



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS - CTRN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

ELISÂNGELA MARIA DA SILVA

TESE DE DOUTORADO

**ECOTOXICIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E DE LIXIVIADO
GERADO EM ATERRO SANITÁRIO**

**CAMPINA GRANDE – PB
2022**

ELISÂNGELA MARIA DA SILVA

**ECOTOXICIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E DE LIXIVIADO
GERADO EM ATERRO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor.

Área de concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

MÁRCIO CAMARGO DE MELO, Dr.
Orientador

VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO, Dra.
Coorientadora

Agência Financiadora: CAPES

**CAMPINA GRANDE – PB
2022**

S586e

Silva, Elisângela Maria da.

Ecotoxicidade de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado gerado em aterro sanitário / Elisângela Maria da Silva. – Campina Grande, 2022.

185 f. : il. : color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo, Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

Referências.

1. Aterro Sanitário. 2. Avaliação Ecotoxicológica. 3. *Eisenia Andrei*. 4. Ensaio Comportamental. 5. *Daphnia Magna*. 6. Toxicidade em Espécies Vegetais. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

ELISÂNGELA MARIA DA SILVA

**ECOTOXICIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E DE LIXIVIADO
GERADO EM ATERRO SANITÁRIO**

Aprovada em 16 de março de 2022.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Orientador)
UFCG/ UAEC/CTRN



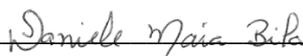
Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Coorientadora)
UFCG/ UAEC/CTRN



Profa. Dra. Libânia da Silva Ribeiro
(Examinadora interna)
UFCG/PPGECA/CTRN



Profa. Dra. Rosângela Gomes Tavares
(Examinadora externa)
UFRPE/DTR



Profa. Dra. Daniele Maia Bila
(Examinadora externa)
UERJ/DESMA

**CAMPINA GRANDE – PB
2022**

*A minha querida MãE, exemplo de amor, fé
e dignidade.*

*Aos meus irmãos, Edicleison Bispo (in
memorian) e Cassimiro Edson.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS, em primeiro lugar, pela proteção em todos os momentos da minha vida.

Aos meus pais Rita Maria e Cesanildo Bispo, pelo exemplo de vida e por não desistirem em nenhuma dificuldade.

Aos meus irmãos, Edicleison Bispo (*in memorian*), Cassimiro Edson, Cesinha Bispo, Celina Bispo e Isis Maria e ao meu sobrinho Ádryan Carneiro que sempre acreditaram em mim.

A José Cleidimário, pelos ensinamentos, incentivo e paciência durante toda a realização do doutorado.

As minhas amigas Tatiane Carolyne, Naiara Angelo, Jeovana Jisla, Libânia Ribeiro, Thâmara Ismael, Cheila Ferreira, Janine Patrícia, Silvia Raphaele, Maria Leide, Jobsan Sueny, Rubênia Costa, Aline Ferreira e Elaine Cristina por todo carinho e orações.

Aos meus orientadores Prof. Dr. Márcio Camargo e a Prof^ª. Dr^ª Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, pelos conhecimentos compartilhados.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil e Ambiental, pelos conhecimentos compartilhados.

À professora Prof^ª. Dr^ª Soahd, do departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de orientação no estágio à docência.

Aos integrantes do grupo de pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA) que foram fundamentais para a realização desta pesquisa, em especial a Samanda Costa, Naiara Ângelo, Libânia Ribeiro, Jeovana Jisla, Amanda Bezerra, Jordan Carneiro, Márbara Almeida, Luiza Murici, Danilo Brito e ao ex GGA, Breno Moura.

Aos membros da banca examinadora, professora Dr^ª. Libânia Ribeiro, Rosângela Gomes e Daniele Bila, pelas valiosas contribuições prestadas a este trabalho.

Aos técnicos do laboratório de saneamento da UFCG, Francisco (Tikinho) e Igor.

Aos funcionários do LEP, Ladjane e Joseildo pela amizade e pela disponibilidade em ajudar sempre que necessário.

A CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, que financiou a bolsa de estudos.

Aos que contribuíram direta e indiretamente para que a pesquisa fosse realizada.

A todos, muito obrigada!

RESUMO

O estudo da ecotoxicidade em Aterros Sanitários tem por finalidade mensurar o potencial que os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), bem como o lixiviado, possuem em causar efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde humana. Assim, neste trabalho, teve-se por objetivo determinar os efeitos ecotóxicos dos RSU e do lixiviado gerado em um Aterro Sanitário, utilizando organismos-teste de diferentes níveis tróficos. A metodologia foi dividida em duas etapas gerais: a primeira compreendeu a amostragem dos RSU recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento, coletadas no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba, Brasil, em que foram determinadas a composição gravimétrica, a caracterização físico-química e classificação, os testes de fitotoxicidade por meio da Germinação Relativa das Sementes (GRS), o Crescimento Relativo da Raiz (CRR) e a análise da Concentração Efetiva ($CE_{50,5\text{dias}}$) em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*); na segunda etapa, realizaram-se ensaios físico-químicos e ecotoxicológicos em sementes de tomate, repolho, em microcrustáceo (*Daphnia magna*) e em minhocas (*Eisenia andrei*), utilizando o lixiviado *in natura* do ASCG. Para a fitotoxicidade dos RSU, na concentração de 1%, a GRS foi de 300, 20 e 7% (sementes de tomate) e de 117, 600 e 47% (sementes de repolho) para os resíduos recém-aterrados, com 1 e 2 anos, em respectivo. O CRR das sementes de tomate e de repolho, para os resíduos com 1 ano, foi de 105,4, 74,6 e 87,56% e de 84,94, 75,86 e 61,15%, respectivamente, nas diluições de 1, 5 e 10%. Para os resíduos com 2 anos, o CRR foi de 170, 171, 94, 70 e 60%, nas diluições de 1, 5, 10, 25 e 50% e de 18, 15,92, 34 e 49,61% nas concentrações 1, 5, 10 e 25%, em sementes de tomate e de repolho, em sequência. Observaram-se uma $CE_{50,5\text{dias}}$ de 20,85 e 47,91% nas sementes de tomate e uma $CE_{50,5\text{dias}}$ de 40 e 32% nas sementes de repolho, para os resíduos com 1 e 2 anos, nesta ordem. As sementes de tomate e de repolho expostas ao lixiviado apresentaram $CE_{50,5\text{dias}}$ de 12,75 e 16,78%, respectivamente. Na avaliação da toxicidade do lixiviado, obtiveram-se uma $CE_{50,48\text{h}}$ de 1,22%, para a *Daphnia magna*, e uma Concentração Letal ($CL_{50,14\text{dias}}$) de 56%, para a *Eisenia andrei*. O ensaio comportamental de fuga, demonstrou que a exposição às concentrações entre 10,38 e 39,86 mL.kg⁻¹ de lixiviado levou à fuga das minhocas e a perda de habitat foi observada na concentração de 55,80 mL.kg⁻¹, na qual se obteve Fuga (F) ≥80%. Concluiu-se que a toxicidade dos resíduos nas sementes de tomate e de repolho reduziu com o aumento do tempo de aterramento. O lixiviado do ASCG mostrou-se muito tóxico às sementes, à *Daphnia magna* e à *Eisenia andrei*, sendo que, entre os organismos-teste avaliados, o microcrustáceo foi o mais sensível. Entretanto, os demais organismos mostraram-se adequados para a avaliação ecotoxicológica do lixiviado gerado no ASCG.

Palavras-chave: Avaliação ecotoxicológica. *Eisenia andrei*. Ensaio comportamental. *Daphnia magna*. Toxicidade em espécies vegetais.

ABSTRACT

The study of ecotoxicity in sanitary landfills aims to measure the potential that Urban Solid Waste (USW), and the leachate, have to cause adverse effects to the environment and human health. Thus, in this work aimed to determine the ecotoxic effects of USW and leachate generated in a sanitary landfill, using test organisms of different trophic levels. The methodology was divided into two general steps: the first comprised the sampling of the USW newly grounded, with 1 and 2 years of grounding, collected at the Sanitary Landfill in *Campina Grande* (SLCG), *Paraíba*, Brazil, in which the gravimetric composition, physicochemical characterization and classification, phytotoxicity tests using Relative Seed Germination (RSG), Relative Root Growth (RRG) and analysis of Effective Concentration ($EC_{50.5days}$) in tomato (*Solanum lycopersicum*) and cabbage (*Brassica oleraceae*) seeds was determined; in the second stage, physical-chemical and ecotoxicological tests were carried out on tomato seeds, cabbage, microcrustaceans (*Daphnia magna*) and earthworms (*Eisenia andrei*), using the in natura leachate of the SLCG. For the phytotoxicity of the USW, at a concentration of 1%, the RSG was equal to 300, 20 and 7% (tomato seeds) and 117, 600 and 47% (cabbage seeds) for newly grounded residues, with 1 and 2 years, in respective. The RRG of tomato and cabbage seeds, for residues with 1 year of grounding, was of 105.4, 74.6 and 87.56% and 84.94, 75.86 and 61.15%, respectively, at the dilutions of 1, 5 and 10%. For residues of 2 years, the RRG was of 170, 171, 94, 70 and 60%, in the dilutions of 1, 5, 10, 25 and 50% and of 18, 15.92, 34 and 49.61% at the concentrations of 1, 5, 10 and 25% in tomato and cabbage seeds, in sequence. An $EC_{50.5days}$ of 20.85 and 47.91% were observed in tomato seeds and an $EC_{50.5days}$ of 40 and 32% in cabbage seeds, for residues with 1 and 2 years, in this order. Tomato and cabbage seeds exposed to leachate showed $EC_{50.5days}$ of 12.75 and 16.78%, respectively. In the toxicity assessment of the leachate, an $EC_{50.48h}$ of 1.22% to *Daphnia magna*, and a Lethal Concentration ($LC_{50.14days}$) of 56%, to *Eisenia andrei*, were obtained. The behavioral escape test showed that exposure to concentrations between 10.38 and 39.86 mL.kg⁻¹ of leachate resulted to the escape of earthworms and habitat loss was observed at a concentration of 55.80 mL.kg⁻¹, in which the Escape (F) ≥ 80% was obtained. It was concluded that the toxicity of residues in tomato and cabbage seeds reduced with increasing of the grounding time. The leachate of SLCG proved to be very toxic to seeds, to *Daphnia magna* and to *Eisenia andrei* and, between the test organisms evaluated, the microcrustacean was the most sensitive. However, the other organisms proved to be adequate for the ecotoxicological assessment of the leachate generated in the SLCG.

