrever as variações dos dados físico-químicos do lixiviado do Aterro em relação aos períodos chuvosos e não chuvosos.
- Correlacionar os parâmetros físico-químicos do lixiviado e variáveis estudadas.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 DISPOSIÇÃO DE RSU EM ATERROS SANITÁRIOS

Os aterros sanitários são considerados um dos locais mais adequados em termos técnicos e de infraestrutura para a disposição final de RSU, tendo como principal objetivo, a redução dos impactos negativos gerados ao meio ambiente e a saúde pública (COLVERO *et al.*, 2017). No Brasil, essa tecnologia é bastante indicada em razão do custo relativamente baixo quando comparado a outros métodos, além da simples operação e grande disponibilidade de área no país.

De acordo com Associação Brasileira de Empresa de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) a destinação adequada dos RSU em aterros sanitários no Brasil, durante o ano de 2019, foi de 59,5% dos resíduos coletados, o que equivale a 43.300.315 toneladas por ano (ABRELPE, 2020).

Segundo Colvero *et al.* (2017), para garantir a proteção do meio ambiente, os projetos de aterros sanitários baseiam-se em princípios de engenharia que possibilitam o confinamento dos resíduos na menor área possível reduzindo-os a um menor volume permissível, os cobrindo com camadas de solo ao final de cada jornada de trabalho.

No Brasil, existem normas preconizadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) que auxiliam na elaboração de projetos de aterros sanitários, bem como na classificação dos resíduos sólidos gerados, como é o caso da NBR 8.419/92 e a NBR 10.004/04, respectivamente.

Vale ressaltar, que os RSU depositados em aterros sanitários são resultantes de atividades antrópicas, variando de acordo com o tipo de população, situação socioeconômica, condições e hábitos de vida das pessoas. Em geral, são compostos por matéria orgânica, papel e papelão, plásticos, vidros, metais e outros.

Portanto, quando esses diferentes tipos de resíduos são depositados nas células dos aterros sanitários, iniciam-se transformações físicas, químicas e biológicas, as quais dão origem aos processos naturais de decomposição dos resíduos aterrados, resultando em subprodutos líquidos (lixiviado) e gasosos (biogás) (ZHAN *et al.*, 2017; FEI, *et al.*, 2016).

3.2 FASES DE BIODEGRADAÇÃO DOS RSU EM ATERROS SANITÁRIOS

De acordo com Zhan *et al.* (2017) a biodegradação dos RSU no interior das células dos aterros sanitários ocorre em duas fases primordiais, são elas aeróbia e anaeróbia, respectivamente.

Segundo Ventorino *et al.* (2018), a anaeróbia é dividida em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Em geral, a primeira fase aeróbia ocorre em um curto período de tempo, uma vez que o oxigênio presente é rapidamente consumido pelos microrganismos aeróbios, não sendo repostos. Silva (2015) destaca que essa fase dura cerca de 1 mês após os resíduos serem aterrados, gerando como produtos finais os monossacarídeos, aminoácidos, cadeias longas de ácidos orgânicos, e glicerol, também sendo caracterizada pelo aumento da temperatura e produção de dióxido de carbono (SUCHOWSKA-KISIELEWICZ *et al.*, 2013; KJELDSEN *et al.*, 2002).

De acordo McBean, Rovers e Farquhar (1995), o lixiviado gerado nessa fase é composto por pequenas concentrações de matéria orgânica solúvel, material particulado de arraste, advindo do escoamento líquido, e sais solúveis.

Logo em seguida acontece a fase anaeróbia, que é consideravelmente mais complexa. Iniciando com a hidrólise, etapa em que as biomoléculas de resíduos orgânicos são transformadas em compostos solúveis e biodegradáveis por grupos microbianos que sintetizam as enzimas extracelulares, como celulase, pectinase, amilase, lipase e enzimas proteolíticas (PANICO *et al.*, 2014). Posteriormente, tem-se a etapa denominada acidogênese, a qual ocorre a predominância da ação dos microrganismos acidogênicos, ou seja, as bactérias formadoras de ácidos metabolizam os produtos da hidrólise os convertendo em ácidos graxos, principalmente voláteis, como o ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico (GE *et al.*, 2016; VENTORINO *et al.*, 2018). Uma das características dessa etapa é o decréscimo do pH, variando entre 4,5 a 7,5.

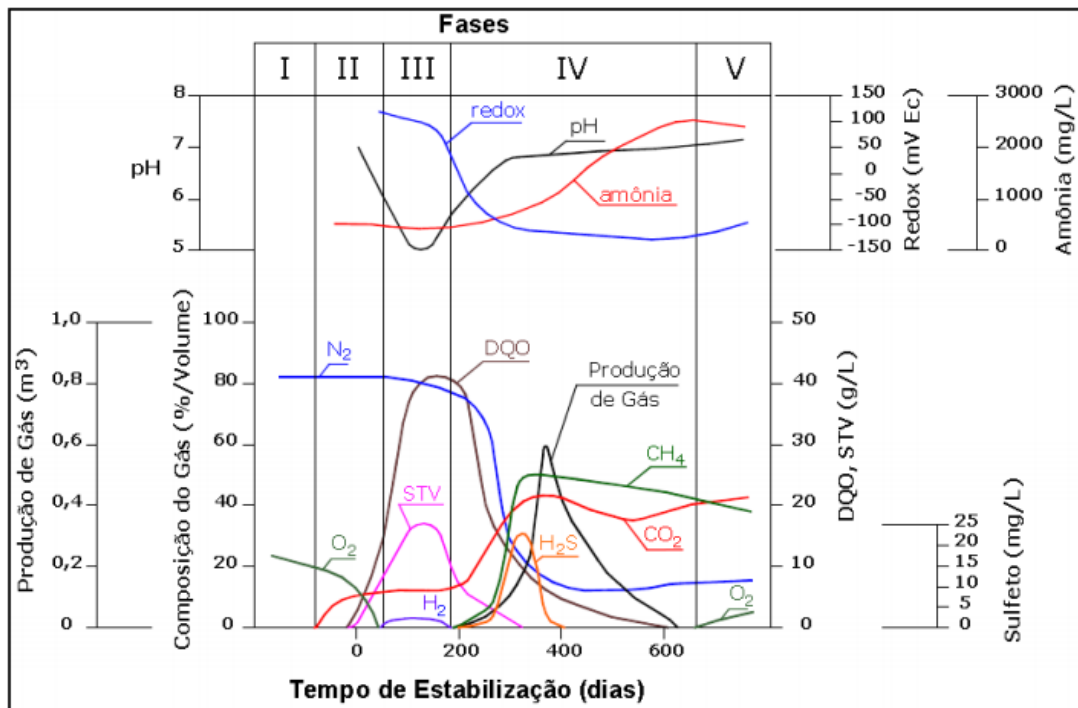
Após isso, acontece a acetogênese, segundo Ventorino *et al.* (2018), nessa etapa os produtos acidogênicos são então convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono.

Na etapa subsequente, conhecida como metanogênese, a população de microrganismos acetogênicos e metanogênicos se torna suficientemente grande para consumir os ácidos orgânicos voláteis produzidos pelos microrganismos acidogênicos. Então, o ácido acético e hidrogênio formados na etapa anterior, são convertidos em metano e dióxido de carbono por meio das águas metanogênicas, provocando um aumento no pH, os quais atingem valores próximos a neutralidade e basicidade (TCHOBANOGLOUS, THIESEN e VIGIL, 1993). Por fim, os nutrientes e o substrato tornam-se limitados e a atividade biológica passa a ser mínima junto a produção de metano, que também diminui (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Outros autores mais antigos dividem as fases de biodegradação dos resíduos, também conhecidas como fases de estabilização da matéria orgânica, em cinco, e as relacionam com a geração de subprodutos.

De acordo com Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993) e Pohland e Harper (1986) essas fases são denominadas: (Aeróbia – Fase I, Transição – Fase II, Ácida – Fase III, Metanogênica – Fase IV e Maturação – Fase V), representadas na Figura 1.

Figura 1 - Composição do lixiviado e biogás de acordo com as fases de estabilização dos RSU em aterros sanitários



Fonte: Pohland e Harper (1985, apud COELHO, 2005).

- Fase I – Fase aeróbia inicial: nessa fase as bactérias aeróbias iniciam a estabilização da matéria orgânica, consumindo o oxigênio presente no meio rapidamente, resultando na produção de CO₂, reação essa exotérmica, justificando o aumento da temperatura.
- Fase II – Transição: formação do lixiviado, e transição da fase aeróbia para a anaeróbia, devido à falta de oxigênio e o surgimento dos microrganismos anaeróbios.
- Fase III – Surgimento de ácidos: presença de bactérias acidófilas, produzindo grandes quantidades de ácido orgânico, sendo os ácidos graxos voláteis os mais predominantes no processo. Nessa fase ocorre a hidrólise, acidogênese e acetogênese.
- Fase IV – Fase metanogênica: Verifica-se o aumento do pH e a intensificação da produção de metano, e observa-se a redução da DQO com correspondente aumento da produção de gases.
- Fase V – Fase maturação: Caracterizada por relativa inatividade dos microrganismos, escassez de nutrientes e redução da produção de gases.

Para Suchowska-Kisielewicz *et al.* (2013), a decomposição dos resíduos é um processo sequencial, e a duração de cada fase ou etapa depende da taxa de produção do substrato no estágio

anterior. À medida que cada uma destas fases ocorre no interior do aterro, o lixiviado gerado apresenta características diferentes. Além disso, é importante ressaltar que, apesar do conhecimento das fases de digestão anaeróbia auxiliarem à compreensão dos processos que ocorrem nos RSU e sua influência na composição do lixiviado, deve-se entender que essas fases acontecem de forma simultânea nas diferentes camadas das células de disposição, uma vez que há recebimento de resíduos diariamente nos aterros (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003).

3.3 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

3.2.1 Definição

Lixiviado, chorume ou percolado são nomenclaturas dadas ao subproduto líquido produzido nas células de resíduos dos aterros sanitários (NASCENTES *et al.*, 2015).

Então, define-se como lixiviado de aterro sanitário, a mistura de líquidos provenientes da decomposição microbiana dos resíduos sólidos depositados, a umidade natural desses resíduos, e as águas pluviométricas infiltradas nas células do aterro (NASCENTES *et al.*, 2015; BHATT *et al.*, 2017).

3.3.1 Geração e Composição

Catapreta (2008) afirma que a produção do lixiviado ocorre, em geral, poucos meses, semanas ou até dias após a operação do aterro ser iniciada, isso por que ocorre a saturação do resíduo pela água. Dentre as fontes que contribuem para a formação do lixiviado, Bhatt *et al.* (2017) destaca que a principal é ocasionada pela infiltração das águas das chuvas nas camadas dos aterros, além da influência resultante da natureza diversa dos resíduos aterrados.

Para El-Fadel *et al.* (2002), tal volume produzido é influenciado por fatores como: a precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial, intrusão de água subterrânea no aterro, infiltração e grau de compactação dos resíduos.

Em sua composição, o lixiviado de aterro sanitário apresenta altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, metais pesados, poluentes orgânicos e contaminantes xenobióticos (GAO *et al.*, 2015; MOODY e TOWNSEND, 2017).

De maneira geral, os parâmetros físico-químicos são estudados para conhecer as características inerentes a esse subproduto, e seus possíveis contaminantes. De acordo com

Mohammad-Pajooch *et al.* (2017), o lixiviado tende a mudar sua composição e suas características de acordo com fatores como: o local e idade do aterro, o grau de decomposição dos resíduos, clima, estação do ano, tipo de operação, grau de compactação e profundidade de aterramento.

A Tabela 1 apresenta a variação da composição dos lixiviados produzidos em diferentes aterros sanitários brasileiros.

Tabela 1 - Variação dos parâmetros físico-químicos do lixiviado gerado em diferentes aterros sanitários do Brasil

Parâmetros*	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 – NH ₃	0,4-3.000	0,4-1.800	72
N – Orgânico	5-1.200	400-1.200	80
Nitrito	0-50	0-15	69
Nitrato	0-11	0-3,5	69
Cloreto	500-5.200	500-3.000	72
Sulfato	0-5.400	0-1.800	77
Ferro	0,01-260	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* unidades em mg. L⁻¹, exceto pH.

FVMP - Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis.

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007).

Na Tabela 2 é possível observar, de acordo com Renou *et al.* (2008), as variações ocorridas em relação a idade do aterro (Tabela 2).

Tabela 2- Variação das características físico-químicos com relação à idade do aterro

Características	Novo	Intermediário	Velho
Idade (anos)	<5	5-10	>10
pH	6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
DBO/DQO	>0,3	0,1-0,3	<0,1
Compostos Orgânicos	80% ácidos graxos voláteis (AGV)	5-30% AGV +ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais Pesados	Baixo	Médio	Baixa
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Adaptado de Renou *et al.* (2008)

Para os autores Bhatt *et al.* (2017), os principais fatores que influenciam na composição do lixiviado de aterro sanitário incluem as características do próprio aterro, as condições ambientais

em que esses estão inseridos, bem como as características dos resíduos depositados, os quais estão detalhados no Quadro 1.

Quadro 1 - Principais fatores que influenciam a composição do lixiviado em aterros sanitários

Características do Aterro	Idade do aterro, Grau de Compactação dos Resíduos, Recirculação, Aspectos construtivos, Propriedades do Terreno e Disposição dos líquidos.
Condições Ambientais	Regime Pluviométrico, Geologia, Local do aterro, Balanço Hídrico, Estação do ano, Temperatura e Clima.
Características dos Resíduos	Granulometria, profundidade dos resíduos, Velocidade de degradação, Umidade, Composição gravimétrica; Idade do Resíduo e Pré-tratamento.

Fonte: (Kjeldsen *et al.*, 2002; El Fadel *et al.*, 2002; Mohammad-pajooh *et al.*, 2017; Bhatt *et al.*, 2017).

Diante da variabilidade na composição do lixiviado, sua caracterização e gerenciamento adequado torna-se fundamental. Dessa forma, através do monitoramento ambiental desse subproduto, pode-se entender o comportamento e a tendência de contaminação, fornecendo assim, dados que auxiliam na determinação de estratégias de proteção ambiental (DAUGHNEY *et al.*, 2011).