Keywords: Ecotoxicological assessment. *Eisenia andrei*. Behavioral test. *Daphnia magna*. Toxicity in vegetal species.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Poluentes presentes no lixiviado de aterros sanitários.....	24
Figura 2 - Classificação dos microrganismos em função do pH.....	30
Figura 3 - <i>Daphnia</i> em diferentes idades: (A) <i>Daphnia magna</i> jovem; (B) <i>Daphnia magna</i> adulta	48
Figura 4 - Aspectos morfológicos externos de <i>E. andrei</i>	49
Figura 5 - Representação de uma curva dose-resposta típica obtida em testes de toxicidade	51
Figura 6 - Mapa de localização do município de Campina Grande - PB	58
Figura 7 - Localização do Aterro Sanitário de RSU.....	59
Figura 8 - Localização dos municípios que destinam RSU para o ASCG	60
Figura 9 - Células para a disposição de resíduos sólidos urbanos no ASCG	61
Figura 10 - Esquema ilustrativo das Células e junções do ASCG para formação da Macro célula	61
Figura 11 - Vista Superior das Macro células de disposição de RSU e da Macro célula. 62	
Figura 12 - Vista superior das Lagoas de Tratamento de Lixiviado (L1, L2, L3 e L4) e da Lagoa de Drenagem de Água superficial (LDA).....	62
Figura 13 - Sistema de drenagem e coleta do lixiviado gerado. (A) Sistema do Tipo “Espinha de peixe”; (B) Poço de visita que “recebe” o lixiviado gerado nas Células de RSU	63
Figura 14 - Fluxograma ilustrativo das etapas da pesquisa	64
Figura 15 - Amostragem dos RSU aterrados: (A) Coleta e; (B) Transporte.....	65
Figura 16 - Pontos de coleta dos resíduos sólidos no quarteamento	66
Figura 17 - Preparação da amostra: (A) Picotagem dos RSU; (B) Preparação do extrato; (C) Extrato líquido.....	68
Figura 18 - Agitador rotatório para testes de lixiviação	70
Figura 19 - Coleta do lixiviado <i>in natura</i>	71
Figura 20 - Fluxograma ilustrativo dos ensaios ecotoxicológicos dos RSU e lixiviado 73	
Figura 21 - Esquema ilustrativo dos procedimentos realizados no ensaio de fitotoxicidade	74
Figura 22 - Esquema ilustrativo dos procedimentos realizados no ensaio de toxicidade aguda.....	77
Figura 23 - Sequência das etapas para a obtenção da fibra da casca do coco: (A) Redução do tamanho da casca; (B) Desfiamento; (C) Fibra pronta para secagem	80
Figura 24 - Sequência das etapas para a obtenção do pó da fibra da casca do coco: (A) Trituração; (B) Picotagem; (C) Fibra (pó) pronto	81
Figura 25 - Esquema ilustrativo das etapas realizadas para a correção do pH do alimento	82
Figura 26 - Composição do alimento para o teste de aceitação.....	83
Figura 27 - Teste da umidade do alimento de criação.....	83
Figura 28 - Teste do alimento: (A) Organismos na superfície do alimento; (B) Recipiente-teste fechado	84
Figura 29 - Composição do alimento dos organismos	85
Figura 30 - Caixas de criação dos organismos-teste.....	85
Figura 31 - Composição do SAT para a realização dos testes.....	86
Figura 32 - Esquema ilustrativo com o resumo das etapas realizadas para preparação do SAT.....	87
Figura 33 - Teste para a Determinação do CRA do SAT	88

Figura 34 - Concentrações de lixiviado utilizado no ensaio preliminar de letalidade....	90
Figura 35 - Composição do SAT para aclimação dos organismos-teste	90
Figura 36 - Pesagem dos grupos dos organismos-teste para o ensaio	91
Figura 37 - Preparação dos organismos-teste para a exposição ao solo contaminado ..	92
Figura 38 - Montagem do Ensaio definitivo de letalidade	93
Figura 39 - Montagem do Ensaio de fuga	95
Figura 40 - Esquema ilustrativo do resumo das etapas realizadas para o ensaio de fuga	95
Figura 41 - Comportamento hídrico histórico na área do ASCG	98
Figura 42 - Precipitação e vazão do lixiviado gerado no ASCG.....	99
Figura 43 - Comportamento histórico da variação da temperatura	100
Figura 44 - Ensaio de fitotoxicidade: (A) Germinação Relativa da Semente de Tomate (GRS-T); (B) Crescimento Relativo da Raiz do Tomate (CRR-T); (C) Germinação Relativa da Semente de Repolho (GRS-R); (D) Crescimento Relativo da Raiz do Repolho (CRR-R).....	112
Figura 45 - Curva dose-resposta das amostras do Extrato RSU: (A) 1 Ano de aterramento tomate; (B) 1 Ano de aterramento repolho; (C) 2 Anos de aterramento tomate; (D) 2 Anos de aterramento repolho	116
Figura 46 - Comportamento dos valores de pH e da AT no lixiviado.....	118
Figura 47 - Comportamento do nitrogênio amoniacal total no lixiviado	120
Figura 48 - Comportamento da DQO e dos AGV no lixiviado.....	122
Figura 49 - Comportamento dos cloretos do lixiviado	124
Figura 50 - Concentrações dos metais no lixiviado: (A) Fe e Mn; (B) Zn, Pb e Cr.....	126
Figura 51 - Germinação Relativa da Raiz do Tomate e do Repolho	129
Figura 52 - Crescimento Relativo da Raiz do Tomate e do Repolho	131
Figura 53 - Curva dose-resposta de toxicidade: (A) Sementes de Tomate; (B) Sementes de Repolho.....	132
Figura 54 - Alterações morfológicas: (A) Concentração 100%; (B) Concentração 75%	139
Figura 55 - Curva dose-resposta dos organismos-teste no ensaio preliminar	140
Figura 56 - Automutilação dos organismos no teste preliminar de letalidade	143
Figura 57 - Curva dose-resposta para o ensaio de letalidade em <i>Eisenia andrei</i>	145
Figura 58 - Variação da biomassa dos organismos-teste no ensaio de letalidade	145
Figura 59 - Média do percentual de fuga das minhocas às diferentes concentrações do lixiviado.....	148

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Formas do nitrogênio encontradas no ambiente.....	32
Quadro 2 - Classificação dos elementos químicos em função da toxicidade	34
Quadro 3 - Normas brasileira sobre ensaios ecotoxicológico	43
Quadro 4 - Representantes típicos dos grupos mais importantes do ambiente aquático e terrestre	46
Quadro 5 - Tipos de organismos-teste utilizados em ensaios de toxicidade	47
Quadro 6 - Principais espécies empregadas para avaliação da toxicidade em RSU e em lixiviado.....	55
Quadro 7 - Regulamentações dos Estados brasileiro e organismos utilizados em testes de ecotoxicidade para lançamento em corpos hídricos de água doce	57
Quadro 8 - Características gerais do município de Campina Grande - PB	59
Quadro 9 - Idade e local de coleta dos resíduos aterrados.....	65
Quadro 10 - Indicadores e respectivos métodos empregados para a caracterização dos RSU	68
Quadro 11 - Indicadores e respectivos métodos para a caracterização do lixiviado do ASCG.....	72
Quadro 12 - Resumo dos testes estatísticos e o respectivo programa/software aplicados	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Variação da composição do lixiviado em diferentes aterros sanitários brasileiros.....	25
Tabela 2 - Composição do lixiviado conforme o estado de biodegradação em aterros .	26
Tabela 3- Composição física dos resíduos sólidos da cidade de Campina Grande - PB	27
Tabela 4 - Composição dos resíduos sólidos estudados em algumas cidades do Brasil	29
Tabela 5 - Definição de alguns termos utilizados em testes de toxicidade	50
Tabela 6 - Síntese das condições gerais do ensaio de fitotoxicidade	74
Tabela 7 - Resumo dos requisitos para o ensaio de ecotoxicidade aguda em <i>Daphnia magna</i>	77
Tabela 8 - Classificação da toxicidade do efluente	78
Tabela 9 - Grau de toxicidade em unidades tóxicas	78
Tabela 10 - Quantidade de insumos para a primeira alimentação	85
Tabela 11 - Teste de correção do pH do SAT	87
Tabela 12 - Síntese das condições gerais do ensaio definitivo de letalidade	94
Tabela 13 - Síntese das condições gerais do ensaio comportamental ou de fuga	96
Tabela 14 - Composição gravimétrica dos RSU aterrados.....	101
Tabela 15 - Características físico-químicas dos resíduos sólidos aterrados.....	104
Tabela 16 - Comportamento dos metais nos RSU aterrados para o extrato lixiviado..	107
Tabela 17 - Comportamento dos metais nos resíduos aterrados para o extrato solubilizado	109
Tabela 18 - Análise da toxicidade dos RSU em termos de $CE_{50,5\text{dias}}$	116
Tabela 19 - Análise da toxicidade do lixiviado em termos de $CE_{50,5\text{dias}}$	132
Tabela 20 - Resultados do ensaio de letalidade em <i>Daphnia magna</i>	134
Tabela 21 - Resumo dos parâmetros utilizados para classificar a toxicidade do lixiviado	137
Tabela 22 - Resultados do ensaio de letalidade preliminar em <i>Eisenia andrei</i>	138
Tabela 23 - Valores da CL_{50} (%) e em mL.kg^{-1} do ensaio preliminar em <i>Eisenia andrei</i>	141
Tabela 24 - Resultados do ensaio definitivo de letalidade para a <i>Eisenia andrei</i>	141
Tabela 25 - Valores da CL_{50} (%) e em mL.kg^{-1} do ensaio definitivo em <i>Eisenia andrei</i>	144
Tabela 26 - p-valores obtidos pelo teste ANOVA para avaliar a perda de biomassa dos organismos.....	146
Tabela 27 - Média do percentual de fuga nas diferentes concentrações do lixiviado no SAT.....	147
Tabela 28 - Comparação da toxicidade entre os RSU aterrados e o lixiviado gerado .	150
Tabela 29 - Sensibilidade dos organismos-teste ao lixiviado <i>in natura</i>	151
Tabela 30 - Matriz de correlação entre os indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos do lixiviado.....	153