3.3.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

Segundo Gomes (2017), o pH é um indicador determinante das etapas de degradação dos RSU nos aterros sanitários. Nas primeiras fases, o pH é normalmente baixo devido a produção de ácidos voláteis. Posteriormente, em função do consumo desses ácidos através da ação das bactérias metanogênicas e junto a maior produção de dióxido de carbono, esse parâmetro começa a aumentar.

De acordo com Silva (2009), o pH também influencia o equilíbrio da amônia (ionizada ou não) no lixiviado, podendo aumentar o potencial tóxico do meio, uma vez que esse parâmetro está relacionado a atividade das enzimas e a toxicidade de muitos compostos.

Para Souto (2009) valores baixos de pH interferem na solubilidade de muitos constituintes, diminuindo dessa forma a adsorção e aumentando a troca iônica entre o lixiviado e a matéria orgânica.

Variações de pH também podem influenciar diretamente em populações de microrganismos, inibindo mecanismos metabólicos e favorecendo o crescimento de espécies específicas (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

A Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define como Valor Máximo Permitido (VMP) para o lançamento de efluentes em corpos de água receptores, efluentes com valores de pH entre 5 e 9 (BRASIL, 2011).

3.3.3 Alcalinidade Total (AT)

A AT nos lixiviados de aterros sanitários pode ser observada na forma de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), variando em função do pH. Quando o pH apresenta valores entre 4,4 a 8,3 ocorre uma predominância da alcalinidade pela presença de bicarbonatos; enquanto que, em pH entre 8,3 a 9,4 predomina-se a presença de bicarbonatos e carbonatos; e quando o pH está acima de 9,4 a alcalinidade é devido a presença de hidróxidos e carbonatos. Com isso, entende-se que a AT consiste no somatório da alcalinidade resultante de todos esses íons.

Geralmente, o lixiviado de aterro sanitário contém concentrações elevadas de AT, isso ocorre, principalmente, devido as quantidades significativas de bicarbonato de amônio presentes no meio, as quais são gerados a partir da decomposição bioquímica da fração orgânica presente na massa de resíduo aterrada (NAVEEN *et al.*, 2017). Por isso, além de uma grande relação com o pH, a AT também está relacionada com a concentração de nitrogênio.

É importante ressaltar, que os altos valores de AT tornam o lixiviado mais alcalino, aumentando assim o potencial tóxico da amônia (NAVEEN *et al.*, 2017).

Desse modo, o lixiviado quando lançado indevidamente no meio ambiente contendo elevadas concentrações de AT, pode ocasionar impactos negativos como a redução do oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos e a mortalidade dos organismos presentes, causando desequilíbrio dos corpos hídricos. Esse parâmetro, apesar de importante, não consta na Resolução do CONAMA nº 430.

3.3.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) podem ser definidos como subprodutos das bactérias formadoras de ácido, por esta razão apresentam-se em maiores concentrações no lixiviado quando a massa de RSU aterrada encontra-se na fase de fermentação ácida. De acordo com Lee *et al.* (2014), os AGV são constituídos, principalmente, pelos ácidos acético, butírico e propriônico.

De acordo com Franke-Whittle *et al.* (2014), a inibição de toda a ação microbiana no interior das células de resíduos pode aumentar devido a diminuição do pH resultante da produção de ácidos. Portanto, os AGV podem interferir de forma negativa na fase metanogênica, principalmente em reatores anaeróbios.

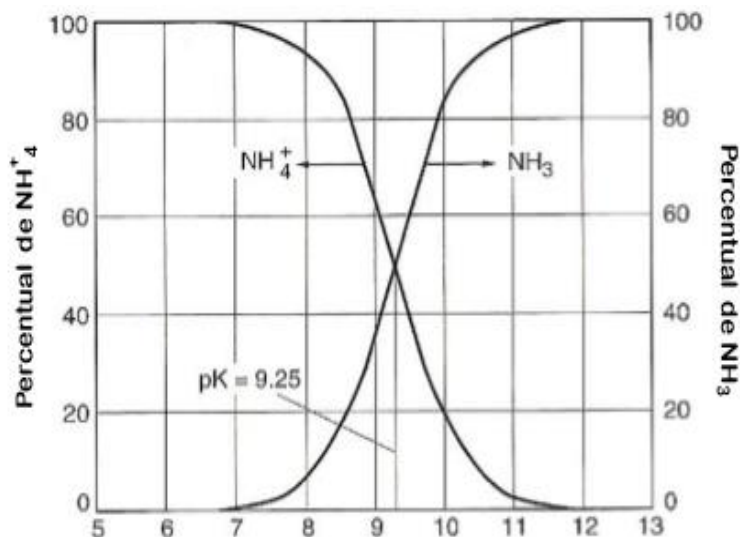
As concentrações dos AGV nos lixiviados de aterros sanitários variam de acordo com a idade do aterro, além disso podem estar associadas a fatores climáticos, como no estudo de Catapreta (2008) que observou altos valores de AGV em períodos mais secos do ano.

A Resolução do CONAMA nº 430 não define de forma específica os VMP para esse parâmetro.

3.3.5 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

O NAT é a forma predominante de nitrogênio no lixiviado de aterro sanitário. Segundo Silva *et al.* (2015) o termo NAT é utilizado para designar, em meio líquido, as espécies denominadas amônia livre ou amônia não-ionizada NH_3 , e amônio ou amônia ionizada NH_4^+ , as quais dependem do pH da solução. A Figura 2 ilustra a partir de um gráfico a distribuição dessas espécies NH_3 e NH_4^+ em função do pH.

Figura 2 - Variações de pH e porcentagens do NAT



Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

Quando o pH está próximo a neutralidade, praticamente todo o NAT encontra-se na forma NH_4^+ . Enquanto que próximo a 9,5, cerca de 50% do NAT está na forma ionizada e 50% não ionizada. E, quando superior a 11, praticamente todo NAT apresenta-se na espécie de amônia livre, ou amônia não-ionizada, a qual pode ser removida por volatilização (VON SPERLING, 1996).

A maior parte da concentração de amônia no lixiviado ocorre devido a degradação da matéria orgânica. As proteínas por exemplo, são compostas de macromoléculas orgânicas formadas por um grande número de aminoácidos. Portanto, no processo de decomposição biológica, essas moléculas são quebradas, ocorrendo a remoção do grupo amina, fazendo com que parte da amônia produzida seja para o crescimento celular e o excedente liberado como íon amônio (VAN TURNHOUT, 2018).

Elevadas concentrações de NAT são observadas em aterros velhos, uma vez que esse parâmetro não é sensivelmente reduzido ao longo do tempo (KJELDTSEN *et al.*, 2002).

Zhang *et al.* (2017) afirmam que a amônia é um importante indicador de contaminação por lixiviados em corpos d'água, e elevadas concentrações desse parâmetro podem provocar a diminuição do oxigênio dissolvido, eutrofização, e danos a biota do ecossistema aquático, visto que aumenta a concentração de nutrientes ocasionando a floração de algas.

No que se refere aos riscos à saúde humana, as consequências dependem da concentração, tempo de exposição e intensidade. Por exemplo: concentrações leves, moderadas e entre 40 e 700 mgL^{-1} podem ocasionar irritações nas vias respiratórias, nos pulmões, olhos, dores de garganta, náuseas e dores de cabeça. Exposições mais graves causam hemoptise, edema pulmonar, queimaduras e broncoespasmo. E, concentrações acima de 5000 mgL^{-1} podem causar óbito (MEULENBELT, 2007).

De acordo com a Resolução do CONAMA nº 430, para o descarte adequado de efluentes em corpos hídricos a concentração máxima permitida de NAT é 20 mgL^{-1} do íon N-NH_4^+ . (BRASIL, 2011).

3.3.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A presença de matéria orgânica nos aterros sanitários pode estar relacionada principalmente ao descarte de restos de alimentos, podas de árvores, madeira, cascas de ovos, entre outros.

A DQO corresponde a quantidade total de matéria orgânica presente no meio, através da quantificação do consumo de oxigênio em função da oxidação química da matéria orgânica, baseada na ação de um forte oxidante sob condições ácidas. Portanto, pode ser entendida como uma medida indireta de matéria orgânica, biodegradável e inerte (REIS, 2012).

De acordo com Melo (2003), medir o comportamento da DQO do lixiviado ao longo do tempo, significa conhecer, de maneira indireta, a atividade microbiana nos resíduos, visto que

a relação da variação de DQO em função do tempo de aterramento expressa o rendimento da atividade microbiana ativa, isso ocorre em razão da matéria orgânica presente ser oxidada por ação enzimática. Ribeiro *et al.* (2016), afirma que o conhecimento desse parâmetro permite acompanhar o processo evolutivo da degradação biológica da matéria orgânica.

Apesar de extremamente importante, esse parâmetro também não consta de forma direta na resolução CONAMA nº 430.

3.3.7 Cloretos (CL)

Os CL são íons inorgânicos, inertes e não biodegradáveis, observados em elevadas concentrações na composição do lixiviado de aterro sanitário. A presença desses íons indica a existência de sais minerais nos RSU, bem como a evolução do processo de biodegradação (CATAPRETA e SIMÕES, 2008).

Esses íons são extremamente móveis (KUMAR e ALAPPAT, 2005) e podem contribuir para a diminuição do potencial tóxico do lixiviado, visto que, quando combinados aos cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, provocam um efeito contrário, formando complexos estáveis, reduzindo assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, os riscos de toxicidade no efluente (CHERNICHARO, 1997; LANGE e AMARAL, 2009).

A Resolução nº 430 do CONAMA não especifica um VMP para esse parâmetro. Todavia, este é bastante estudado quando pretende-se avaliar áreas contaminadas.

3.4 INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

Dentre os fatores que contribuem para a formação do lixiviado, a principal, segundo Bhatt *et al.* (2017), é a infiltração das águas pluviométricas, uma vez que essas se acumulam nas camadas de resíduos no interior dos aterros sanitários. De acordo com Alcântara e Jucá (2010), essa infiltração pode causar a diluição de contaminantes presentes no lixiviado e aumentar o teor de umidade do meio.

Dessa forma, o monitoramento pluviométrico é importante, visto que, elevados valores de precipitação podem trazer benefícios ou prejuízos ao processo biodegradativo dos resíduos. Pois, além de aumentar a umidade do meio, a infiltração pode favorecer a abertura de caminhos preferenciais para a passagem do oxigênio, o que não é favorável para os microrganismos anaeróbios.

De acordo com Lins *et al.* (2005) a água da chuva quando em contato com os resíduos sólidos provoca não apenas a diluição do lixiviado existente no local, como também realiza a lixiviação de alguns componentes como matéria orgânica e metais.

Catapreta (2008) estudou a influência da precipitação em um aterro experimental e sugeriu que ocorreu relação entre o regime pluviométrico e a vazão de líquidos no período monitorado.

É primordial analisar o ponto de vista climático da região a qual o aterro está inserido, no caso da região semi-árida do Nordeste brasileiro, a mesma possui um índice pluviométrico anual baixo, com ocorrências de secas e enchentes. O estado da Paraíba tem características climáticas marcantes, e sua distribuição pluviométrica está relacionada com a localização geográfica, ou seja, quanto mais próximo do litoral, mais úmido é o clima, e quanto mais longe mais seco.

A região de Campina Grande possui clima quente e úmido com chuva de outono-inverno. O período seco é mais acentuado na primavera, tendo início em setembro até o mês de fevereiro. Já a estação chuvosa começa em março/abril e prolonga-se até agosto. As temperaturas do ar variam entre a máxima anual de 28,6 °C e a mínima 19,5 °C (CUNHA, RUFINO e IDEIÃO, 2009). A cidade de Campina Grande se encontra numa zona de transição entre os climas do Litoral e do Sertão e por isso detém uma alta irregularidade pluviométrica, em geral com déficit hídrico em determinados períodos. Devido exatamente a baixa média pluviométrica do município outro fator de grande relevância é a evaporação, porém neste estudo o fator precipitação foi considerado principal.

3.5 IMPACTOS AMBIENTAIS

A geração de lixiviados é um dos problemas recorrentes nos aterros sanitários (FARIA E MONDELLI, 2020). De acordo com Ghost *et al.* (2017), o conhecimento do potencial tóxico desse subproduto é primordial antes de sua descarga em corpos hídricos, visto que poluentes em altas concentrações podem, individualmente ou em combinação, levar a altos níveis de toxicidade, comprometendo o meio ambiente e à saúde humana.

O potencial poluidor do lixiviado de aterro sanitário está diretamente associado as elevadas concentrações de carga orgânica carbonácea e nitrogenada em sua composição. Por conter substâncias poluentes o lixiviado é, portanto, um dos principais meios de contaminação do solo e das águas (superficiais e subterrâneas) nas áreas de influência dos aterros sanitários.

Segundo Toufexi *et al.* (2013), os contaminantes presentes no lixiviado de aterro sanitário podem ser uma ameaça para a população humana após consumo de água ou alimentos contaminados. Isso por que, alguns desses, principalmente os metais pesados, são facilmente

assimilados pelos organismos aquáticos, sendo transferidos na cadeia alimentar e bioacumulados nos animais marinhos durante exposição a longo prazo. Estudos realizados pelos autores Maitti *et al.* (2016) apontam uma forte relação entre a contaminação de águas subterrâneas e corpos de água superficiais nas proximidades de um aterro sanitário localizado na Índia, as doenças mais comuns nas pessoas que moram nas áreas adjacentes ao aterro foram: hepatite, diarreia, vômitos e dor abdominal.

Portanto, a contaminação do lixiviado por meio da percolação, infiltração da camada de impermeabilização ou pela disposição direta no solo, pode ocasionar a contaminação dos recursos hídricos subterrâneos, comprometendo, desse modo, a saúde pública, caso o lençol freático seja utilizado para fins de abastecimento público, além de comprometer os organismos aquáticos (MOURA, 2008; SERAFIM *et al.*, 2003).

De acordo com Dajíc *et al.* (2016) são aplicadas diferentes técnicas para controle de líquidos nos aterros, visando sempre a impermeabilização da camada de base e de cobertura. Além disso, é importante o monitoramento ambiental desses locais, afim de buscar metodologias de tratamento adequadas que visem minimizar os impactos ambientais negativos que o descarte do lixiviado pode provocar (GOMES *et al.*, 2016; MANDAL *et al.*, 2017; MOHAMMAD-PAJOOH *et al.*, 2017).

Várias técnicas estão disponíveis para remoção eficaz de matéria orgânica e outros poluentes (como o amônio) do lixiviado, essas variam entre processos biológicos e físico-químicos (GAO *et al.*, 2015).