LISTA ABREVIATURAS, SIGLAS E NOMENCLATURAS

σ	Desvio Padrão
% v/v	Expressão percentual da concentração em volume (mL)/volume (100mL)
AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas
ABNT	Associação Brasileira de Normas e Técnicas
Ag	prata
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
Al	alumínio
APHA	<i>American Public Health Association</i>
As	arsênio
AT	Alcalinidade Total
ASCG	Aterro Sanitário em Campina Grande
Ca	cálcio
Cd	cádmio
CE	Concentração Elétrica
CEO	Concentração do Efeito Observável
CENO	Concentração do Efeito Não Observável
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Co	cobalto
Cu	cobre
°C	grau Celsius
Cd	cádmio
CL ₅₀	Concentração Letal
Cr	cromo
CRR-T	Crescimento Relativo da Raiz de Tomate
CRR-R	Crescimento Relativo da Raiz de Repolho
CsOrT	Contaminantes Orgânicos Traços
CV	Coefficiente de Variação
DEET	Dietiltoluamida
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio

DL ₅₀	Dose Letal
Fe	ferro
FVMP	Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis
FT	Fator de Toxicidade
GGA	Grupo de Geotecnia Ambiental
HPA	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
GRS-T	Germinação Relativa da Semente do Tomate
GRS-R	Germinação Relativa da Semente do Repolho
Hg	mercúrio
IG	Índice de Germinação
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
LMP	Limite Máximo Permissível
K	potássio
Kg	quilograma
mg.L ⁻¹	miligrama por litro
Mo	molibdênio
Mg	magnésio
Mn	manganês
N	Normalidade
NBR	Norma Brasileira
Na	sódio
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
N-NH ₄ ⁺	Amônia ionizável
N-NH ₃	Amônia livre
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
PET	Politereftalato de etileno
Pb	chumbo
PB	Paraíba
PCBs	Bifenilas Policloradas
pH	potencial Hidrogeniônico
PMGIRS	Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos

PPA	Potencial de Periculosidade Ambiental
PVC	Policloreto de Vinila
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RPM	Rotações Por Minuto
Se	selênio
SAT	Solo Artificial Tropical
TNT	Tecido Não Tecido
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UT	Unidades Tóxicas
VMP	Valores Máximos Permitidos
Zn	zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	20
2.1 Geral	20
2.2 Específicos	20
3 REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1 Problemática dos resíduos sólidos	21
3.2 Classificação dos resíduos sólidos	22
3.3 Toxicidade dos resíduos sólidos urbanos/lixiviados	24
3.3.1 Composição do lixiviado de aterros sanitários	25
3.4 Fatores intervenientes na toxidade dos resíduos sólidos e do lixiviado	27
3.4.1 Composição gravimétrica	27
3.4.2 Potencial hidrogeniônico (pH).....	30
3.4.3 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT).....	31
3.4.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	33
3.4.5 Metais pesados.....	34
3.4.6 Cloretos.....	36
3.5 Ecotoxicologia	37
3.5.1 Ecotoxicologia aquática.....	38
3.5.2 Ecotoxicologia terrestre.....	39
3.5.2.1 Aplicabilidade dos ensaios em oligoquetas (minhocas)	40
3.5.3 Monitoramento ecotoxicológico.....	42
3.5.3.1 Seleção do tipo de organismos-teste.....	44
3.6 Organismos vivos utilizados em ensaios de ecotoxicidade	47
3.6.1 <i>Daphnia magna</i>	47
3.6.2 <i>Eisenia andrei</i>	48
3.7 Métodos para avaliar a toxicidade	49
3.7.1 Testes de toxicidade aguda	51
3.7.2 Testes de toxicidade crônica.....	52
3.7.3 Testes de fitotoxicidade	54
3.8 Legislação vigente aplicável.....	56
4 METODOLOGIA.....	58
4.1 Caracterização geral do município de Campina Grande - PB.....	58
4.2 Apresentação e descrição da área de estudo	59
4.2.1 Coleta de dados meteorológicas do Aterro Sanitário em Campina Grande ..	64
4.3 Etapas metodológicas	64
4.3.1 Caracterização dos RSU da Macrocélula do Aterro Sanitário	65
4.3.1.1 Amostragem.....	65
4.3.1.1.1 Composição gravimétrica	66
4.3.2 Preparação das amostras de resíduos para a realização dos ensaios.....	67

4.3.3	Classificação dos resíduos sólidos urbanos	69
4.3.3.1	Ensaio de lixiviação	69
4.3.3.2	Ensaio de solubilização	70
4.3.4	Coleta do lixiviado <i>in natura</i> para a realização dos ensaios.....	71
4.3.4.1	Ensaio físico-químicos	72
4.3.4.2	Ensaio ecotoxicológicos.....	72
4.3.4.2.1	Ensaio de fitotoxicidade.....	73
4.3.4.2.2	Ensaio com a <i>Daphnia magna</i>	76
4.3.4.2.3	Ensaio com a <i>Eisenia andrei</i>	78
4.4	Análise estatística.....	97
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	98
5.1	Condições meteorológicas	98
5.1.1	Precipitação, evaporação e temperatura	98
5.2	Composição gravimétrica	101
5.3	Características físico-químicas dos resíduos sólidos urbanos aterrados.....	104
5.4	Classificação dos RSU aterrados.....	107
5.5	Ensaio ecotoxicológicos nos RSU	111
5.5.1	Ensaio de fitotoxicidade.....	111
5.5.1.1	Análise da CE _{50,5 dias} dos RSU aterrados	115
5.6	Indicadores físico-químicos do lixiviado gerado no ASCG	117
5.6.1	Potencial hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade Total (AT).....	117
5.6.2	Nitrogênio Amoniacal Total (NAT).....	120
5.6.3	Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....	122
5.6.4	Cloretos.....	124
5.6.5	Metais	125
5.7	Ensaio ecotoxicológicos no lixiviado	129
5.7.1	Testes de fitotoxicidade	129
5.7.1.1	Análise da CE _{50,5 dias} do lixiviado gerado no ASCG.....	132
5.7.2	Ensaio em <i>Daphnia magna</i> (Microcrustáceo)	134
5.7.2.1	Toxicidade aguda.....	134
5.7.3	Ensaio em <i>Eisenia andrei</i> (Minhoca).....	138
5.7.3.1	Ensaio preliminar de letalidade	138
5.7.3.2	Ensaio definitivo de letalidade	141
5.7.3.3	Ensaio comportamental ou de fuga	146
5.8	Comparação entre a toxicidade dos RSU aterrados e do lixiviado.....	149
5.9	Análise da sensibilidade dos organismos-teste	151
5.10	Análises estatística	152
5.10.1	Matriz de Correlação dos indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos	152
6	CONCLUSÕES.....	155
	REFERÊNCIAS.....	157
	APÊNDICE A – Registro de Dados Ensaio com <i>Daphnia magna</i>.....	185

1 INTRODUÇÃO

O estudo da ecotoxicidade auxilia na avaliação dos riscos ambientais associados a diversas fontes de poluição, a exemplo dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) depositados em Aterros Sanitários e do lixiviado gerado, que causam efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde da população. Isso ocorre devido os RSU e o lixiviado conterem vários compostos tóxicos e genotóxicos aos organismos vivos, além de serem fontes de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas (KJELDSEN *et al.*, 2002; KLAUCK *et al.*, 2017).

A avaliação dos riscos ecotoxicológicos em lixiviados de aterros sanitários, tradicionalmente, é baseada na caracterização físico-química, em que a própria ecotoxicidade não é considerada. Segundo Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017) e Wdowczyk e Szymańska-Pulikowska (2021), apenas essas análises não são suficientes para determinar a toxicidade desses efluentes. Assim, identificar os contaminantes responsáveis pela toxicidade é difícil devido ao número limitado de parâmetros que são usualmente analisados em laboratórios e da complexidade e heterogeneidade do lixiviado. Desse modo, as análises convencionais, não fornecem informações suficientes para avaliação dos efeitos de compostos tóxicos em organismos vivos (BUDI *et al.*, 2016).

Nas últimas décadas, diferentes bioensaios têm sido empregados para complementar a avaliação da toxicidade do lixiviado de aterros sanitários (BADERNA; CALONI; BENFENATI, 2019). Em geral, segundo Ghosh *et al.* (2017), os principais organismos-teste utilizados são bactérias, microcrustáceos e peixes, logo, os impactos causados em plantas e em outros organismos do solo não são considerados. Destaca-se que, a maioria dos estudos se concentram na análise da ecotoxicidade apenas do lixiviado e não levam em consideração a toxicidade associada aos RSU, e também não avaliam as diferentes idades de aterramento, como também, utilizam organismos-teste representante somente de um nível trófico ou de um único ambiente.

Desta forma, para suprir essa lacuna, os ensaios ecotoxicológicos, em diferentes espécies e pertencentes a mais de um nível trófico, têm sido recomendados como ferramenta adicional na avaliação da toxicidade de efluentes complexos, como o lixiviado de aterro sanitário (GHOSH *et al.*, 2017; LUO *et al.*, 2020; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA; WADOWCZYK, 2021). O uso de dois ou mais organismos-teste é importante, visto que, dificilmente uma única espécie pode representar os danos a um determinado ecossistema. Assim, os testes são empregados para estimar os efeitos

adversos que os poluentes causam a biota aquática e terrestre, possibilitando avaliar os impactos em organismos vivos nesses ambientes.