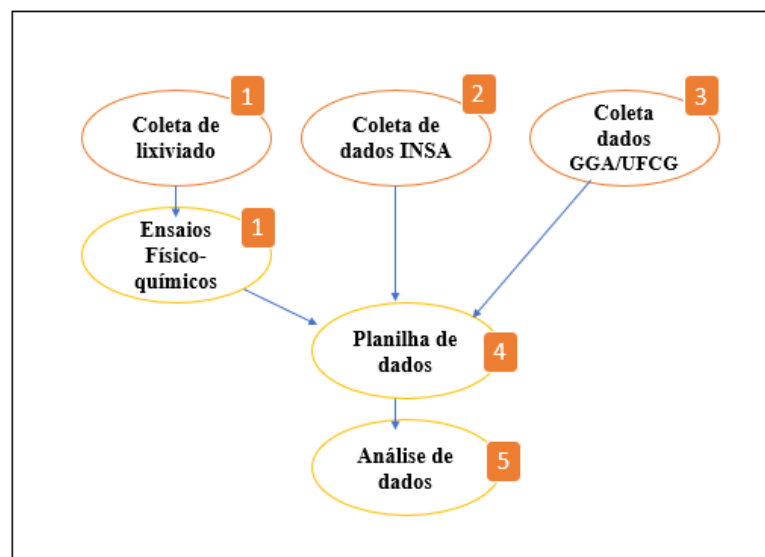
No Brasil, existe a Resolução nº 430 do CONAMA, que dispõe sobre os parâmetros para gestão do lançamento de efluentes em corpos de águas receptores, e, deve ser utilizada como guia para sistemas de tratamento de lixiviado (BRASIL, 2011).

4 METODOLOGIA

Esta pesquisa está associada ao monitoramento do ASCG que é realizado por uma equipe multidisciplinar de pesquisadores (alunos de graduação, mestrado, doutorado e pós-doutorado) e professores, pertencentes ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Paraíba, por meio de um convênio concedido com a empresa ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda. Além disso, estudos foram realizados pelo Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental (GPTecA), da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

Visando realizar uma análise do comportamento temporal do lixiviado gerado no ASCG, este estudo foi embasado em dados secundários obtidos em anos anteriores e disponibilizados pelo grupo de pesquisa GGA/UFCG, bem como em resultados de análises laboratoriais, através da coleta do lixiviado no referido aterro. Para aquisição de dados metrológicos foram utilizados os dados de precipitação disponíveis no Instituto Nacional do Semiárido (INSA). Portanto, as etapas realizadas na presente pesquisa estão representadas no Fluxograma da Figura 3.

Figura 3 - Fluxograma da pesquisa



Fonte: Autor (2020)

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa foi realizada no ASCG, que possui 64 hectares de área territorial, e está localizado no Distrito Catolé de Boa Vista, no município de Campina Grande-PB, situando-se no Km 10 da Rodovia PB 138, especificamente nas coordenadas UTM 829172 e 9194834.

O ASCG teve sua operação iniciada no mês de julho de 2015, e foi projetado com uma vida útil de 25 anos. De início foram implantadas 4 Células, denominadas de Células 1 (C1), Célula 2 (C2), Célula 3 (C3) e Célula 4 (C4). Entretanto, no mês de junho de 2017, devido ao crescente número de municípios depositantes, foi preciso unificar as 4 células existentes em uma Célula Única com dimensões de 210mx210mx25m (comprimento, largura e altura total). Ou seja, ao longo do tempo também foram dispostos RSU entre as Células 1 e 3, denominada Célula (C1+3), entre as Células 2 e 4, denominada Célula (C2+4), entre as Células 3 e 4, denominada Célula (C3+4) e entre as Células 1+2 (C1+2), afim de unificar toda célula. As células anteriores, bem como as junções realizadas estão demonstradas na Figura 4.

Figura 4 - Croqui das células pertencentes ao ASCG

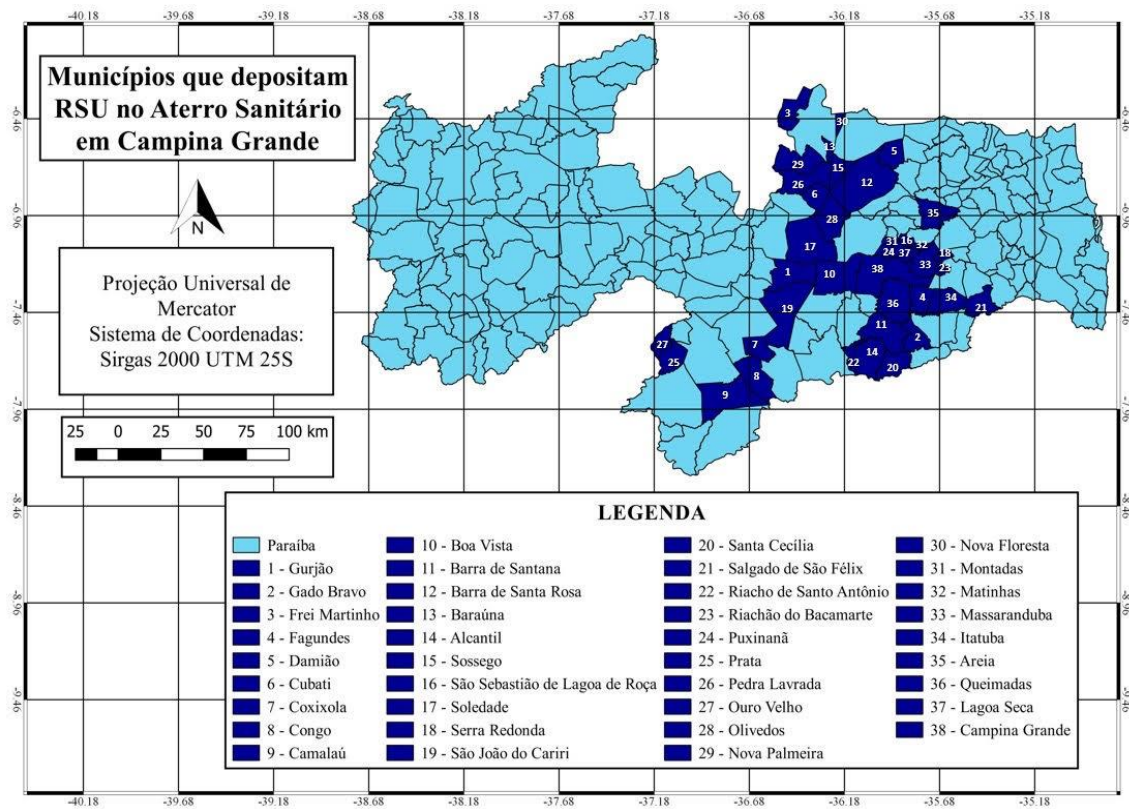


Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFPG (2020)

O ASCG durante o ano de 2019 chegou a receber cerca de 500 toneladas diárias de RSU (MARQUES JUNIOR, 2020). E, atualmente recebe resíduos de Campina Grande - PB e mais 37 municípios paraibanos, são eles e suas respectivas distancia do município de Campina Grande : (Queimadas – 17 Km , Areia – 50Km, Lagoa Seca – 9 Km , Puxinanã – 20,9Km , Montadas – 27,5Km, Boa Vista – 50Km, Barra de Santana – 35Km, Itatuba- 51Km , Riachão do Bacamarte – 30,5Km, Santa Cecília – 95,3Km, Gado Bravo – 56,7Km, Alcantil - 74Km, Cubati –85,5 Km, Prata – 165Km, Coxixola – 117Km, Massaranduba –23,1Km, Serra Redonda –27,7Km, Riacho de Santo Antônio –71,2Km, Salgado de São Felix –96Km, Pedra Lavrada –101 Km, Baraúna –

110Km, Sossêgo –115Km, Congo –167Km, Damião –103Km, Nova Palmeira –113Km, Frei Martinho –142Km, Matinhas –25Km , Ouro Velho – 179Km, Fagundes –26,2Km, Gurjão – 86,4Km São João do Cariri –80,2Km , Barra de Santa Rosa – 79Km ,Olivedos –62,2Km, Nova Floresta –121Km, Camalaú –174Km, Lagoa de Roça – 16,5Km e Soledade –60,1Km). Esses municípios estão representados na Figura 5.

Figura 5 - Localização dos municípios que depositam RSU no ASCG



Fonte: Autor (2020)

A atual “Célula Única” (Figura 6) presente no ASCG é dotada de sistemas de impermeabilização de base e cobertura, sendo a camada de base composta de uma mistura de solo arenoso adquirido no próprio aterro e bentonita, na proporção em massa de 1:4. O coeficiente de permeabilidade a água resultante dessa mistura foi de 10^{-9} m.s^{-1} , afirmando que tal combinação é adequada para compor camadas de base de aterros sanitários, estando em concordância com a NBR 13.896 (ABNT, 1997). Sobre essa camada, foi instalado o sistema de drenagem de lixiviado, do tipo ‘espinha de peixe’. Vale ressaltar que no ano de 2020 outra célula de resíduo começou a ser implantada, porém esta pesquisa verteu-se apenas ao estudo do lixiviado gerado na “Célula Única”.

Figura 6 - “Célula Única” de RSU do ASCG



Fonte: GGA/UFCG (2019)

Todo lixiviado gerado na “Célula Única” é drenado por gravidade e encaminhado para uma tubulação denominada “Ponto 1” (P1), representada na Figura 7. Esse lixiviado *in natura* é monitorado desde julho de 2017.

Figura 7 - Tubulação P1



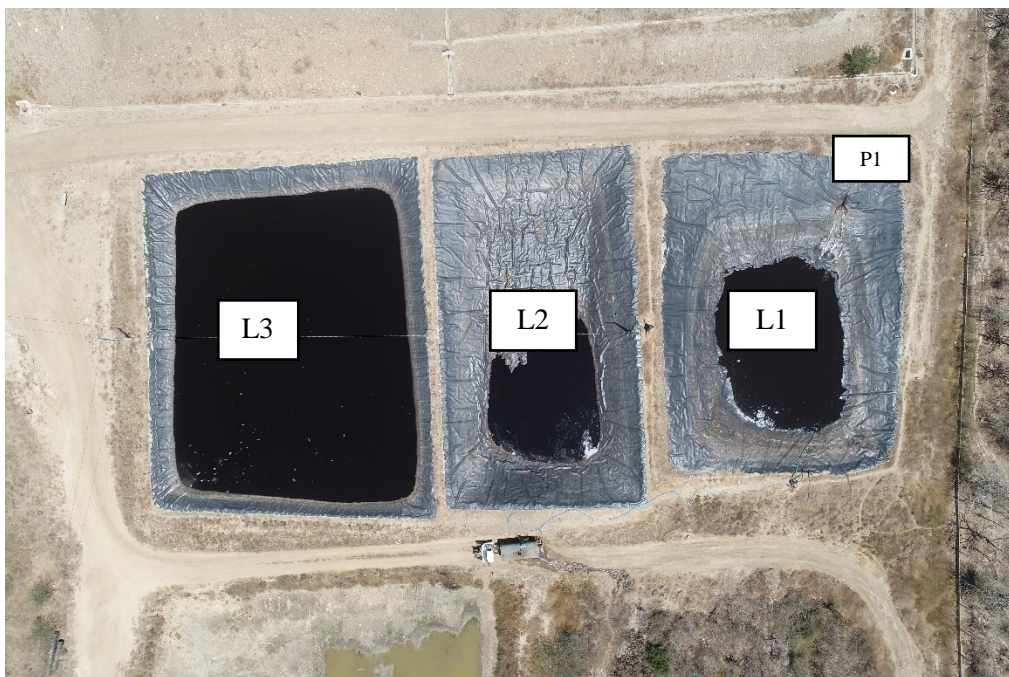
Fonte: GGA/UFCG (2019)

Depois de drenado e encaminhado para a tubulação P1, o lixiviado segue para as lagoas de evaporação.

O sistema de tratamento de líquidos do ASCG é composto por uma série de lagoas de evaporação, que possuem 30 m de largura, 30 m de comprimento e 3m de profundidade cada, sendo revestidas por uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). Durante o ano de 2020 com a instalação da “Célula Nova”, foi iniciada a construção de outra lagoa.

As lagoas presentes durante o período de estudo, foram denominadas L1, L2 e L3, conforme ilustradas na Figura 8. Parte do lixiviado presente nelas é evaporado naturalmente, enquanto que outra parcela é recirculado para as células de resíduos. A recirculação consiste em aspergir o líquido sobre o aterro através de aspersores ou de caminhões pipa, tendo como objetivo reduzir a demanda sobre as lagoas de tratamento, evitando a sobrecarga do sistema. Portanto, ela ocorre geralmente em dias sem incidência pluviométrica, e em períodos secos do ano, interferindo no processo de biodegradação dos resíduos aterrados e consequentemente na composição do lixiviado gerado. Cerca de 24 a 32 m³ de lixiviado são recirculados diariamente em dias secos, porém, o controle dessa recirculação não é monitorado, e esse líquido é transportado através de caminhões pipa (MARQUES JUNIOR, 2020).

Figura 8 - Lagoas de Evaporação do ASCG



Legenda: P1= ponto 1; L1=Lagoa 1; L2=Lagoa 2; L3=Lagoa 3.

Fonte: Adaptado acervo de pesquisas GGA/UFCG (2019)

4.2 COLETA DE DADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Os parâmetros físico-químicos analisados nesta pesquisa foram: pH, AT, AGV, NAT, DQO e CL, durante o período de julho de 2017 a dezembro de 2019.

Os resultados referentes aos anos de 2017 e 2018 foram coletados em um banco de dados disponibilizados pelo GGA/UFCG, correspondente ao monitoramento do lixiviado durante os meses de julho de 2017 a dezembro de 2018. E, durante o ano de 2019 esses dados foram adquiridos de forma direta através de realizações de procedimentos experimentais em laboratório. Vale salientar que em alguns meses não foi possível a obtenção dos dados.

Os ensaios físico-químicos, bem como a metodologia utilizada nas análises estão descritas no Quadro 2, todos de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2017).