Diante do contexto, novas pesquisas vêm sendo desenvolvidas com intuito de buscar ferramentas que possibilitem avaliar a qualidade de determinado ambiente, assim como pressupor situações críticas de contaminações. Estudos desenvolvidos por Ghosh *et al.* (2017) e Colombo *et al.* (2019) utilizaram bioensaios em organismos aquáticos e plantas para determinar a toxicidade de lixiviados. No entanto, as avaliações ecotoxicológicas terrestres com lixiviado de aterros sanitários ainda são pouco estudadas, principalmente, as que utilizam organismos da espécie *Eisenia andrei*. O mesmo não ocorre com organismos aquáticos, os quais no Brasil são indicados pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 430 (BRASIL, 2011), como modelos de utilização obrigatória prévia ao lançamento de efluentes em corpos hídricos.

No estado da Paraíba, a Norma Técnica n. 301 (SUDEMA, 1988), estabelece padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores, no entanto, não abrange os ensaios ecotoxicológicos em organismos aquáticos e terrestres para o controle da toxicidade. Com base no cenário exposto, avaliar a ecotoxicidade dos RSU em diferentes tempos de aterramento e do lixiviado, utilizando organismos-teste de mais de um nível trófico, como as sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*), sementes de repolho (*Brassica oleraceae*), os microcrustáceo (*Daphnia magna*) e as oligoquetas (*Eisenia andrei*), melhor caracteriza a ecotoxicidade do lixiviado de aterros sanitários, visto que, organismos de espécies diferentes não apresentam sensibilidades iguais aos agentes tóxicos. Além do que, esses organismos têm se destacado por serem sensíveis as alterações ambientais, cumprem os requisitos de ética animal, são padronizados nacionalmente e internacionalmente e podem ser cultivados em laboratórios.

Dessa forma, este trabalho servirá de base para a implementação e consolidação de protocolos de testes de ecotoxicidade em RSU e em lixiviado, constituindo-se ainda em um guia para as agências reguladoras ambientais e o poder público na tomada de decisões, já que, no Brasil ainda não há normas específicas que estabeleçam critérios que sirvam de base para a avaliação ecotoxicológica em áreas de aterros sanitários, utilizando organismos de diferentes níveis tróficos e em diferentes ambientes. Com isso, os resultados deste estudo contribuirão na determinação de critérios para a classificação de RSU, fornecendo subsídios para elaboração e reformulação de normas técnicas que visem a implementação de bioensaios como ferramenta legal no monitoramento ambiental de aterros sanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Determinar os efeitos ecotóxicos de resíduos sólidos urbanos e do lixiviado de Aterro Sanitário utilizando organismos-teste de diferentes níveis tróficos.

2.2 Específicos

- Quantificar a ecotoxicidade dos resíduos de até dois anos de aterramento e do lixiviado *in natura*, por meio de testes de fitotoxicidade.
- Determinar a toxicidade aguda do lixiviado *in natura* em microcrustáceo *Daphnia magna*.
- Mensurar a toxicidade aguda em solo artificial tropical contaminado com lixiviado *in natura* em minhocas da espécie *Eisenia andrei*.
- Obter um parâmetro comportamental dos organismos-teste *Eisenia andrei*, quando expostos ao solo artificial tropical contaminado com lixiviado *in natura* em diferentes concentrações.
- Comparar a toxicidade dos resíduos sólidos aterrados e do lixiviado gerado, por meio da $CE_{50,5\text{dias}}$ em sementes de *Solanum lycopersicum* e de *Brassica oleraceae*.
- Identificar as espécies biológicas que foram mais sensíveis para a determinação da toxicidade do lixiviado *in natura*.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Problemática dos resíduos sólidos

O crescimento populacional, a rápida urbanização, a economia em expansão e o aumento do padrão de vida nos países em desenvolvimento aceleraram a taxa de geração dos RSU. Com isso, o descarte desses resíduos tem se tornado um grande desafio nas áreas urbanas e rurais de muitos países do mundo. Esses problemas estão relacionados, dentre outros fatores, a coleta e a destinação/diposição final ambientalmente inadequadas dos RSU. Dessa maneira, faz-se necessária a adoção de medidas de gestão de resíduos que sejam financeiramente sustentáveis, tecnicamente viáveis, socialmente, legalmente aceitáveis e ambientalmente corretas (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018).

A disposição final dos resíduos em países em desenvolvimento é frequentemente realizada em aterros sanitários, apesar de serem considerados uma forma ambientalmente adequada de resíduos, especialmente urbanos, estes locais podem representar uma ameaça de poluição ambiental e à saúde da população (SILVA *et al.*, 2021; WIDOMSKI; STEPNIIEWSKI; ANNA MUSZ-POMORSKA, 2018). Os resíduos sólidos possuem em sua composição umidade, que contribuem para as transformações físico-químicas e biológicas, e a partir do processo biodegradativo natural, juntamente com a água, gera um efluente denominado de lixiviado, o qual possui elevado potencial contaminante.

De acordo com Mavakala *et al.* (2016), a quantidade gerada desse efluente depende de vários fatores, como da composição e umidade dos resíduos sólidos, do escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, do grau de compactação e capacidade do solo em reter água, das características climáticas e sazonalidade do local. Assim, a formação do lixiviado é um dos muitos riscos ambientais associados à deposição de resíduos em aterros (HUSSEIN *et al.*, 2019). Desse modo, a toxicidade do lixiviado depende, dentre outros fatores, da natureza dos resíduos depositados em aterro sanitário (SACKEY; KOČÍ; VAN GESTEL, 2020).

Uma das grandes preocupações relacionada a disposição final de resíduos em aterros sanitários, refere-se as contaminações que ocorrem em áreas próximas desses empreendimentos. Os contaminantes presentes no lixiviado possui efeito acumulativo e prejudicial à ecologia e às cadeias alimentares, provocando efeitos carcinogênicos, toxicidade aguda e crônica, além efeitos genotóxicos entre os seres humanos e outros organismos vivos (MUKHERJEE *et al.*, 2015). Em trabalho desenvolvidos por

Alghamdi, Aly e Ibrahim (2021) constataram que, as águas subterrâneas, localizadas próximas de aterros sanitários, continham altos teores de sais e de metais, tornando-as impróprias para diversas atividades, como para o consumo da população e dessedentação animal e para irrigação de culturas.

A qualidade do lixiviado depende da composição dos resíduos aterrados, os quais variam significativamente de uma localidade para outra. Essa variação depende de diversos fatores, tais como estilo de vida, situação econômica, fatores hidrológicos, hábitos culturais, idade do aterro, dos regulamentos de gestão de resíduos e da estrutura industrial. A quantidade, a composição e a classificação dos RSU são fundamentais para a determinação do manejo adequado. Essas informações são essenciais para o encaminhamento dos resíduos sólidos para um destino e um tratamento correto (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; XAYPANYA *et al.*, 2018). Uma das formas utilizadas para o conhecimento dos constituintes presentes na massa de resíduos sólidos é por meio da classificação quanto a toxicidade e da composição gravimétrica.

3.2 Classificação dos resíduos sólidos

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a, p.5), o método de classificação dos resíduos “envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem e de seus constituintes e características e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido”.

Existem várias formas de classificação dos RSU, no entanto, as mais comuns são quanto à natureza e origem e quanto aos riscos de contaminação do ambiente. A Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010 que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), classifica os resíduos sólidos quanto à natureza ou origem. Além disso, os resíduos sólidos podem ser classificados, conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), quanto aos riscos potenciais de contaminação que podem provocar ao meio ambiente, em diferentes classes e em função da periculosidade oferecida.

A toxicidade é uma das características que confere periculosidade a um resíduo. Sendo assim, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a), a toxicidade pode ser avaliada por meio da análise química de uma amostra representativa do resíduo, após o teste de lixiviação realizado de acordo com a NBR 10.005 (ABNT, 2004b) ou de testes de toxicidade com ratos e coelhos para determinação da Concentração Letal 50 (CL₅₀ por

via inalatória) ou Dose Letal 50 (DL₅₀ por via dérmica para coelhos ou DL₅₀ por via oral para ratos) (ABNT, 2004a).

Vale salientar que, normalmente, os RSU são classificados como resíduos sólidos não perigosos (classe II A - não inertes), pois, possuem em sua composição um elevado teor de matéria orgânica. Entretanto, mudanças no estilo de vida da população contribui para o aumento no consumo de materiais recicláveis e a disposição final desses resíduos sem tratamento altera a composição, proporcionando características perigosas (SILVA, 2016).

O desenvolvimento de estudos que visam à classificação dos resíduos sólidos e análise de seu potencial tóxico ao meio ambiente e à saúde da população ainda são incipientes, devido não existir o enquadramento pela NBR 10.004 (ABNT, 2004a) para esses tipos de resíduos, diferentemente dos resíduos industriais. Os RSU contêm em elevados teores de matéria orgânica o que leva a acreditar, de forma errônea, que esses não são perigosos, em analogia aos resíduos de restaurante (restos de alimentos), que são enquadrados nessa classe, conforme o anexo H desta norma.

Silva *et al.* (2015), realizaram estudos em Células experimentais de RSU da cidade de Campina Grande - PB, e verificaram que os resíduos foram classificados como resíduos perigosos, por conterem em sua composição elevados teores de elementos como: Alumínio, Manganês e Níquel contribuindo para o efeito fitotóxico dos resíduos sólidos. Apesar disso, os autores apresentaram que esses contaminantes não interferiram no processo de biodegradação da massa de resíduos aterrados.