Quadro 2 - Ensaios físico-químicos e procedimentos metodológicos

Ensaios Físico-químicos	Unidade de medida	Metodologia	Referência
pH	-	Potenciométrico	APHA 4500+ B
Alcalinidade Total (AT)	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Potenciométrico	APHA 2320 B
Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	mg.L ⁻¹	Potenciométrico	APHA 2310 B
Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	mgN-NH ₃ .L ⁻¹	Titrimétrico	APHA 4500 B/C
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mgO ₂ .L ⁻¹	Titulométrico	APHA 5220 C
Cloretos (CL)	mg.L ⁻¹	Titulação	APHA 4500 C

Fonte: Autor (2020)

4.2.1 Caracterização do lixiviado *in natura*

As coletas do lixiviado *in natura* para as análises em laboratório foram realizadas na tubulação P1 (Figura 7), com uma periodicidade mensal. As amostras coletadas foram armazenadas e preservadas, seguindo as orientações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011) e, posteriormente, encaminhadas ao (LGA) pertencente a Unidade Acadêmica de Engenharia Civil (UAEC), da UFCG, *Campus I*, para realização dos ensaios físico-químicos anteriormente mencionados.

4.3 DADOS DE PRECIPITAÇÃO

Os dados de precipitação foram adquiridos por meio do site eletrônico da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs) por meio do Instituto Nacional do Semiárido (INSA). A estação de medição meteorológica está localizada na Latitude -7.18° , Longitude -35.98° e fica aproximadamente 4,5 km do aterro.

Além dos dados de precipitação pluviométrica fornecidos pelo INSA, foram levantados também resultados mensais de vazão do lixiviado, através cálculos de medições semanais realizados com um coletor de 500 mL e um cronômetro, utilizando a metodologia ($\text{Volume} \cdot \text{Tempo}^{-1}$), na tubulação P1. Esses dados só foram coletados a partir do ano de 2018.

4.4 TESTES ESTATÍSTICOS

Para as análises estatísticas do comportamento temporal dos parâmetros físico-químicos foram utilizadas metodologias como: gráficos do tipo *box plot* e gráficos combinados, através do *software Excel* (versão 2016). Também se utilizou dessa ferramenta para realizar a estatística descritiva dos períodos determinados como (chuvosos e não chuvosos), incluindo a média, desvio padrão, coeficiente de variação, mínimo, máximo e Análise de Variância (ANOVA), considerando os períodos estudados, para os coeficientes de variação.

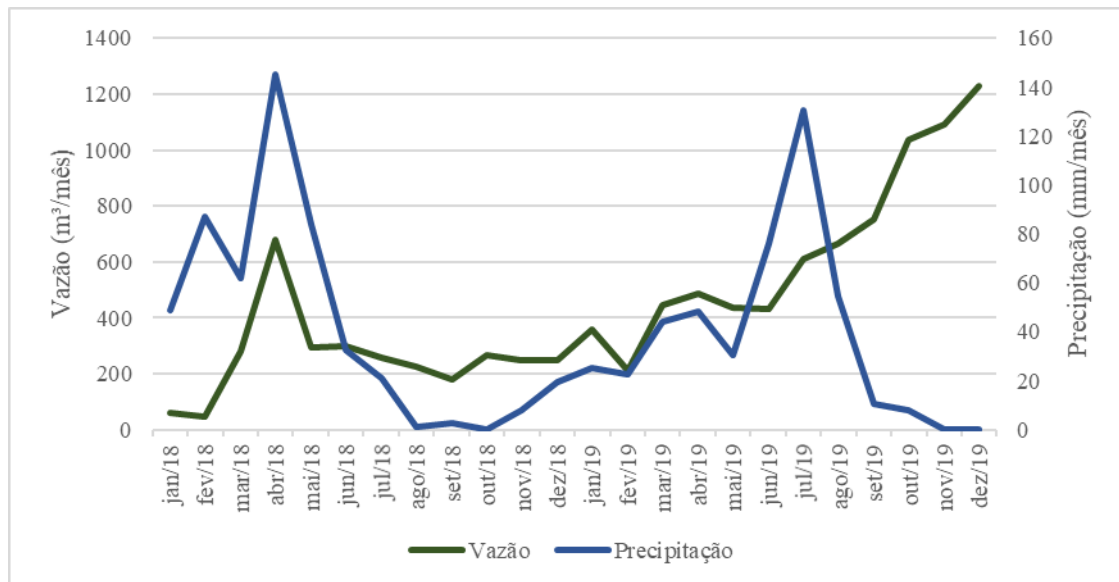
Em seguida foi realizada a Matriz de correlação e Análise de Componentes Principais (ACP), afim de conhecer a correlação desses parâmetros de forma numérica. Para a execução desses métodos, foram utilizados os *softwares Excel* (versão 2016) e *Statistica* (versão 12.0), respectivamente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 VAZÃO E PRECIPITAÇÃO

Apresenta-se na Figura 9, o comportamento entre a vazão do lixiviado e a precipitação pluviométrica local durante o período de janeiro de 2018 a dezembro de 2019.

Figura 9 - Comportamento da Vazão e Precipitação



Fonte: Autor (2020)

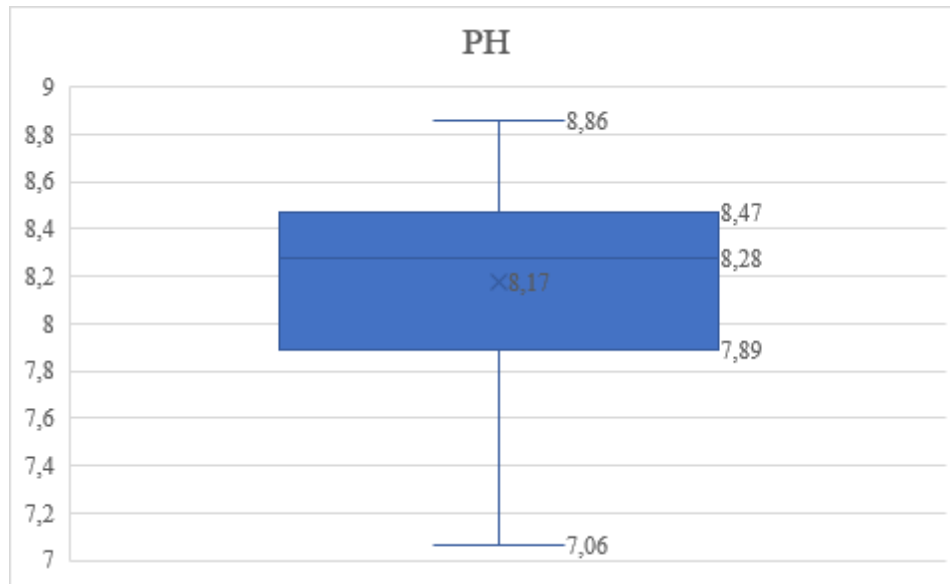
De modo geral, pode-se perceber que em meses de maior precipitação, como por exemplo, abril de 2018, junho e julho de 2019, a vazão também apresentou valores elevados. De acordo com Bhatt *et al.* (2017) a geração do lixiviado nos aterros sanitários tem uma significativa contribuição da infiltração das águas pluviométricas acumuladas no fundo dos aterros, o que também pode estar relacionado com a baixa compactação dos resíduos, e a insuficiência do sistema de drenagem de águas pluviais no interior das células (SOUTO, 2009).

Ainda na Figura 9, observa-se também que mesmo em meses de menor precipitação a vazão do lixiviado tende a aumentar, como ocorreu durante o período de junho de 2018 a maio de 2019, o que pode ser explicado pela umidade natural dos resíduos, infiltração das águas pluviométricas por caminhos preferenciais, assim como aspectos operacionais relacionados a recirculação do lixiviado nas células do aterro (KHATTABI *et al.*, 2002). Percebe-se também que após o mês de julho de 2019 a vazão do lixiviado gerado cresceu de forma gradativa cerca de 200%, isso ocorreu em consequência a maior recirculação de lixiviado nos meses anteriores e alta precipitação em julho de 2019 refletida posteriormente.

5.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Os valores observados para o pH do lixiviado *in natura* do ASCG variaram entre 7,06 a 8,86 durante o período de julho de 2017 a dezembro de 2019, estes estão representados na Figura 10.

Figura 10 - Box plot do pH



Fonte: Autor (2020)

Os resultados obtidos indicam características de um efluente básico e na fase metanogênica de degradação. Valores semelhantes aos encontrados nesta pesquisa foram observados por Zakaria (2017) ao estudar o lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de Alor Pongsu, Malásia, o qual apresentou uma faixa de pH variando entre 7,85 a 8,64, durante a fase metanogênica. Zailani (2017) obteve valores entre 7,9 a 8,3 para lixiviado do Aterro Sanitário de Johor, também nessa fase. Garcez (2009) e Silva (2015) também obtiveram valores próximos aos determinados nesta pesquisa ao analisarem o processo de biodegradação dos RSU da cidade de Campina Grande-PB, considerando um lisímetro que simulava uma célula de aterro sanitário

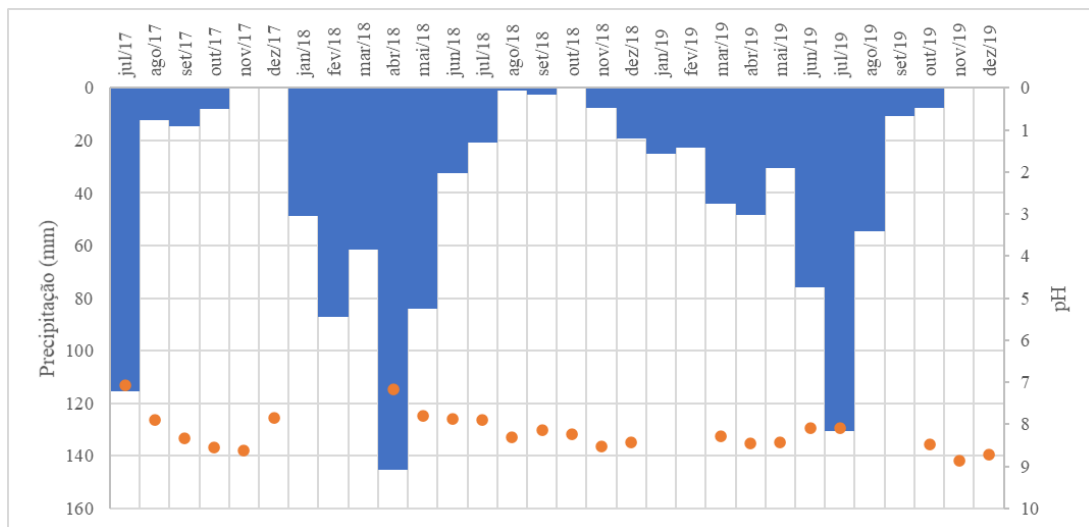
De acordo Tchobanoglous, Thiesen e Vigil (1993), a partir de 200 dias de aterramento dos resíduos nas células dos aterros sanitários, ocorre o processo de estabilização anaeróbia, nessa fase o pH apresenta valores entre a neutralidade e a basicidade. Faria e Mondelli (2020) estudou o comportamento de alguns parâmetros físico-químicos em águas subterrâneas contaminadas por lixiviado de aterro sanitário, encontrando valores de pH variando entre 4,25 e 8,23, durante 13 anos de monitoramento. O referido autor observou que esses valores aumentavam ao decorrer do tempo, devido processo de degradação dos resíduos ao longo dos anos (PEARSE, HETTIARATCHIA E KUMARB, 2018).

De acordo com Souto e Ponivelli (2007), quando o lixiviado apresenta pH entre 5,7 a 8,6 caracteriza-se a fase metanogênica de degradação. Já para Souto (2009) essa faixa de variação ainda pode ser maior, chegando até 9,2.

Nos estudos realizados por Rivera (2017) em um aterro com idade maior que 5 anos e características semelhante ao ASCG, o pH variou entre 7,55 a 8,49. Ou seja, aterros sanitários em idades intermediárias entre (2-5 anos), estão iniciando ou já se caracterizam no estágio metanogênico (Renou *et al.*, 2008; Kheradmand *et al.*, 2010; Rivera-Laguna *et al.*, 2013).

A Figura 11 representa o comportamento temporal do pH e da precipitação pluviométrica durante o período monitorado.

Figura 11 - Comportamento temporal do pH e da precipitação pluviométrica



Fonte: Autor (2020)

Pode-se notar resultados próximos a neutralidade para o pH observado durante julho de 2017 e abril de 2018, meses esses que obtiveram valores mais altos de precipitação, sendo 115,4 mm e pH 7,06 e 145,2 mm e pH 7,17, respectivamente. Ou seja, conforme a precipitação se elevou ocorreu a diluição do líquido, diminuindo assim o pH. Além disso, fatores operacionais também explicam a diminuição do pH nesses meses, como por exemplo o recém aterramento de resíduos. Segundo Castilhos Jr. *et al* (2003), quando novos resíduos são depositados, as bactérias acidogênicas liberam rapidamente concentrações de amônia, ácido láctico e ácidos graxos voláteis no meio, reduzindo os valores de pH. Porém, mesmo com valores mais baixos, esses resultados encontram-se acima de 7, uma vez que esse efluente é resultante da mistura de todo o lixiviado produzido no ASCG, reunindo lixiviados oriundos de resíduos de diferentes idades desde julho de 2015.

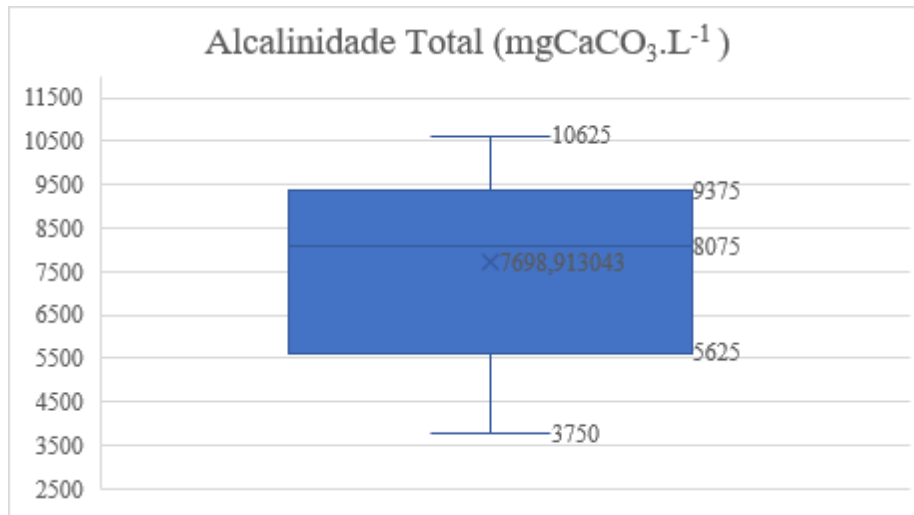
Apesar do mês de julho de 2019 ter apresentado um alto valor de precipitação (130,7 mm), não ocorreu diminuição do pH analisado, o que pode estar associado a fatores operacionais do próprio aterro, como a maior recirculação do lixiviado, aumentando o pH nas células de resíduos e refletindo no líquido gerado. Ou seja, nos meses anteriores a julho de 2019 a precipitação foi relativamente baixa, portanto, ocorreu maior recirculação. De acordo com M. Asce *et al.* (2016) a biodegradação dos RSU é aprimorada nos aterros por meio de recirculação ativa de lixiviado, aumentando assim o pH do meio.

A recirculação do lixiviado no ASCG ocorre em períodos secos e de menor precipitação, influenciando no lixiviado gerado, como ocorreu nos meses de novembro e dezembro de 2019, os quais apresentaram valores de pH de 8,86 e 8,71, e precipitação de 0 mm e 0,3 mm, respectivamente.

Vale ressaltar que, esse lixiviado não será encaminhado para corpos receptores d'água, mesmo que seus valores estejam de acordo com a Resolução CONAMA ° 430 (BRASIL, 2011), que tem como faixa permitida de pH valores entre 5 a 9.

5.4 ALCALINIDADE TOTAL (AT)

A AT do lixiviado *in natura* proveniente do ASCG variou no intervalo 3.750 a 10.625 mgCaCO₃.L⁻¹ (Figura 12). Esses valores estão de acordo com a fase metanogênica de degradação segundo Souto (2009), que constatou em seus estudos uma faixa de AT entre 125 a 20.200 mgCaCO₃.L⁻¹, para aterros sanitários brasileiros nessa fase. Carabalí-Rivera *et al.*, (2017), obtiveram valores próximos aos desta pesquisa ao analisarem um lixiviado *in natura* proveniente de um aterro sanitário com 5 anos de operação, tais resultados variaram entre 4.626 a 12.042 mgCaCO₃.L⁻¹. Resultados similares ao desta pesquisa também foram obtidos por Naveen *et al.* (2017).

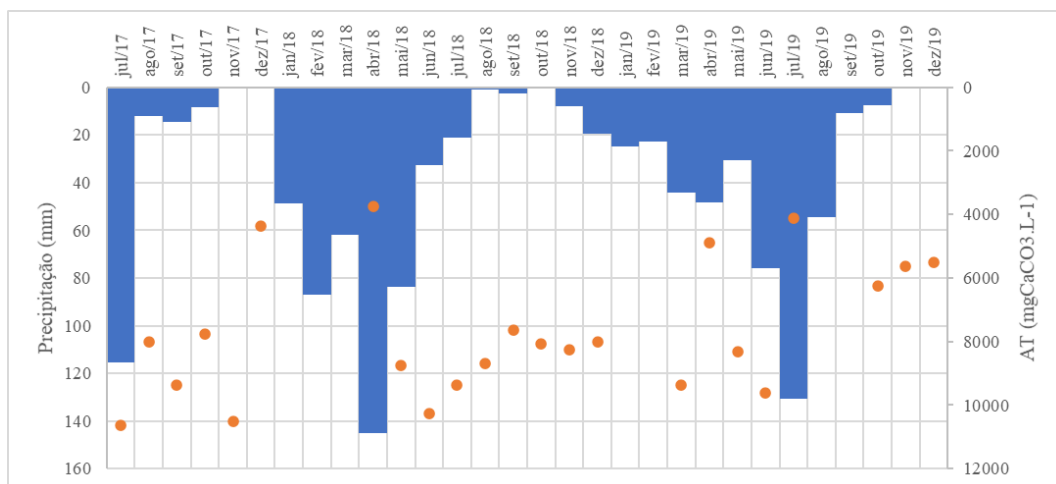
Figura 12. *Box plot* do pH

Fonte: Autor (2020)

De modo geral, os resultados observados para a AT do lixiviado *in natura* proveniente do ASCG foram considerados altos comparados as faixas mais prováveis encontradas na literatura brasileira, estando essas concentrações em média acima de 7.000 mgCaCO₃.L⁻¹ (SOUTO e POVINELLI, 2007). Elevados valores de AT são decorrentes, principalmente, das quantidades significativas de bicarbonato de amônio gerados pela decomposição bioquímica da fração orgânica presente na massa de RSU aterrada (NAVEEN *et al.*, 2017).

Na Figura 13, é possível observar o comportamento temporal da AT e da precipitação pluviométrica durante o período monitorado.

Figura 13 - Comportamento temporal da AT e da precipitação pluviométrica



Fonte: Autor (2020)

Apesar da grande variação das concentrações obtidas para esse parâmetro, verifica-se que, em alguns meses de maior precipitação as concentrações de AT reduziram, indicando a diluição do

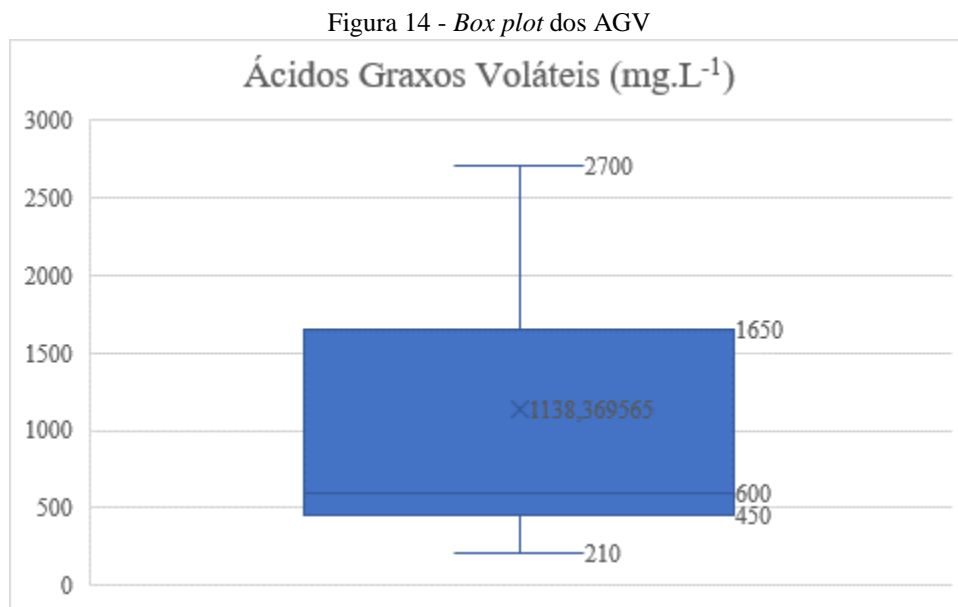
lixiviado. Santos Filho (2013) também verificou a redução desse parâmetro com a precipitação. Nesta pesquisa isso ocorreu nos meses de abril de 2018, e junho de 2019, onde as precipitações foram elevadas.

Como dito anteriormente, a recirculação do lixiviado no ASCG ocorre em dias sem incidência pluviométrica, ou seja, em períodos secos do ano, aumentando assim a concentração e explicando as elevadas concentrações de AT em alguns meses do período estudado.

Apesar de altos valores de AT influenciarem a toxicidade do lixiviado, a Resolução do CONAMA n°430 (BRASIL, 2011) não especifica as concentrações adequadas para o lançamento de efluentes.

5.5 ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS (AGV)

As concentrações obtidas para os AGV indicaram uma variação entre 210 a 5.700 mg.L^{-1} no lixiviado *in natura* do ASCG. Cabe ressaltar que na Figura 14 foram retirados os valores extremos (*outlier*).

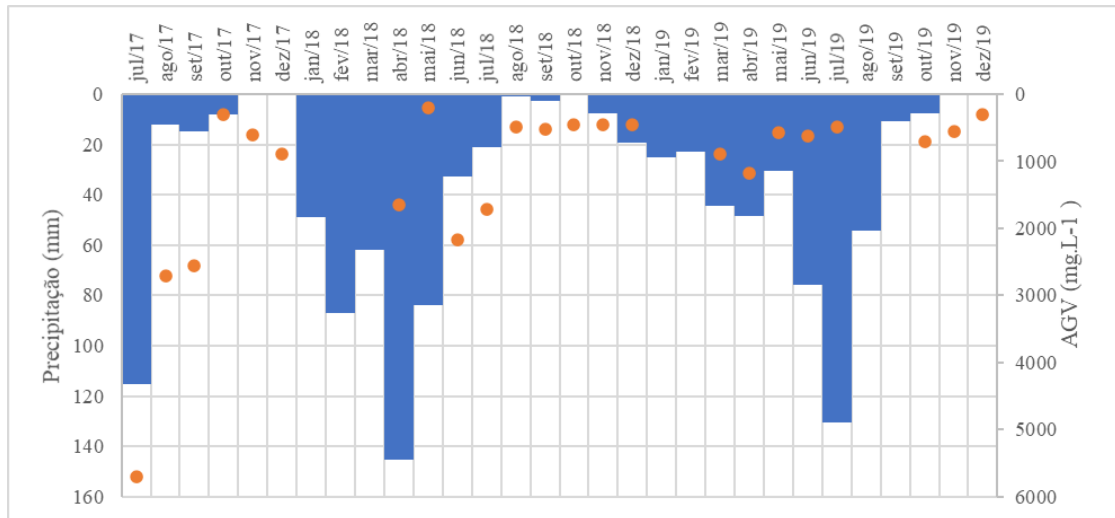


Fonte: Autor (2020)

De acordo com Contrera (2008) o lixiviado proveniente de aterros sanitários jovens costuma apresentar elevadas concentrações de AGV, como é o caso do ASCG que teve como média 1.135,36 mg.L^{-1} . Aires (2013), destaca que no início do processo de degradação dos RSU nos aterros, os AGV geralmente se acumulam no interior da massa de resíduos, através da ação de bactérias.

Na Figura 15, observa-se o comportamento temporal dos AGV e da precipitação pluviométrica durante o período monitorado.

Figura 15 - Comportamento temporal do AGV e da precipitação pluviométrica



Fonte: Autor (2020)

Observa-se na Figura 15 que os AGV não demonstraram um comportamento bem definido.

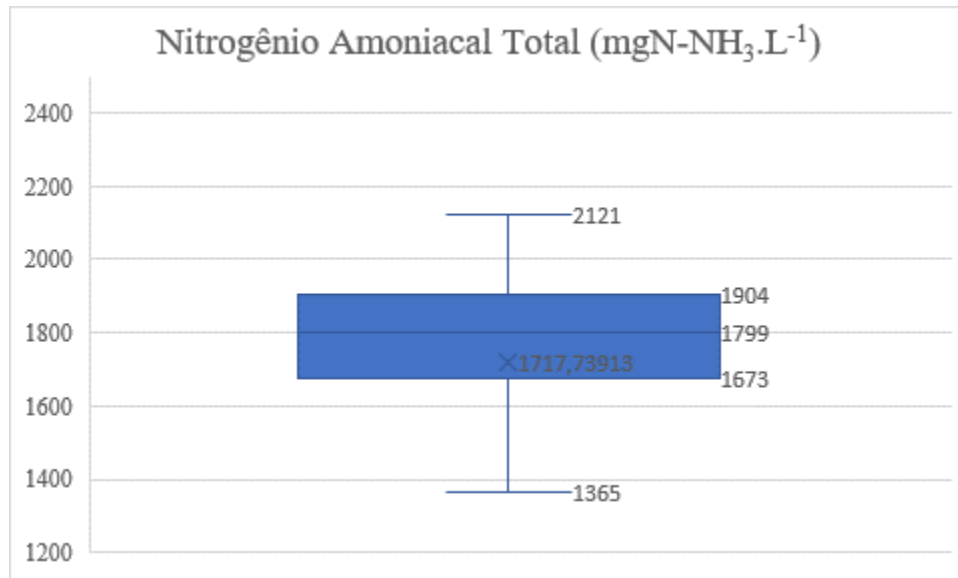
No mês de julho 2017, pode-se notar um aumento desse parâmetro, bem como uma elevada precipitação. De acordo com o autor Catapreta (2008), as concentrações de AGV em líquidos lixiviados, se maiores ou menores, podem também estar associadas às condições pluviométricas locais, pois em um estudo de sua autoria foi verificado que, em períodos chuvosos, os valores de AGV no lixiviado foram mais elevados que em períodos secos, o que pode estar relacionado a lixiviação da massa de resíduos.

Na Resolução nº 430 do CONAMA não consta VMP do parâmetro AGV no lançamento de efluentes em corpos hídricos.

5.6 NITROGÊNIO AMONÍACAL TOTAL (NAT)

O parâmetro NAT no lixiviado *in natura* proveniente do ASCG obteve valores que variaram entre 497 e 2.380 mgN-NH₃.L⁻¹, o que de acordo com o autor Souto (2009) indica que está ocorrendo a fase metanogênica de degradação. Cabe ressaltar que na Figura 16 foram utilizados valores médios e retirados os valores extremos (*outliers*).

Figura 16 - Box plot do NAT



Fonte: Autor (2020)

Zakaria *et al.* (2017) obteve em seus estudos concentrações de NAT entre 1040 e 1690 mgN-NH₃.L⁻¹ em um lixiviado já estabilizado proveniente de um aterro sanitário na Malásia.