Dessa forma, o conhecimento da fase de degradação em que se encontra a massa de resíduos depositada em aterros se torna imprescindível em estudos de toxicidade de RSU, uma vez que, alguns contaminantes, a exemplo dos metais pesados, encontram-se mais disponíveis e mais tóxicos nas etapas iniciais de degradação (fase acidogênica). Por outro lado, com o avanço do processo degradativo (fase metanogênica), os metais ficam menos solúveis e menos tóxicos.

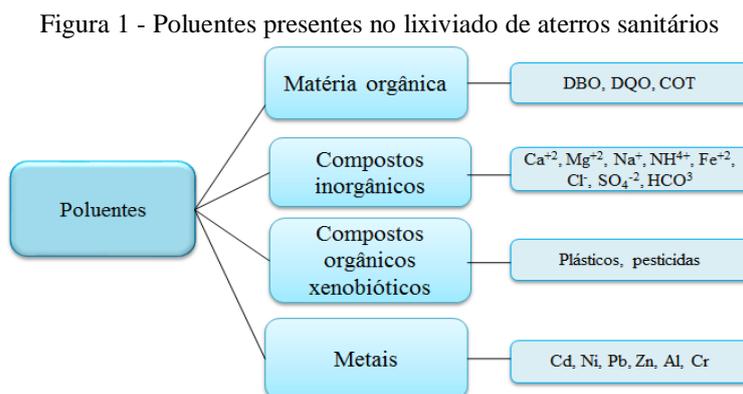
De acordo com Chilton e Chilton (1992), estudos desenvolvidos pela Environmental Protection Agency (EPA) em amostra de lixiviados de resíduos sólidos urbanos foram relacionadas mais de 100 espécies químicas perigosas ao meio ambiente e à saúde humana, dentre elas o arsênio (As), tetracloreto de carbono, mercúrio (Hg), chumbo (Pb). Além destes compostos, Knisz *et al.* (2021) e Santos, Hoppe-Jones e Snyder (2019), relataram que o lixiviado de aterro sanitário pode ser uma fonte de dietiltolamida

(DEET) para o meio ambiente e as concentrações de DEET, geralmente, estão entre as mais altas relatadas para os contaminantes orgânicos traços (CsOrT).

De acordo com Wdowczyk e Szymańska-Pulikowska (2021), o lixiviado é comumente mais contaminado nos primeiros anos de operação dos aterros. O efluente de aterros “jovens” contém grandes quantidades de matéria orgânica e também é caracterizado por alta razão DBO/DQO (0,5-1,0) e baixo pH (<6,5). Ao passo que, no lixiviado de aterros com mais de 10 anos, é observada uma diminuição na razão DBO/DQO (<0,1) e um aumento no pH (> 7,5).

3.3 Toxicidade dos resíduos sólidos urbanos/lixiviados

O maior impacto negativo decorrente do uso de aterro sanitário para a disposição final de resíduos sólidos se dá em função da geração de lixiviado, considerado um dos principais poluidores do meio ambiente subterrâneo e superficial (WDOWCZYK; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, 2021). Assim, o lixiviado pode ser classificado de acordo com Kjeldsen *et al.* (2002) e Foo e Hameed (2009) em quatro categorias, conforme ilustrado na Figura 1.



Fonte: Adaptado de Kjeldsen *et al.* (2002)

Conforme demonstrado na Figura 1, o lixiviado gerado em aterros sanitários possui vários tipos de poluentes e que, se os aterros não apresentarem sistemas de impermeabilização de solo, os contaminantes penetram nesse solo e podem chegar aos corpos hídricos, gerando possíveis ameaças ao meio ambiente e à saúde humana. Um exemplo desses poluentes são os compostos com Diésteres de ftalato (PAEs), originados dos plásticos depositados nos aterros de resíduos sólidos municipais (RSU) (PRZYBYLINSKA; WYSZKOWSK, 2016). Segundo Jonsson *et al.* (2003) e Wowkonowicz e Kijenska (2017), acredita-se que a toxicidade aguda dos PAEs seja

baixa, mas seus subprodutos de degradação, como os monoésteres de ácido ftálico (PMEs), podem possuir toxicidade para mamíferos.

Importante destacar que, os PAEs são facilmente liberados dos resíduos e podem ser encontrados em altas concentrações em lixiviados de aterros sanitários (GAO; WEN, 2016; LIU *et al.*, 2010). A possível penetração do lixiviado nas águas subterrâneas e superficiais pode causar a sua contaminação, tornando-a impotável (BADERNA *et al.*, 2011). Dessa forma, como medida de proteção ambiental e da saúde humana, é de fundamental importância conhecer a composição desse efluente.

3.3.1 Composição do lixiviado de aterros sanitários

A composição do lixiviado é influenciada por diversos fatores, tais como idade e características dos resíduos, climatologia da região, operação e o gerenciamento do aterro sanitário, assim como a correspondente fase de degradação (KLAUCK *et al.*, 2017; EL-FADEL *et al.*, 1997; GOMES; SCHOENELL, 2018; PRZYDATEK, 2019).

Dessa forma, em estudos que avaliam a ecotoxicidade de lixiviados de aterros sanitários é essencial conhecer os diversos fatores que podem influenciar na composição desse efluente. Tal importância se dá pelo fato de o lixiviado ser complexo e apresentar composição físico-química e microbiológica variada. Estudos desenvolvidos por Souto e Povinelli (2007), mostraram uma grande variabilidade das características físico-químicas do lixiviado provenientes de diferentes aterros sanitários brasileiros (Tabela 1).

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

Indicadores*	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
Cloretos	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

Continua

Indicadores*	Faixa Máxima	Faixa mais Provável	Conclusão
			FVMP (%)
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: * Todos os parâmetros estão na unidade de mg.L⁻¹, com exceção do pH que é uma unidade adimensional; DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO - Demanda Química de Oxigênio; FVMP - Frequência de ocorrência dos Valores Mais Prováveis; N - NH₃ - Nitrogênio Amoniacal

Fonte: Souto e Povinelli (2007)

Em função da quantidade de compostos mensurados no lixiviado, o processo de biodegradação pode ser dificultado. Podendo ainda existir no lixiviado altos níveis de compostos orgânicos, muitos destes, com potencial para causar desregulação endócrina em organismos expostos, a exemplo dos metais e fármacos (KNISZ *et al.*, 2021; FRANÇA, 2016; BILA *et al.*, 2005; LU *et al.*, 2016). Adicionalmente, segundo Abunama *et al.* (2019) e Begum *et al.* (2020), o lixiviado pode conter mais de 200 compostos orgânicos com potencial carcinogênico, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), metais e patógenos. Importante salientar que, a composição e a toxicidade do lixiviado pode variar de acordo com a idade e as faixas de degradação do lixiviado. Na Tabela 2, mostra-se a composição do lixiviado em aterros no Brasil e no exterior.

Tabela 2 - Composição do lixiviado conforme o estado de biodegradação em aterros

Indicador	Aterros no exterior		Brasil	
	Fase ácida* (Média)	Fase metanogênica* (Média)	Faixa mais provável**	VMP
pH	6,1	8	7,2 - 8,6	-
DQO	22.000**	3.000**	190-22.300	-
DBO	13.000	180	20-8.600	-
DBO/DQO***	0,59	0,06	0-0,4	-
Ferro	725	15	0,01-65	15,0
Magnésio	600	250	-	-
Cádmio	0,0052	-	0,0065	0,2
Cobre	0,065	-	0,05-0,15	1,0
Níquel	0,166	-	0,03-0,5	2,0
Cobalto	0,05	-	-	-
Estrôncio	7,2	0,94	-	-
Zinco	5,6	0,64	0,01-1,5	5,0
Manganês	24	0,65	0,04-2,0	1,0
Chumbo	0,087	-	0,01-0,5	0,5

Legenda: Todos os parâmetros estão na unidade de mg.L⁻¹, com exceção do pH e da relação DBO/DQO que é adimensional; DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO - Demanda Química de Oxigênio; VMP - Valor máximo permitido (CONAMA n.430/2011). ***Calculado

Fonte: Adaptado de *Ehrig (1983); **Souto e Povinelli (2007)

De acordo com KJELDTSEN *et al.* (2002), o lixiviado pode ser classificado devido a sua composição em jovem ou estabilizado. Para isso, utiliza-se como principal padrão a relação entre a DBO₅ e a DQO. Sendo assim, quando a relação DBO₅/DQO for maior que 0,5, o lixiviado é oriundo, possivelmente, da primeira fase de decomposição dos resíduos, sendo considerado jovem devido a presença de compostos orgânicos de fácil degradação. Por outro lado, o lixiviado estabilizado apresenta uma relação DBO₅/DQO <0,1, devido à presença de compostos recalcitrantes (EL-FADEL *et al.*, 2002).

3.4 Fatores intervenientes na toxicidade dos resíduos sólidos e do lixiviado

3.4.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica dos RSU, é uma ferramenta utilizada para a determinação, em nível quantitativo, dos principais tipos de resíduos gerados em uma localidade. Assim, a composição dos resíduos é obtida por meio de amostragem para a seleção e mensuração dos componentes, determinando-se a relação entre o peso de cada componente presente na amostra e o peso da amostra total (SOUZA; MOURA; MACHADO, 2020). As amostragens dos RSU devem ser representativas para que apresentem as mesmas características e propriedades da massa total.

Em estudos que avaliam a toxicidade dos RSU, bem como do lixiviado, torna-se imprescindível o conhecimento da composição dos resíduos sólidos depositados nos aterros sanitários. Em se tratando de Campina Grande - PB, local de desenvolvimento deste estudo, várias pesquisas sobre composição de resíduos sólidos domiciliares foram desenvolvidas, conforme é ilustrado na Tabela 3.

Tabela 3- Composição física dos resíduos sólidos da cidade de Campina Grande - PB

Componente	Porcentagem média em massa		
	Leite (2008)	Silva (2012)	Araújo Neto (2016)
Matéria orgânica	69,53	47,00	46,50
Papel e papelão	6,23	9,00	11,10
Metal	0,71	2,00	0,60
Vidro	1,18	2,00	2,50
Plásticos	11,44	23,00	16,70
Têxteis sanitários	5,68	6,00	7,90
Compósitos	0,95	3,00	2,40
Outros	4,28	8,00	12,40
Total	100,00	100,00	100,00

Fonte: Elaborada pela autora (2022)

Percebe-se que nos estudos de composição gravimétrica dos RSU do município de Campina Grande - PB, desde o ano de 2008, houve uma redução na percentagem de resíduos orgânicos de cerca de 70% para 46%, o que reflete a mudança de hábitos da população. Comportamentos semelhantes foram observados por Edjabou *et al.* (2015); Alkmin e Uberto Jr. (2017) em diversas localidades, os quais também verificaram a diminuição dos teores de matéria orgânica nos resíduos.

Estudos desenvolvidos por Menezes *et al.* (2019), no município de Juiz de Fora - MG, mostraram que a fração média de orgânicos representa 43,81% do total de resíduos amostrados. Além disso, os autores apresentaram uma categoria como resíduos contaminantes, representando 14,36% do total de resíduos ao longo do tempo. Destaca-se que outros estudos estão sendo desenvolvidos no Brasil para determinar a composição gravimétrica dos resíduos no tempo e assim mensurar como é o comportamento da população com relação a geração de descartáveis. Na Tabela 4 mostra-se exemplos de composição de resíduos sólidos observados em diferentes cidades do Brasil.

Tabela 4 - Composição dos resíduos sólidos estudados em algumas cidades do Brasil

Cidade	Componente (%)									Fonte
	Matéria Orgânica	Papel/ Papelão e <i>tetrapak</i>	Plástico	Vidro	Têxteis sanitários/ Rejeitos	Compósitos/Madeiras Trapos//Couro	Metal/Aço	Alumínio	Outros	
Caucaia/CE	47,50	14,2	15,7	2,1	-	5,2	3,3	-	12	Santos e Mota (2010)
Teresina/PI	38,12	10,90	14,94	2,82	6,06	2,42	1,93	-	17,41	Sousa <i>et al.</i> (2018)
Ponte Nova/MG	40,54	8,81	10,73	1,1	-	38,05*	0,45	0,31	-	Siqueira <i>et al.</i> (2016)
Ji-Paraná/RO	49,10	8,12	21,47	3,61	3,52	1,24	1,40	-	2,1	Oliveira <i>et al.</i> (2018)
Humaitá/AM	40,00	5,8	12	2,8	17,2	11	-	2	7	Oliveira, Oliveira e Moura (2017)
Rubiácea/SP	44,89	6,87	17,07	1,29	9,11	0,92	-	-	0,36	Lima <i>et al.</i> (2018)
Mamborê/PR	54,00	12,6	16,80	2	5,40	-	2,8	1,4	2	Galdino e Martins (2015)
Barão de Melgaço/MT	66,06	7,14	6,24	3,04	-	-	-	3,55	13,96	Campos <i>et al.</i> (2016)
Brasil	51,40	13,1	13,5	2,4	-	-	5,2	0,6	16,7	IBGE (2010)

* O autor considerou como rejeitos

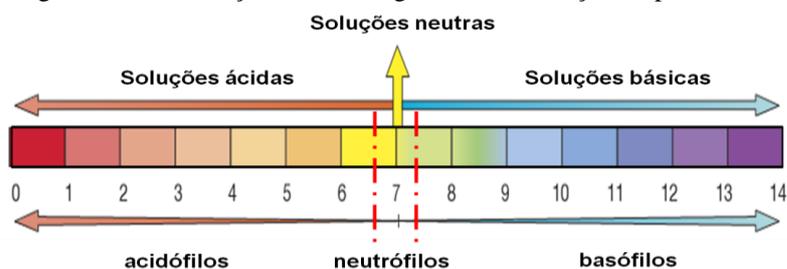
Fonte: Elaborada pela autora (2022)

3.4.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH representa um indicador de grande importância nos processos de biodegradação dos resíduos sólidos, visto que, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH (TCHOBANOGLIOUS *et al.*,1993).

Conforme Kiehl (1998), no início do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, o pH encontra-se normalmente mais baixo porque, nesse período, desenvolvem-se traços de diversos ácidos minerais, a exemplo, do ácido acético e toxinas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade a germinação e crescimento de plantas. Assim, o pH é um dos parâmetros mais importantes para o entendimento das reações ocorridas em aterros sanitários, já que, a maioria dos microrganismos se desenvolvem em um pH ótimo (6,5 e 7,5) próximo da neutralidade. Em função desse parâmetro, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos (Figura 2).

Figura 2 - Classificação dos microrganismos em função do pH



Fonte: Adaptado de Bidone (2001)

O pH pode variar a medida em que ocorre o processo de degradação dos resíduos. No início do processo degradativo, o pH é mais baixo devido a produção de ácidos pelas bactérias hidrolíticas e fermentativas e quando o processo de degradação biológica da matéria orgânica se intensifica, os valores de pH se elevam em função do consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de gases (POHLAND; HARPER, 1985).

De acordo com Castilhos Jr. *et al.* (2003), nos processos anaeróbios, há grande produção de substâncias de caráter ácido, em decorrência das reações de hidrólise, isso faz com que, devido a capacidade de tamponação do meio, os valores do pH tendam a baixar no início do processo. Desse modo, a capacidade tamponante é consequência da ação dos íons bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos e compostos nitrogenados

responsáveis pela alcalinidade. O pH influencia na solubilidade das substâncias (sais metálicos), na predominância de espécies mais ou menos tóxicas, bem como nos processos de adsorção/sedimentação dos metais e outras substâncias no meio aquoso. Pode-se citar, por exemplo, que a concentração do íon amônio e da amônia livre é relacionada pela equação de equilíbrio (Equação 1):



Para valores de pH crescentes e temperaturas elevadas, o equilíbrio favorece a formação da amônia (N-NH₃), a qual é fortemente tóxica aos organismos aquáticos, a exemplo dos peixes e dos microcrustáceos. Além disso, pode ser tóxico ao processo biodegradativo em aterros sanitários.

3.4.3 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

O nitrogênio amoniacal total apresenta-se em duas formas distintas, sendo: a amônia livre ou não-ionizada (N-NH₃) e amônia ionizada (N-NH₄⁺). A soma de suas concentrações resulta na amônia total ou Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) (REIS; MENDONÇA, 2009). De acordo com Naveen *et al.* (2017), os valores do NAT no lixiviado tendem a ser frequentemente elevados em função da decomposição bioquímica e dos processos de dissolução que ocorrem na massa de resíduos.

A amônia é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e que em concentração baixa, não causa danos fisiológicos aos animais. De acordo com Silva (2016), os efeitos tóxicos da amônia podem ser observados quando esta se apresenta em elevadas concentrações no meio, provocando a mortandade de animais, pássaros, peixes e morte ou baixa taxa de crescimento nas plantas. Em longo prazo, esses efeitos, são variados, tais como aparecimento de problemas relacionados à reprodução, baixa fertilidade, e mudanças na aparência ou no comportamento de organismos.

Para Gomes *et al.* (2018), a toxicidade do lixiviado de aterros sanitários está associada, principalmente, aos elevados teores de metais e ao NAT, e isso pode contribuir para a elevada toxicidade a organismos aquáticos e terrestres, bem como influenciar na germinação e crescimento de espécies vegetais. Outros autores, como Almeida *et al.* (2017), também associaram a toxicidade as concentrações do NAT presentes no lixiviado.

No ambiente aquático, o nitrogênio pode ser encontrado sob a forma de nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico. A amônia quando dissolvida na água encontra-se em equilíbrio entre a forma ionizada (N-NH_4^+) e a não ionizada (N-NH_3). Assim, o equilíbrio da equação é influenciado pelo pH, temperatura e salinidade. Quando ocorre algum tipo de alteração desses parâmetros, conseqüentemente tem-se a variação da concentração das diversas formas de nitrogênio, podendo atingir níveis tóxicos para os peixes (SILVA, 2016).

Além dos problemas ambientais no solo e corpos d'água, a contaminação por compostos nitrogenados, a exemplo do nitrato (NO_3^-), pode causar sérios problemas de saúde humana, como a doença metemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e a formação de substâncias com poder mutagênico e carcinogênico em vários organismos (DASARATHY *et al.* 2017; SILVA, 2016). Assim, torna-se de fundamental importância avaliar a toxicidade dos resíduos depositados em aterros sanitários, bem como de lixiviado, visto que, esses possuem elevadas concentrações de NAT em sua composição.

No que se refere aos padrões de lançamento, o NAT é um dos indicadores utilizados na classificação das águas naturais e padrão de emissão de efluentes. Conforme a Resolução do CONAMA n.430 (BRASIL, 2011), os limites máximos permitidos de emissão de nitrogênio amoniacal total no meio ambiente é de $20,0 \text{ mgN.L}^{-1}$. No Quadro 1, mostra-se as principais formas de nitrogênio encontradas no ambiente.

Quadro 1 - Formas do nitrogênio encontradas no ambiente

Forma do nitrogênio	Abreviação	Definição
Nitrogênio Gasoso	N_2	N_2
Amônia	N-NH_3	N-NH_3
Íon Amônio	N-NH_4^+	N-NH_4^+
Nitrogênio Amoniacal Total	NAT	$\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$
Nitrito	NO_2	NO_2^-
Nitrato	NO_3	NO_3^-
Nitrogênio Inorgânico Total	NIT	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$
Nitrogênio Total <i>Kjeldahl</i>	NTK	$\text{N orgânico} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$
Nitrogênio Orgânico	N-orgânico	$\text{NTK} - (\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3)$
Nitrogênio Total	NT	$\text{N-orgânico} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

Nota-se, portanto, que o nitrogênio pode ser encontrado sob diversas formas na natureza e, que apesar de ser um elemento essencial à vida, quando em elevadas concentrações, pode-se ser tóxico ao meio ambiente e à saúde da população. Salienta-se que a toxicidade pode variar em função da sensibilidade da espécie, estágio de desenvolvimento, duração da exposição e condições ambientais.