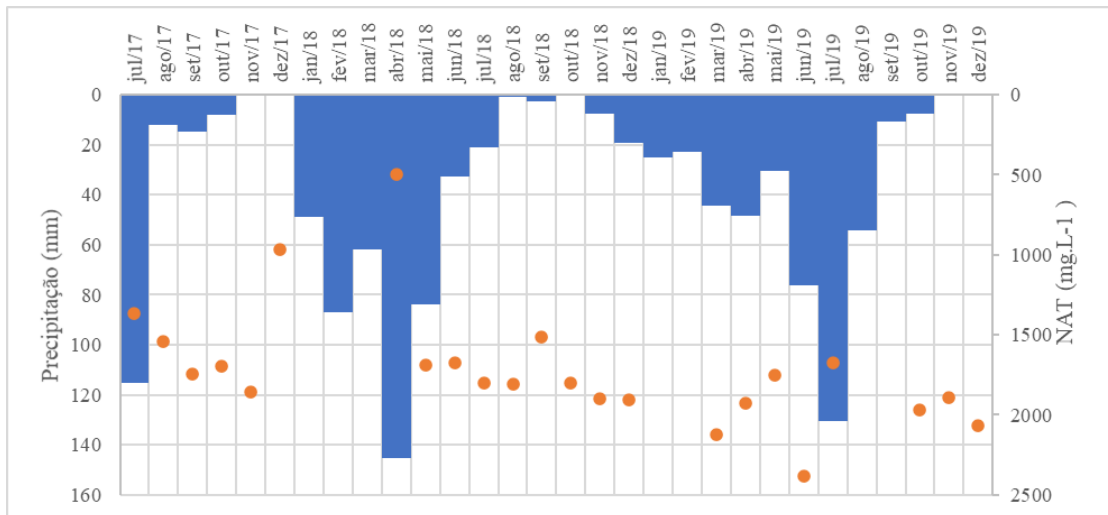
Para Kjeldsen *et al.* (2002) as concentrações de NAT podem variar de 500 até 2000 mgN-NH₃.L⁻¹ em lixiviado de aterro sanitário. Porém, Souto e Povinelli (2007) afirmam que essas concentrações podem chegar até 3.000 mgN-NH₃.L⁻¹ para lixiviados de aterros sanitários brasileiros. Cardilho (2006) observou valores de NAT entre 1500 e 3000 mg.L⁻¹ em aterros sanitários que operam a menos de 5 anos, o que pode ser comparado ao ASCG.

Kjeldsen *et al.* (2002) destaca que nos aterros sanitários 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.

Em geral, o comportamento temporário dos compostos nitrogenados inclui o aumento do NO²⁻ e NO³⁻ por meio de processos como oxidação, nitrificação e sorção realizadas por minerais de argila (Rivett *et al.* 2008; Vesilind *et al.* 2009; Huno *et al.* 2018). Faria e Mondelli (2020) encontrou valores de NAT aumentando no que se refere ao NO²⁻ em águas subterrâneas de ambientes próximos a um aterro sanitário.

A Figura 17 representa o comportamento temporal do NAT e da precipitação pluviométrica durante o período monitorado.

Figura 17 - Comportamento temporal do NAT e da precipitação pluviométrica



Fonte: Autor (2020)

Os elevados valores verificados para esse parâmetro físico-químico nos meses de novembro de 2017, março de 2019 e junho de 2019, podem estar relacionados as altas concentrações de AT também observados nesses meses. Felizola *et al.* (2006) também encontraram semelhanças entre esses parâmetros em sua pesquisa, isso ocorre devido a presença de bicarbonato de amônio, que é gerado pela decomposição bioquímica da fração orgânica presente na massa de resíduos aterrada (MAHAPATRA, CHANAKYA e RAMACHANDRA, 2011; NAVEEN *et al.*, 2017).

Os menores teores de NAT verificados ocorreram nos meses de dezembro de 2017 e abril de 2018. Essa redução pode ser justificada pelas mudanças ocorridas na operação do aterro, durante esses meses algumas operações estavam sendo realizadas nas células de resíduos através de escavações, o que pode ter causado o aumento de oxigênio no interior da massa aterrada, provocando assim, um aumento nas concentrações de nitrato e diminuindo as concentrações de NAT, além da precipitação elevada em abril de 2018.

Segundo Shahriari *et al* (2012) a recirculação de lixiviado *in natura* provoca o incremento dos teores de amônia nos resíduos. Por esta razão, nota-se que em períodos de menor precipitação, ocorrem maiores concentrações de NAT.

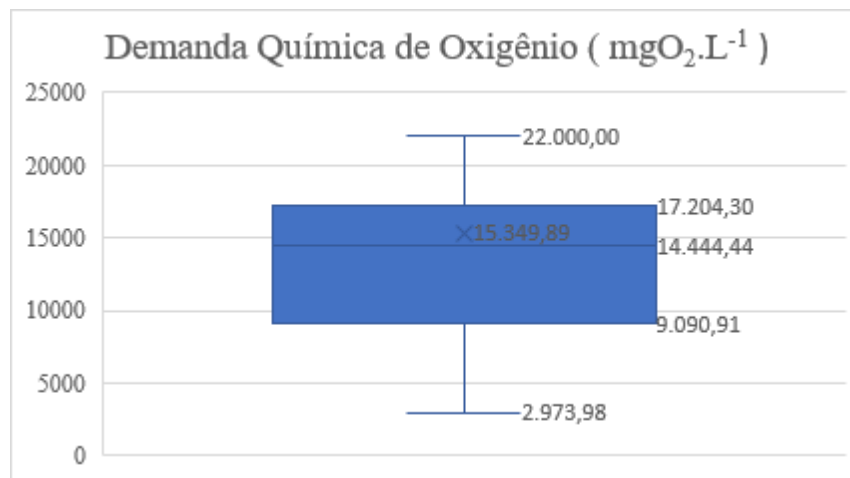
De acordo com o comportamento do pH, é possível indicar que a forma de NAT predominante no lixiviado *in natura* do ASCG é o íon amônio NH_4^+ , ou seja, a amônia ionizada e não tóxica (CAMPOS *et al.*, 2010). Isso se deve ao fato de que em valores próximos a neutralidade, a maior porcentagem de NAT encontra-se na forma desse íon (VON SPERLING, 1996).

Os resultados verificados nesta pesquisa são bem mais elevados do que o valor máximo permitido estabelecido pela Resolução nº 430 do CONAMA, que é de 20 mg.L^{-1} . Porém, é importante lembrar que esse lixiviado está *in natura*, e não se pretende descartá-lo no meio ambiente, visto que o mesmo necessita de um tratamento adequado.

5.7 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Para a DQO do lixiviado *in natura* estudado foi possível observar concentrações que variaram entre 2.973,98 a 49.390,20 $\text{mgO}_2\text{.L}^{-1}$. A Figura 18 representa o *box plot*, com médias, das concentrações obtidas, retirando os valores extremos (*outliers*).

Figura 18 - *Box plot* do DQO

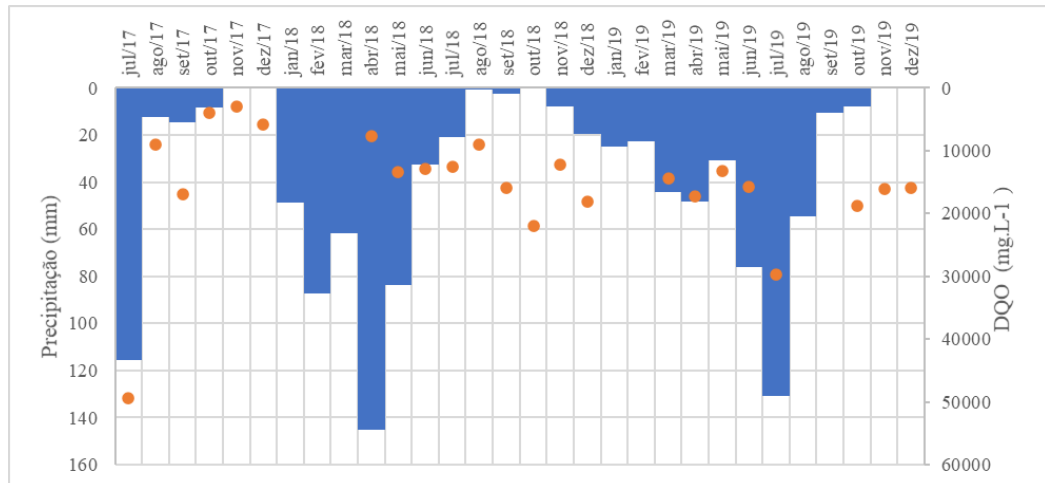


Fonte: Autor (2020)

Segundo Souto e Povinelli (2007), as faixas mais prováveis para DQO nos lixiviados de aterros sanitários brasileiros são entre 190 a 22.300 $\text{mgO}_2\text{.L}^{-1}$. Portanto, os resultados obtidos no presente estudo apresentaram alto valores de DQO, afirmando indiretamente a presença de elevadas concentrações de matéria orgânica no meio. De acordo com Ribeiro *et al.* (2016) o conhecimento da DQO permite compreender o processo evolutivo de degradação biológica da matéria orgânica, assim, é provável que, ao decorrer do tempo ocorra a digestão anaeróbia dos RSU nos aterros sanitários, fazendo que os altos níveis de DQO diminuam (CONTRERA *et al.*, 2014). Porém no lixiviado estudado essa diminuição não ocorreu de forma significativa, visto que essa diminuição pode ser melhor observada em maiores períodos de monitoramento.

Referindo-se ao comportamento da DQO e da precipitação pluviométrica, observa-se na Figura 19, que durante os meses estudados os valores obtidos variaram bastante, dificultando um esclarecimento mais nítido sobre a influência de fatores externos.

Figura 19 - Comportamento temporal da DQO e da precipitação pluviométrica



Fonte: Autor (2020)

De acordo com Souto (2009) quantidades significativas de matéria orgânica se dissolvem na água de percolação, e resultam em um lixiviado com altas concentrações de DQO.

Segundo Ribeiro *et al.* (2016), o pH e a DQO permitem acompanhar o processo evolutivo da degradação biológica da matéria orgânica e estabilização da massa de RSU.

De modo geral, a DQO do lixiviado *in natura* proveniente do ASCG não diminuiu ao decorrer do tempo de monitoramento, o que pode ser justificado pela recirculação do lixiviado, incrementando mais concentrações de matéria orgânica no meio, bem como o aterramento de novos resíduos e o curto período de monitoramento.

Nos estudos realizados por Fei *et al.* (2015), a concentração de DQO no lixiviado aumentou após a recirculação do líquido e atingiu seu valor máximo em 40 dias. Essa concentração corresponde ao acúmulo e consumo de compostos orgânicos solúveis no lixiviado por microrganismos.

Em alguns meses de maior precipitação como por exemplo, julho de 2017 e julho de 2019 foram observados o aumento da DQO, o que também ocorreu no estudo realizado por Scheneider (2010), no Aterro Sanitário de Lajeado-RS. O referido autor atribuiu o fato ao carregamento de mais sólidos com matéria orgânica das células de disposição ao lixiviado no período de maior precipitação. Bhala e JH (2013) também obtiveram resultados semelhantes ao

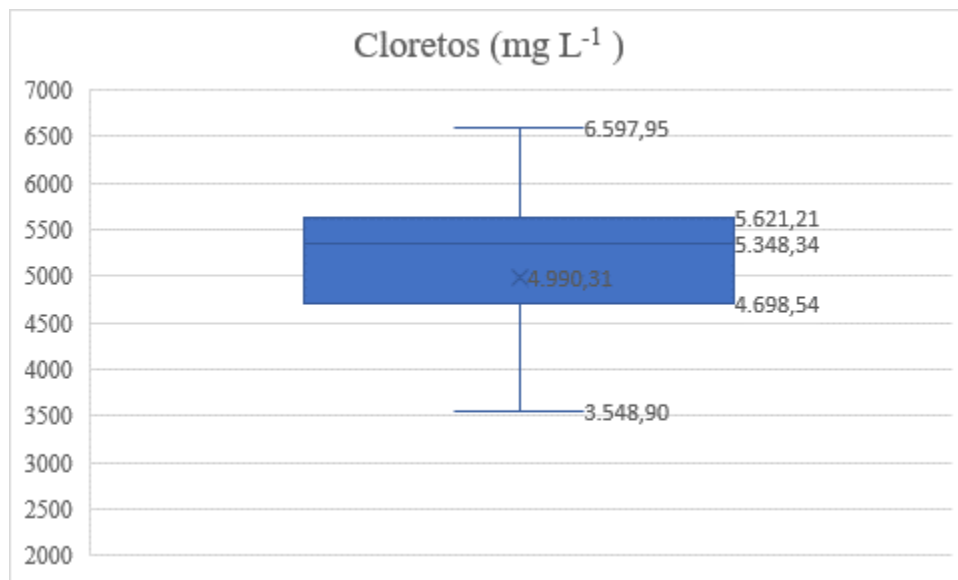
encontrados nessa pesquisa constatando essa mesma situação durante a estação chuvosa, onde os valores de DQO aumentaram.

A Resolução do CONAMA nº 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.

5.7 CLORETOS (CL)

A Figura 20 representa o *Box plot* dos íons CL, com médias e sem os pontos extremos (*outliers*).

Figura 20 - *Box plot* CL



Fonte: Autor (2020)

O valor máximo e mínimo para esse parâmetro durante o tempo de monitoramento foi de 1.499 a 6.597,95 mg L⁻¹, respectivamente. De acordo com Deng e Englehardt (2007), a concentração de CL pode variar entre 200 a 3000 mg.L⁻¹ para aterros jovens de 1 a 2 anos, diminuindo de 100 a 400 mg/L em aterros mais antigos. Porém Bowman *et al.* (2002) encontrou concentrações na faixa de 8.000 mg.L⁻¹ em um aterro sanitário em Sidney, Austrália, com mais de 5 anos de operação.

O autor Coelho *et al.* (2005) afirmou em seus estudos que essa faixa pode variar de 30 a 5.000 mg/L. Com isso, os resultados observados para o lixiviado do ASCG foram considerados altos, e corroboram com os encontrados por Leite (2008) e Garcez (2009) em biorreatores.

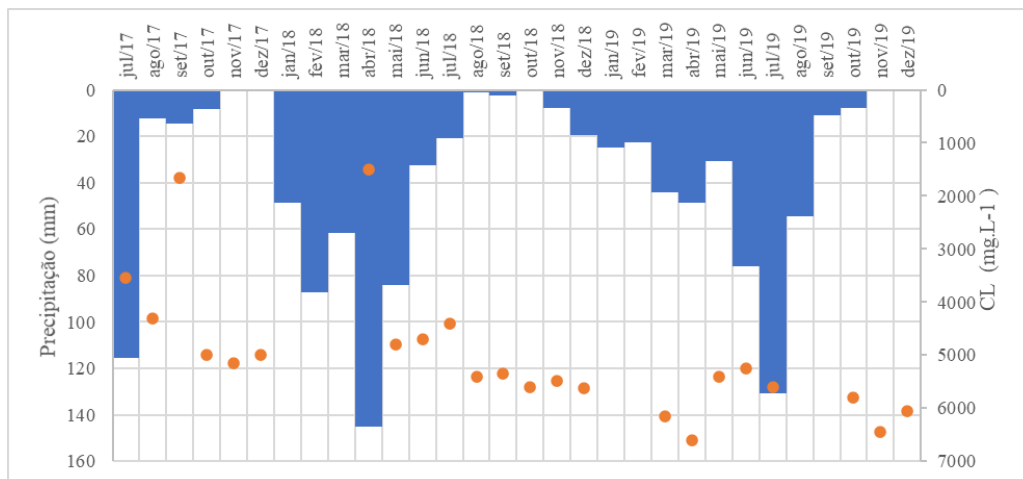
Vasconcelos *et al.* (2017) coletou amostras de lixiviados de um aterro controlado com 22 anos de operação, a fim de testar diferentes tipos de tratamento, e encontrou resultados de CL que variaram entre 791 mg/L e 1732 mg/L, ou seja, a variação das concentrações físico-químicas depende de diversos fatores.