Importante frisar que, nos aterros sanitários, por serem ambientes predominantemente anaeróbicos, geram efluentes com baixas concentrações de nitrito e nitrato. No entanto, em função da intensa atividade biológica, encontrada tanto na massa de resíduos, quanto no lixiviado, a maior parte do nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal no próprio aterro. Sendo assim, existem grandes concentrações de amônia e quantidades reduzidas de nitrogênio orgânico no lixiviado (KLEIN *et al.*, 2017; VAN TURNHOUT *et al.*, 2018 e PEIXOTO *et al.*, 2018)

3.4.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é um parâmetro global utilizado como indicador do conteúdo orgânico de águas superficiais, efluentes domésticos e industriais, assim como também na análise de lixiviados de aterros sanitários. De acordo com Budi *et al.* (2016) e El-Fadel *et al.* (2002), um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados são os ácidos graxos voláteis (AGV).

Estudos desenvolvidos por Gomes *et al.* (2018) em uma Célula encerrada de aterro sanitário, localizado no município de Campina Grande - PB, observaram-se que as concentrações de DQO no lixiviado de resíduos com dois anos de aterramento, foram elevadas, apresentando valores máximos de 61.089 mgO₂.L⁻¹. Os autores notaram ainda que, no decorrer do tempo de monitoramento da Célula, houve uma redução de aproximadamente 83% dos valores iniciais de DQO.

Segundo Gomes *et al.* (2018), a toxicidade do lixiviado é devido as elevadas concentrações de NAT, DQO, DBO₅, da presença dos metais Fe, Al, Mn e Zn, compostos orgânicos, bem como dos altos teores de sulfatos no efluente. Esses compostos, contribuem para a letalidade de organismos aquáticos e terrestres, a exemplo da *Daphnia magna* e da *Eisenia andrei*, além de contribuir na fitotoxicidade de sementes. De acordo com Lu *et al.* (2016), Moody e Townsend (2017) e Wowkonowcz e Kijeńska (2017), os contaminantes mais comuns observados nos lixiviados são NAT, cloretos, sulfatos e metais pesados.

3.4.5 Metais pesados

O termo metais pesados foi registrado pela primeira vez em 1936, no livro de química inorgânica escrito pelo Dinamarquês Niels Bjerrum (1936), na qual a definição baseou-se na densidade da forma elementar de um metal. No meio científico, não há um consenso quanto aos nomes dados aos elementos nocivos aos organismos vivos, empregando-se diferentes denominações, como “elementos traços”, “metal tóxico” ou “metal pesado”, portanto, neste trabalho adotou-se o termo metal pesado.

A denominação de "metais pesados" está relacionado aos elementos metálicos cuja densidade é superior a 5 g.cm^{-3} . Entre todos os elementos químicos, existem aqueles essenciais à vida, e alguns até que são muito tóxicos e perigosos como o arsênio, mercúrio, chumbo (MOSCHEM; GONÇALVES, 2020; KOLESNIKOV *et al.*, 2022). Dentre as propriedades químicas dos metais pesados, está o elevado nível de reatividade e a capacidade de bioacumulação, que devido não serem metabolizados, podem ocasionar em inúmeras reações químicas adversas em organismos vivos (SOUZA; MORASSUTI; DEUS, 2018; CRUZ *et al.*, 2021).

Conforme Förstner e Wittmann (1983), os elementos químicos podem ser divididos em três classes: Classe 1- pouco tóxico; Classe 2 - tóxico, mas muito insolúvel ou muito raro; e Classe 3 - muito tóxico e relativamente disponível. No Quadro 2, apresenta-se a classificação de alguns elementos químicos em função da sua toxicidade.

Quadro 2 - Classificação dos elementos químicos em função da toxicidade

Pouco Tóxico	Tóxico	Muito Tóxico
Na – Sódio	Ti – Titânio	Be – Berílio
K – Potássio	Hf – Háfnio	As – Arsênio
Mg – Magnésio	Zr – Zircônio	Au – Ouro
Ca – Cálcio	Ba – Bário	Ni – Níquel
Fe – Ferro	Os – Ósmio	Zn – Zinco
Al – Alumínio	Ir – Iridio	Cd – Cádmio
Rb – Rubídio	Nb – Nióbio	Ag – Prata
Sr – Estrôncio	Ta – Tântalo	Hg – Mercúrio
Cl – Cloro	Re – Rênio	Pb – Chumbo

Fonte: Adaptado de Förstner e Wittmann (1983)

Conforme ilustrado no Quadro 2, há um número significativo de elementos tóxicos ao meio ambiente e à saúde humana. Em aterros sanitários, os metais pesados podem ser tóxicos ao processo de digestão anaeróbia, mesmo em baixos valores conforme relatado por Monteiro (2003). Isso ocorre porque durante as primeiras fases da digestão, os metais tendem a se solubilizar quando são desprendidos da fração sólida e aderidos ao lixiviado. No decorrer do processo, as concentrações tendem a aumentar, acarretando maior toxicidade ao meio em função da acidez. Já, durante a fase metanogênica, os valores de metais reduzem em função da precipitação resultante do tamponamento do meio, em que os estes ficam menos solúveis e portanto, menos perigosos. Dessa forma, o pH contribui tanto para a especiação como para a mobilidade dos metais em RSU dispostos em aterros (XIE *et al.*, 2015).

De acordo com Maia (2015), a contaminação por metais pesados de lixiviados apresenta amplo espectro de toxicidade que inclui efeitos neurotóxicos, hepatóxicos, nefrotóxicos, teratogênicos, carcinogênicos ou mutagênicos. Salienta-se que, os organismos aquáticos podem ser fortemente prejudicados, mesmo quando expostos a pequenas concentrações das substâncias presentes no lixiviado, podendo desenvolver problemas fisiológicos e metabólicos (doses denominadas subletais).

Xaypanya *et al.* (2018) desenvolveram estudos em amostras de lixiviados e sedimentos de três aterros sanitários na península da Indochina para investigar o nível de contaminação, principalmente dos metais pesados. Os autores verificaram que a mudança na qualidade do lixiviado pode ser causada pelas condições operacionais do aterro, por exemplo, cobertura do solo, nível de compactação, espessura dos resíduos e armazenamento de lixiviado. Além disso, constataram que as maiores concentrações dos contaminantes foram observadas na estação seca, quando comparada a estação chuvosa para todas as amostras de lixiviado analisadas.

Panzarino *et al.* (2016) estudaram o índice de biomarcadores baseado em classificação para avaliar a ecotoxicidade do cádmio na minhoca *Eisenia andrei*. Para isso, foram realizados vários bioensaios em solo artificial e determinados bioacumulação de cádmio e potenciais biomarcadores a exemplo do catalase (CAT), peróxido de hidrogênio (H₂O₂), malondialdeído (MDA), fenoloxidase (PO), metalotioneínas (MTs) além dos danos genotóxicos, por meio do Ensaio Cometa, às células dos organismos-teste expostos ao contaminante.

Em se tratando da ecotoxicidade, segundo Neeratanaphan *et al.* (2020), os metais pesados podem ser absorvidos e acumulados em organismos aquáticos, incluindo peixes.

Além disso, a exposição crônica aos metais podem causar genotoxicidade aos organismos expostos. Dessa forma, é essencial monitorar os níveis de metais nos RSU, bem como no lixiviado gerado no aterro sanitário.

3.4.6 Cloretos

Os cloretos possuem alta solubilidade e facilidade de lixiviação Oliveira *et al.* (2016) e devido as essas características são um dos parâmetros utilizados como “traçador natural”, sendo de fundamental importância o monitoramento das concentrações desses íons em lixiviados. Segundo Wdowczyk e Szymańska-Pulikowska (2021), os cloretos, junto com o nitrogênio amoniacal, os sulfatos e os metais pesados estão na lista dos contaminantes mais observados nos lixiviados de aterros sanitários.

Maiti *et al.* (2016) analisaram o lixiviado coletado em um aterro na Índia e verificaram a presença de altas concentrações de cloretos, na ordem de $4.356,65 \pm 1.304,84$ mg.L⁻¹. Já Lucena *et al.* (2018), observaram valores de cloretos $3.598,88$ mg.L⁻¹ em lixiviado bruto advindos de lagoas de estabilização facultativa do aterro sanitário metropolitano de João Pessoa, no estado da Paraíba. Segundo Costa *et al.* (2015), os elevados teores de cloretos e alcalinidade podem interferir na eficiência de tratamento de lixiviados, como é o caso do tratamento usando o foto-fenton, pois agem como “sequestrantes” de radicais hidroxila (LIN; LIN; LEU, 1999)

Gomes *et al.* (2018) analisaram as concentrações de cloretos do lixiviado gerado no aterro sanitário em Campina Grande - PB, com dois anos de operação. Os autores verificaram que as concentrações de cloretos se mostraram bastante variáveis ao longo do período analisado (junho a novembro de 2016), oscilando numa faixa de 2.699 a 6.598 mg.L⁻¹, porém, com uma tendência ao aumento durante o período de monitoramento.

Vasconcelos *et al.* (2017) coletaram amostras de lixiviados de um aterro controlado com 22 anos de operação, para testar diferentes tipos de tratamento, e um dos parâmetros estudados foi a concentração de cloretos. Dentre as amostras, em diferentes meses do ano, os valores mínimo e máximo foram, respectivamente, 791 mg.L⁻¹ e 1.732 mg.L⁻¹, entre os meses de março de 2013 e março de 2014.

Já em relação a aterros mais antigos, pode-se encontrar concentrações de cloretos menores. Um estudo desenvolvido por Cavalcanti *et al.* (2015), no aterro sanitário da cidade de Cachoeira Paulista (em operação desde 2006), localizado no interior de São

Paulo, os teores de cloretos analisadas foram de 246,1 mg.L⁻¹, caracterizando um lixiviado de aterro velho.