Gomes *et al.* (2018) analisou alguns parâmetros físico-químicos para o lixiviado gerado pelo aterro sanitário em Campina Grande, Paraíba, Brasil, dentre esses parâmetros observou-se que as concentrações de CL foram bastante variáveis ao longo do período de análise, esses valores oscilaram numa faixa de 2.699 a 6.598mg/L, porém com uma tendência ao aumento durante o período de monitoramento.

Em estudos, Carabalí-Rivera *et al.* (2017) verificaram que altas concentrações de CL estão relacionadas com o potencial tóxico do lixiviado. Isso concorda com as descobertas de Isidori *et al.* (2003) e Öman *et al.* (2008), que afirmaram que altas concentrações de CL são perigosas para a águas doces e organismos aquáticos. De acordo com Lin *et al.* (1999) altas concentrações de CL ou alcalinidade podem agir como “sequestrantes” da radical hidroxila, e interferir em alguns processos de tratamento de lixiviado.

A Figura 21 representa o comportamento temporal dos CL e da precipitação pluviométrica durante o período monitorado.

Figura 21 - Comportamento temporal dos CL e da precipitação pluviométrica



Fonte: Autor (2021)

Quando se refere a influência da precipitação na análise do comportamento temporal dos íons CL pode-se notar que não ocorreu um comportamento bem definido entre as variáveis.

Porém no mês de abril de 2018 observa-se a diminuição das concentrações de CL justamente devido a maior precipitação, o que pode ser justificado pela facilidade da lixiviação e à alta solubilização do íon cloreto.

Em períodos de menor precipitação e maior recirculação esses valores permanecem elevados devido ao incremento de íons no meio, os quais não são degradados biologicamente.

A legislação do CONAMA nº430 também não dispõe de VMP para esse parâmetro.

5.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

5.3.1 Estatística descritiva

As Tabelas 3 e 4 apresentam, respectivamente, uma análise estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos para o lixiviado *in natura* do ASCG, durante todo período de monitoramento, divididos em período não chuvoso e período chuvoso, considerando valores acima da mediana calculada da precipitação, como chuvosos e abaixo da mediana como não chuvoso. A mediana foi escolhida para que os valores extremos não fossem tão influentes, portanto, a mediana da precipitação nos meses durante o período de monitoramento foi 14,7mm.

Tabela 3 - Variáveis estatísticas para o período não chuvoso

Parâmetro	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Coefficiente de Variação
pH	8,37	0,31	8,86	7,84	3,73%
AT	7330,68	1655,84	10500	4375	22,59%
AGV	726,14	644,93	2700	300	88,82%
NAT	1726,45	288,65	2065	966	16,72%
DQO	11982,44	5972,00	22000	2973,98	49,84%
Cloretos	5414,66	549,38	6448	4298,67	10,15%

Fonte: Autor (2020)

Tabela 4 - Variáveis estatísticas para o período chuvoso

Parâmetro	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Coefficiente de Variação
pH	8,05	0,37	8,46	7,17	4,65%
AT	7643,75	2317,74	10250	3750	30,32%
AGV	994,50	621,66	2175	210	62,51%
NAT	1740,90	466,51	2380	497	26,80%
DQO	15499,21	5476,86	29738,56	7638,89	35,34%
Cloretos	5000,74	1325,97	6597,95	1499,54	26,52%

Fonte: Autor (2020)

De acordo com as variáveis estatísticas obtidas, percebe-se que há uma grande variabilidade nos dados coletados durante todo período monitorado, como por exemplo para os

parâmetros AGV e DQO, que em ambos períodos (não chuvoso e chuvoso) obtiveram valores altos de coeficiente de variação quando comparados aos outros parâmetros, concordando com os autores Souto e Povinelli (2007), que também encontraram, em estudos realizados para aterros sanitários brasileiros, uma grande faixa de variação existente nas concentrações desses parâmetros.

Araújo (2019) observou resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa ao estudar a estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos no Aterro Sanitário de Maceió, também dividindo nesses dois períodos específicos. O autor encontrou um maior coeficiente de variação do parâmetro NAT em período chuvoso, e menor desvio padrão e coeficiente de variação para o pH.

Ao comparar as Tabelas 3 e 4 observa-se que parâmetros como (pH, NAT e CL) tiveram médias menores em períodos considerados chuvosos, já (DQO e AGV) médias maiores nesse mesmo período.

A grande variabilidade encontrada entre os parâmetros físico-químicos pode ser atribuída as diversas outras características inerentes ao próprio aterro, como por exemplo a recirculação, o aterramento de novos resíduos e as diversas fases de degradação que ocorrem simultaneamente nas células.

5.3.2 Análise de Variância (ANOVA)

Foi realizada a ANOVA a partir das médias desses valores com nível de significância de 5%, (Tabela 5).

Tabela 5 - ANOVA da média dos parâmetros físico-químicos.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	valor-P
	1691120		1691120	0,82992
Entre grupos		1		
Dentro dos grupos	2,75E+08	8	34331828	
	2,76E+08			
Total		9		

SQ= SOMA QUADRÁTICA
gl= grau de liberdade
MQ= MÉDIA QUADRÁTICA
Fonte: Autor (2020)

Portanto, de modo geral, como valor-P foi maior que o nível de significância (5%), há evidências estatísticas que as médias não diferem. Assim, é possível afirmar que não ocorreu mudanças entre o período chuvoso e não chuvoso, ou seja, ocorreu a influência da precipitação de forma pontual em alguns meses, sendo essas alterações também explicadas por outros fatores externos, já mencionados anteriormente.

Também foi realizada uma análise acerca da amplitude dos parâmetros físico-químicos durante os dois períodos analisados (Tabela 4), confirmando o que foi mencionado, uma vez que se observa valores próximos para a maioria das amplitudes calculadas quando comparados ambos períodos (chuvoso e não chuvoso), com exceção dos cloretos que teve uma variação de amplitude comparando os dois períodos maior.

Tabela 6 - Amplitude de ambos períodos.

	Amplitude (não chuvoso)	Amplitude (chuvoso)
pH	1,29	1,02
AT	6500	6125
AGV	1965	2400
NAT	1883	1099
DQO	22099,67	19026,02
CL	5098,41	2149,33

Fonte: Autor (2020)

5.8 MATRIZ DE CORRELAÇÃO

A matriz de correlação pretende, de forma numérica, relacionar duas variáveis quantitativas por vez. Ou seja, quando o valor de uma variável aumenta ou diminui, altera-se também a outra variável correlacionada, de forma inversa ou proporcional. Os coeficientes de correlação das matrizes variam de +1 a -1, e esses coeficientes são utilizados para interpretação dos dados (LIU *et al.*, 2016). Quanto mais próximo de 1, seja positivo ou negativo, tem-se uma associação forte, ou seja, maior a correlação (PAIVA, 2009). Segundo Callegari-jacques (2003), o coeficiente de correlação pode ser avaliado qualitativamente da seguinte forma:

se $0,00 < r < 0,30$, existe fraca correlação;

se $0,30 \leq r < 0,60$, existe moderada correlação;

se $0,60 \leq r < 0,90$, existe forte correlação;

se $0,90 \leq r < 1,00$, existe correlação muito forte.

Analisando a matriz de correlação apresentada na Tabela 3, observa-se que os resultados sugerem existir correlações fracas, moderadas e fortes.

Tabela 7 - Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos estudados

	Tempo (dias)	pH	Alcalinidade e	NAT	Cloreto s	AGV	DQO	Precipitação o
Tempo (dias)	1							
	0,5194							
pH	4	1						
Alcalinidade e	-	-	1					
	0,3877	0,0681						
	0,5279	0,6801						
NAT	5	2	0,39633993	1				
	0,6571	0,6417		0,6294				
Cloreto s	2	9	-0,1224092	9	1			
	-							
AGV	0,5478	-0,662	0,33103212	-0,335	-0,5608	1		
	0,1031	-		0,0594		0,5793		
DQO	7	0,3542	0,0989786	1	-0,0228	8	1	
Precipitação o	-	-		-		0,3517	0,4615	
	0,0409	0,6909	-0,1774419	0,3779	-0,4	3	9	1

Fonte: Autor (2020)

Normalmente, ao decorrer do tempo de aterramento dos resíduos no interior das células dos aterros sanitários, ocorrem as diversas fases de degradação da matéria orgânica, e, conseqüentemente, acontece o aumento do pH (RIBERIO *et al.*, 2016). Portanto, a correlação obtida entre o pH e a variável tempo foi moderada, com resultado acima de 0,51. Moreira (2018) afirma que qualquer alteração estrutural na célula de RSU também pode influenciar diretamente o processo de degradação e sua duração, refletindo dessa forma no pH do lixiviado.

Ainda referindo parâmetro pH nota-se que ocorreu uma forte correlação positiva com os parâmetros NAT e CL, e também uma forte correlação negativa com os AGV e a precipitação. A correlação negativa com AGV é consequência da presença de ácidos, já com a precipitação pode ser explicada pela diluição do líquido lixiviado.

Outra correlação considerada forte ocorreu entre o parâmetro CL e a variável tempo, concordando com Gomes *et al.* (2018), que afirma que esses íons não são facilmente degradáveis e aumentam ao decorrer do tempo.

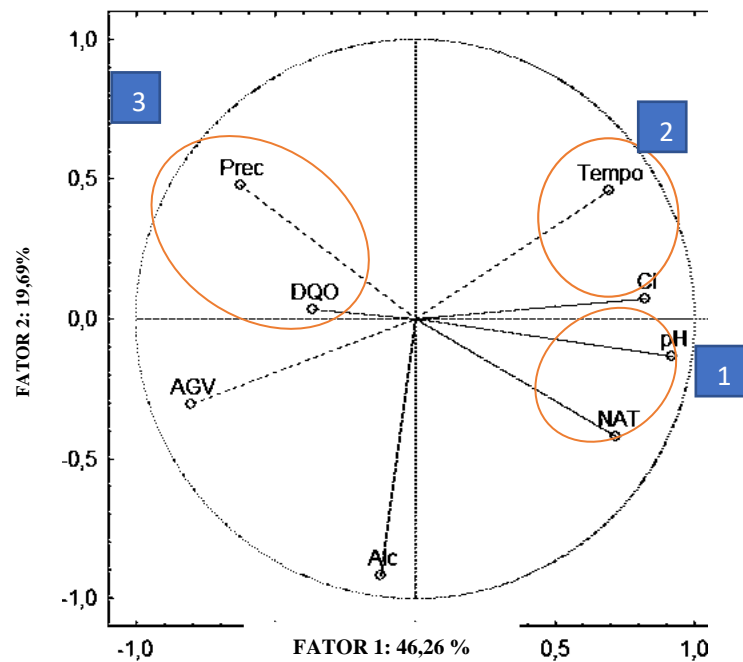
Deve-se compreender que os parâmetros sempre variam de acordo com diversos fatores. Portanto, interferências como a precipitação, recirculação, aterramento de novos resíduos e etc., influenciam direta ou indiretamente nas correlações entre as variáveis estudadas.

5.9 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

A técnica estatística conhecida como Análise de Componentes Principais (ACP) é uma ferramenta que descreve a estrutura de variância e covariância de um conjunto de variáveis ou dimensões, por meio de combinações lineares dos membros desse conjunto, ou seja, ela simplifica de forma linear um conjunto de dados em um novo sistema de coordenadas (MARIANO, 2008).

A Figura 22 ilustra a ACP dos parâmetros físico-químicos, e suas relações por meio da formação de grupos compostos com as variáveis que possuem comportamentos semelhantes. Com isso, verifica-se que a projeção das variações nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 65,95% (Fator 1 = 46,26 % e o Fator 2 = 19,69 %) da variabilidade do processo.

Figura 22 - Análise de Componentes Principais



Fonte: Autor (2020)

Conforme apresentado na Figura 22, pode-se observar que os parâmetros pH e NAT formaram um grupo (grupo1), que tem como semelhança o aumento da concentração em função do processo biodegradativo (EHRIG,1988). Diferentemente da DQO que se apresentou oposta a esses parâmetros e próxima a variável precipitação formando o grupo 3, apesar da grande variabilidade desse parâmetro, o mesmo sofreu maior influência no período de maior precipitação.

Devido a influência pontual em alguns meses da precipitação em parâmetros físico-químicos como pH, NAT e CL no lixiviado *in natura* do ASCG, observa-se que esses foram opostos a essa variável.

Bosco (2008) e Alves e Bertolo (2012) observaram em seus estudos que o comportamento da DQO foi inverso ao do pH, ficando em lados opostos da ACP, no eixo das abscissas (Fator 1), bem como afirmaram que os AGV, também tiveram esse comportamento em relação ao pH.

Os íons CL formaram um grupo (grupo 2) com a variável tempo, visto que esses íons não são reduzidos ao longo processo biodegradativo.

6 CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos percebeu-se um aumento na vazão do lixiviado gerado com aumento da precipitação pluviométrica. E através do estudo da evolução temporal dos parâmetros observou-se características de um lixiviado na fase metanogênica de degradação, com altos valores de carga orgânica, representados pela DQO, bem como elevadas concentrações de CL.

De modo geral, a composição do lixiviado sofreu influência de diversos fatores, como por exemplo, da precipitação, mesmo que de forma pontual em alguns meses, da recirculação e aterramento de novos resíduos.

Com o estudo do valor-P foi possível afirmar que não ocorreu mudanças entre o período chuvoso e não chuvoso, ou seja, ocorreu a influência da precipitação de forma pontual em alguns meses, sendo essas alterações também explicadas por outros fatores externos. Além desse estudo estatístico percebeu-se correlações fracas, moderadas e fortes entre alguns parâmetros, e a formação de três grupos no estudo de componentes principais, durante o período de monitoramento.

O lixiviado estudado apresentou características semelhantes com aqueles normalmente descritos na literatura, visto que seus parâmetros se posicionaram em faixas condizentes. Vale ressaltar que esse subproduto não será diretamente descartado no meio ambiente, e o mesmo necessita de tratamento adequado que viabilize junto ao seu monitoramento técnicas eficientes de remoção de contaminantes, buscando sempre um custo acessível e viável para as condições locais.

7 PERSPECTIVAS FUTURAS

A presente pesquisa sugere aos estudos futuros dar continuidade ao monitoramento do lixiviado do ASCG, com a mesma periodicidade, durante os próximos anos, bem como realizar análises de uma maior quantidade de parâmetros, incluindo os metais pesados presentes.

Pode-se também avaliar o efeito da recirculação do lixiviado no interior da massa de resíduos em termos de quantidade recirculada, periodicidade e composição.

Além da necessidade de estudar métodos eficazes de tratabilidade para o lixiviado, assimilando parâmetros físico-químicos, características dos resíduos e operacionais do aterro.

REFERÊNCIAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil – 2020**. São Paulo, 2020.

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 25 mar. 2020.

AIRES, K. O. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de Resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande–PB**. 2013. 118 p. Centro de Tecnologia de Recursos Naturais Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

ALCÂNTARA, P.B.; JUCÁ, J. F. T. **Recalque em aterros: Influência da composição dos resíduos sólidos urbanos, do clima e da biodegradação**. Geotecnia, nº 118, p.15-42, 2010.

ALVES C. F. C; BERTOLO R. A. **Geoquímica de águas subterrâneas impactadas por aterros de resíduos sólidos**. Águas Subterrâneas 26(1), 2012.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: Ed. APHA, 2017. 1496 p.

ARAÚJO, L. G. S. **AVALIAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: geração e tecnologias de tratamento**. 2019 111 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental.) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.

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.

BOSCOV, M, E, G.; **Geotecnia Ambiental**. Oficina de textos. São Paulo, 2008.

BOWMAN, D.C., CHERNEY, C.T., RUFTY JUNIOR, T.W. Fate and transport of nitrogen applied to six warm-season turfgrasses. *Crop Science*, v.42, p.833-841, 2002.

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://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> Acesso em: 06 de nov. 2019.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. (2003) *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artemed. 255p, 2003.

CAMPOS, D. C., LEITE, V. D., LOPES, W. S., RAMOS P. C. A. **Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado**. *TECNO-LÓGICA*, v. 14, n. 2, p. 52-60, 2010.

CARABALÍ-RIVERA, Y. S.; BARBA-HO, L. E.; TORRES-LOZADA, P. Determination of leachate toxicity through acute toxicity using *Daphnia pulex* and anaerobic toxicity assays. **Ingeniería e Investigación** vol. 37 p. 16-24, 2017.

CARDILHO, L. **Os processos de tratamento dos poluentes**. Revista Limpeza Pública, N. 62, p. 26-27, 2006.

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.

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.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMOES, G. F. **Evaluation of the relation between precipitation and leachate flow in an experimental sanitary landfill**. In: Congreso Interamericano Aidis, 21., 2008, Santiago. Anais... Santiago – Chile, p. 12-15, 2008.

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, p. 327, 2011.

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

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados**. 2005. 159 fls. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

COELHO, H.M.G.; LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C.F.A.; VIANA, D.F. **Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Anais... Campo Grande. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

COLVERO, D. A., ALMEIDA, M. G., GOMES, A. P., PFEIFFER, S. C. **Aterro Sanitário de Goiânia: Uma Identidade Territorial e a Vulnerabilidade e Exclusão Social da População do seu Entorno**. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 14, n. 2, p. 03-20, jul./dez. 2017.

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 44 Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14., 2009, Natal. Anais... 2009, São José dos Campos: INPE, 2009. p. 5717-5724.

DAJÍĆ, A., MIHAJLOVIĆ, M., JOVANOVIĆ, M. *et al.* **Projeto do aterro: necessidade de melhoria dos requisitos de proteção da água e do solo na Diretiva de Aterros Sanitários da EU**. *Política da Clean Techn Environ* **18**, 753–764 (2016).

DAUGHNEY, CJ, RAIBER, M., MOREAU-FOURNIER, M. **Uso de análise de agrupamento hierárquico para avaliar a representatividade de uma rede de monitoramento da qualidade**

da água subterrânea de linha de base: comparação dos programas nacionais e regionais de monitoramento de água subterrânea da Nova Zelândia. *Hydrogeol J* 20, 185–200 (2011).

FARIA, G. M. M., MONDELLI, G. Temporal behavior analysis of leachate contamination in a tropical landfill . **Environmental Science and Pollution Research**, 2020.

DENG, Y.; Englehardt, J. D. Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment, **Waste Management**, Volume 27, Issue 3, Pages 380-388, 2007.

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

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management*, 22(3), 269-282, 2002.

FEI, X.; ZEKKOS, D. Coupled experimental assessment of physico-biochemical characteristics of municipal solid waste undergoing enhanced biodegradation. **Géotechnique**, v. 68, n. 12, p. 1031–1043, dez, 2018.

FEI, X; ZEKKOS, D. P.E. **The Influence of Waste Composition on the Physico-Biochemical-Hydraulic Characteristics of the Degradation Process of Municipal Solid Waste.** Geo-Chicago 2016 GSP 271, p. 297-306, 2016.

FEI, X., ZEKKOS, D., and RASKIN, L. "Archaeal community structure in leachate and municipal solid waste is correlated to the methane generation and volume reduction during biodegradation of municipal solid waste." *Waste Management*, 36, 184-190, (2015).

FELIZOLA, C. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. **Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**, *Agropecuária Técnica* • v.27, n.1, 2006.

FRANKE-WHITTLE, Ingrid H. et al. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. **Waste management**, v. 34, n. 11, p. 2080-2089, 2014.

GAO, J., OLOIBIRI, V., CHYS, M., AUDENAERT, W., DECOSTERE, B., He, Y., LANGENHOVE, VAN, H., DEMEESTEREE, K., VAN HULLE, S.W.H., 2015. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. **Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.** 14, 93e122, 2015.

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

GHOST P.; THAKUR I. S.; KAUSHIK A. **Bioensaios para avaliação de risco toxicológico de lixiviado de aterro: uma revisão.** *Ecotoxicol. Environ. Saf*, 141, pp. 259 – 270 , 2017.

GOMES, N. A. **Análise da Toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do aterro sanitário em Campina Grande.** (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 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.

GOMES, B. C. V.; KUMMER, G.; PEREIRA, M. M.da S.M.; Potencial toxicológico de metais presentes em solos de cemitérios de Santa Maria - RS. *Revista Ambiente e Agua*, Taubaté, v. 11, n. 1, p. 145-155, 2016.

HUNO, S. K. M. **Nitrate removal from groundwater: a review of natural and engineered processes.** *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 2018.

INSA.

KHATTABI, H.; ALEYA, L.; MANIA, J.; Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. *Waste Management and Research*. v. 20, p. 357–364, 2002.

KHERADMAND, S., KARIMI-JASHNI, A., SARTAJ, M. (2010). Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. *Waste Management*, 30 (6), 1025–1031, 2010.

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

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

KUMAR, D., ALAPPAT, B. J. Analysis of leachate pollution index and formulation of sub-leachate pollution indices, *Waste Management and Research*. vol. 23, no. 3, pp. 230–239, 2005.

LANGE, L.C.; AMARAL, M. C. S. **Geração e características do lixiviado.** In: GOMES, L. P. G. (Coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, p. 26 – 59, 2009.

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.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB.** 2008. 220 fls. Dissertação (Mestrado em 45 Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

LIN, SHENG H.; LIN, C. M.; LEU, H. G. Operating characteristics and kinetics studies of surfactant wastewater treatment by Fenton oxidation. *Water Research*, v. 33, n. 7, p. 1735-1741, 1999.

LINS, E.A.M.; LIMA, M.A.G.A.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. **Monitoramento de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Chorume – Aterro da Muribeca.** In: ANAIS DO VIGÉSIMO TERCEIRO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. Mato Grosso do Sul: Campo Grande, 2005.

LIU J, TANG W, CHEN G, LU Y, FENG C, Tu XM. Correlation and agreement: overview and clarification of competing concepts and measures. *Shanghai Arch Psychiatry*., 2016.

M.ASCE1 ; and D. Zekkos, M.ASCE, P.E.2 . The Influence of Waste Composition on the Physico-Biochemical-Hydraulic Characteristics of the Degradation Process of Municipal Solid Waste. **Arizona State Univ . Geo-Chicago 2016 GSP**, pg. 271, 2016.

MAHAPATRA, D. M.; CHANAKYA, H. N.; RAMACHANDRA, T. V. **Role of macrophytes in sewage fed urban lake**. Institute of Integrated Omics and Applied Biotechnology, v. 2, n. 8, p. 1-9, 2011.

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

MARQUES JUNIOR, F. A. F., (2020), **Condições intervenientes na geração de biogás de resíduos recém dispostos em aterro sanitário e com um ano de aterramento**. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, 2020.

MARIANO, M. O. H.; **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólidos**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. 243p. ,2008.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill – Engineering and Design**. Prentice Hall, Inc. p. 521, 1995.

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

MEULENBELT, J. *Ammonia*. *Medicine*, v.35, n. 11 ; p. 583-584 , 2007.

MOHAMMAD-PAJOOH, E.; WEICHHREBE, D.; CUFF, G. **Municipal landfill leachate characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with deammonification – A full scale survey**. *Journal of Environmental Management*, v. 187, p. 354–364, 2017.

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

MOREIRA, F. G. S. **Emissões fugitivas de biogás em Células de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, p. 90, 2018.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de lixiviados de Aterros Sanitários**. 2008. 131 fls. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M. M. P.; COSTA B. F.; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista TECCEN**, v. 6, n. 1, p. 05-12, 2015.

NAVEEN, B. P., MAHAPATRA, D. M., SITHARAM, T. G., et al., **“Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate”**, *Environmental Pollution*, v. 220, pp. 1-12, 2017

ÖMAN, C., JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates- 400 parameters and compounds. **Waste Management**, 28 (10), 1876-1891, 2008.

- PAIVA, W. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo**. 2009. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- PANICO, A.; D'ANTONIO, G.; ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; IODICE, P.; PIROZZI, F. The effect of substrate-bulk interaction on hydrolysis modeling in anaerobic digestion process. **Sustainability**, v. 6, p8348-8363. 2014.
- PEARSE, L. F.; HETTIARATCHI, J. P.; KUMAR, S. Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 312–324, abr. 2018.
- POHLAND, F.G, HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. EPA/600/2-86/73. Cincinnati, USA, 1986.
- REIS, B. G.; **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2012.
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials[S.I.], v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008
- RIBEIRO, A. R.; NUNES, O. C.; PEREIRA, M. F.; SILVA, A. M. **An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU**. Environment international, 75, 33-51, 2016.
- RIVERA-LAGUNA, E., BARBA, L., TORRES, P. **Determinación de la toxicidad de lixiviados provenientes de residuos sólidos urbanos mediante indicadores biológicos**. Afinidad, LXX (563), 183-188, 2013.
- RIVETT M. O.; BUSS S. R.; MORGAN P.; SMITH J. W. N.; BEMMENT C. D. **Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes**. Water Res 42. 2008.
- SANTOS FILHO, D. A.; **Avaliação Temporal do Lixiviado da Muribeca**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pernambuco. Recife, Brasil. 103p. Recife, 2013.
- SCHNEIDER, Simone Beatris. **"Avaliação da influência da precipitação pluviométrica no aterro sanitário de Lajeado - RS"**. 2010. Dissertação (Mestrado) – Curso de Ambiente e Desenvolvimento, Universidade do Vale do Taquari - Univates, Lajeado, 2010.
- SERAFIM, A. C. et al. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento**. In: Fórum de Estudos Contábeis, III., 2003, Rio Claro. Anais... Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, p. 1-7, 2003.
- SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 400–403, mar. 2012.
- SILVA, A. S., RIBEIRO, L. S., PAIVA, W., MELO, M. C., MONTEIRO, V. E. D. **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, Fernanda Barbosa. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SOUTO, G. D. B. & POVINELLI, J. **Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil**, 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

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.

SUCHOWKA-KISIELEWIEZ M., J. SADECKA, Z., MYSZOGRAJ, **Effect of aerobic pretreatment of waste on the rate of anerobic treatment processes**. Journal of Material Cycles and Waste Management, 15 (2), 138-145, 2013.

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

TOUFEXI, E.; TSARPALI, V.; EFTHIMIOU, I.; VIDALI, M. S.; VLASTOS, D.; DAILIANIS, S. **Environmental and human risk assessment of landfill leachate: an integrated approach with the use of cytotoxic and genotoxic stress indices in mussel and human cells**. Journal of hazardous materials, 260, 593-601, 2013.

VAN TURNHOUT, A. G. et al. Theoretical analysis of municipal solid waste treatment by leachate recirculation under anaerobic and aerobic conditions. **Waste Management**, v. 71, p. 246-254, 2018.

VENTORINO, V.; ROMANO, I.; PAGLIANO, G.; ROBERTIELLO, A.; PEPE, O. Pre-treatment and inoculum affect the microbial community structure and enhance the biogas reactor performance in a pilot-scale biodigestion of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 73, p. 69-77, 2018.

VESILIND, P. A; MORGAN, S. M; HEINE, L. G. **Introduction to environmental engineering**. Cengage Learning, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, UFMG. v.4. 1996.

ZAILANI, L. W. M; AMDAN, N. S. M; ZIN, N. S. M. **Characterization of Leachate at Simpang Renggam Landfill Site, Johor, Malaysia**. IOP Conf. Ser.: Earth Environ, 2017.

ZAKARIA, S. N. F; AZIZ, H. A. **Characteristic of leachate at Alor Pongsu Landfill Site, Perak, Malaysia: A comparative study**. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 140, 2017.

ZHAN, L. T.; XU, H.; CHEN, Y. M.; LÜ, F.; LAN, J. W.; SHAO, L. M.; LIN, W.; HE, P. J. Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content MSW landfill: preliminary findings from a large-scale experiment. **Waste Management**, v. 63, p. 27-40, 2017.