Em se tratando da toxicidade, um fator importante a ser considerado é que, os sais de cloretos, podem contribuir para a redução do potencial tóxico do lixiviado. Tal fato ocorre quando esses íons se combinam com cátions metálicos, como chumbo, ocasionando efeito antagônico, formando complexos estáveis e reduzindo, assim, a concentração desses metais na forma solúvel e, conseqüentemente, seus teores no lixiviado conforme observado em estudo desenvolvido por Gomes *et al.* (2018).

3.5 Ecotoxicologia

O termo Ecotoxicologia foi sugerido pela primeira vez em 1969 pelo francês René Truhaut, durante uma reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions* (ICSU), em Estocolmo. Conforme esse autor, a ecotoxicologia é a “ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim, a interação das substâncias com o meio no qual os organismos vivem num contexto integrado” (TRUHAUT, 1977).

O estudo da ecotoxicologia surgiu a partir da preocupação do homem com o crescimento dos casos de contaminação química do meio ambiente, bem como de suas conseqüências para a qualidade de vida (SISINNO; OLIVEIRA SILVA, 2013). Dessa forma, esta ciência vem sendo amplamente utilizada e constitui-se como excelente ferramenta que auxilia nas análises da qualidade dos efluentes líquidos lançados nos recursos hídricos naturais, objetivando alertar para os possíveis impactos ambientais negativos e aos riscos à saúde do homem causados por tais elementos, estimando assim sua toxicidade em relação aos organismos-teste (POMPÊO *et al.*, 2015).

De acordo com Oliveira (2017), a ecotoxicidade pode ser avaliada por meio de bioensaios que são utilizados para medir os efeitos adversos de determinadas substâncias em organismos do meio aquático e/ou terrestre, a depender da substância e do cenário a ser avaliado. Os testes de toxicidade são conhecidos, no entanto, pouco empregados na prática. Para Wdowczyk e Szymańska-Pulikowska (2021) e Jemec, Tišler e Gotvajn (2012), o estudo ecotoxicológico é necessário para complementar as análises físico-químicas rotineiras de laboratórios. Nesses testes são utilizados organismos indicadores, ou seja, plantas e animais representativos de diferentes níveis tróficos.

3.5.1 Ecotoxicologia aquática

Define-se como ecotoxicologia aquática o estudo quali-quantitativo dos efeitos adversos de elementos químicos e outros materiais antropogênicos danosos à vida aquática (RAND; PETROCELLI, 1985). A ecotoxicologia aquática surgiu com o objetivo de buscar resolver os problemas de contaminação química dos corpos d'água em decorrência das atividades humanas. Isso é possível devido essa ciência apresentar ferramentas de análise que são capazes de responder preditivamente à toxicidade de poluentes, sinalizando os potenciais riscos ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos. Como resultado, obtêm-se a curva concentração-efeito e concentração-resposta, assim como na detecção de impactos em ambientes contaminados (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

O monitoramento da qualidade ambiental em corpos hídricos é imprescindível, tendo em vista que, o crescente nível de pressão que os corpos hídricos vêm passando como consequência da intensificação das atividades antrópicas, sobretudo do início do século XX até o presente, reflete diretamente na qualidade da água e de vida dos organismos aquáticos (SILVA; PÔMPEO; PAIVA, 2015).

Um dos problemas associados a contaminação se dá devido ao processo de bioacumulação em organismos vivos. Uma vez lançado no ambiente aquático, um composto xenobiótico tem distribuição complexa. Dessa forma, a assimilação e a retenção de um contaminante por um organismo podem acarretar a concentração elevada do mesmo, com potencial de causar efeitos deletérios. Esse processo pode ocorrer de duas formas distintas: por absorção direta, a partir do ambiente, ou por absorção indireta, através do alimento contaminado. Consequentemente, em uma cadeia alimentar, os contaminantes podem ser transferidos de um nível trófico a outro. São várias as substâncias que podem ser bioacumuláveis nos organismos, a exemplo dos metais pesados e dos compostos organoclorados (BURANTINI; BRANDELLI, 2014).

As análises ecotoxicológicas envolvem uma grande quantidade de organismos e populações em todas as escalas de organização biológica, desde os níveis molecular, celular, fisiológico e comportamental até os níveis populacionais (LYUBENOVA; BOTEVA, 2016). Segundo Rosner *et al.* (2021), nos últimos anos, as abordagens ecotoxicológicas têm sido reconhecidas como ferramentas úteis que complementam e melhoram a avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos impactados pela atividade antrópica. Dessa forma, atualmente, um grande número de táxons de

invertebrados aquáticos é rotineiramente utilizado em laboratório e em programas de monitoramento de poluição ambiental em larga escala devido à sua abundância, grande biodiversidade e menores preocupações éticas em comparação aos vertebrados.

3.5.2 Ecotoxicologia terrestre

A ecotoxicologia terrestre consiste na obtenção de dados de matrizes ambientais contaminadas (solo), por meio da realização de ensaios em laboratórios e/ou *in situ*, em organismos-teste, assim como a caracterização do risco resultante dessa contaminação. Estudos na biota terrestre tem se destacando como uma importante ferramenta de avaliação de risco, porém a ausência de legislação específica dificulta o desenvolvimento desses estudos (BARETTA *et al.*, 2019).

Importante destacar, que um dos principais influenciadores da contaminação do solo se deve, principalmente às atividades antrópicas, as quais inserem diversas substâncias xenobióticas nos ecossistemas, sejam elas, agrotóxicos, fertilizantes agrícolas, esgoto sanitário, metais, derivados de petróleo, além de subprodutos de origem industrial. Esses contaminantes, direta ou indiretamente atingem o ambiente comprometendo a saúde dos organismos presentes no meio (LISBOA *et al.*, 2021; BARETTA *et al.*, 2019). Nesse sentido, na literatura técnica são apresentados estudos que utilizam a ecotoxicologia terrestre como ferramenta para análise da contaminação ambiental de solo, a exemplo de Azevedo e Coronas (2019), que realizaram um estudo de revisão de literatura, no qual utilizaram o teste de fuga (avaliação da perda de habitat), em minhocas *Eisenia andrei* e *Eisenia fétida*, para identificação da toxicidade de agrotóxicos no Brasil e verificaram que a maioria dos estudos levantados utilizaram o Solo Artificial Tropical (SAT).

Simões *et al.* (2020) analisaram a ecotoxicidade do cobre, por meio dos testes de letalidade e de reprodução em *E. andrei* e colêmbolos, em dois solos naturais para verificar se os valores máximos estabelecidos pela Resolução do COMANA n. 420 (BRASIL, 2009), oferecem proteção à fauna do solo. Os autores verificaram que a *E. andrei* foi mais sensível que o colêmbolos e que as concentrações aferidas do cobre foram inferiores aos estabelecidos pela Resolução. Apesar disso, relataram que concentrações menores do que os valores-limite podem afetar negativamente esses organismos.

Radwan, El-Gendy e Gad (2020), estudaram vários biomarcadores como estresse oxidativo, genotoxicidade e imunotoxicidade como ferramentas de diagnóstico para

monitorar os impactos dos contaminantes em organismos-teste. Segundo os autores, a contaminação química dos ecossistemas terrestres é uma grande preocupação, pois esses ecossistemas são alvo da maioria dos poluentes derivados de atividades antrópicas, como pesticidas, metais pesados, nanopartículas, entre outros.

3.5.2.1 Aplicabilidade dos ensaios em oligoquetas (minhocas)

Os ensaios ecotoxicológicos em oligoquetas são aplicados para fins normativos e legais, tais como a classificação dos resíduos sólidos, o registro de agrotóxicos e a avaliação de riscos ambientais em áreas contaminadas (SISINNO *et al.*, 2019).

A realização de ensaios ecotoxicológicos visando complementar a classificação de resíduos perigosos ainda é pouco aplicada no Brasil, apesar de a NBR 10.004 (BRASIL, 2004a) recomendar que para a avaliação da toxicidade de um resíduo sólido deve-se considerar os efeitos nocivos da presença de agentes ecotóxicos, bem como os efeitos associados a cada substância química ou decorrente do sinergismo entre as substâncias constituintes do resíduo.

De acordo com a referida norma, um resíduo é caracterizado como tóxico se uma amostra representativa dele, obtida segundo a NBR 10.007 (BRASIL, 2004d), apresentar, dentre outras propriedades, substância em concentração comprovadamente letal ao homem ou estudos do resíduo que demonstrem uma DL_{50} oral para ratos menor que 50 mg.kg^{-1} ou CL_{50} inalação para ratos menor que 2 mg.L^{-1} ou uma DL_{50} dérmica para coelhos menor que 200 mg.kg^{-1} .

Para Sisinno *et al.* (2019), uma das maiores limitações para a solicitação desse tipo de ensaio pelos técnicos dos órgãos ambientais ocorre devido o pouco conhecimento sobre o assunto, assim como pela dificuldade de orientação na solicitação do ensaio. Além disso, na maioria das vezes, surge a dificuldade de interpretação dos resultados produzidos, visto que, muitos técnicos não possuem capacitação em ecotoxicologia.

Lisbôa *et al.* (2021), avaliaram os efeitos ecotoxicológicos em minhocas da espécie *Eisenia andrei* expostas a solos contaminado com esgoto sanitário. Esses pesquisadores investigaram se os valores de prevenção estabelecidos pela legislação brasileira para a qualidade do solo, associados à incidência de substâncias químicas, são suficientes para garantir a qualidade ambiental necessária para diferentes organismos.

O estudo das metodologias de análise de risco ambiental é imprescindível, pois, fornecem informações fundamentais na avaliação e gerenciamento de impactos e passivos

ambientais. No campo toxicológico, a metodologia para análise ambiental consiste na determinação de um índice numérico que relaciona a concentração de um contaminante na água, solo, sedimentos e ar, por exemplo, e os seus potenciais efeitos à saúde, por meio da integração de dados de exposição e toxicológicos (CÂNDIDO; BRANCO, 2018).

A determinação da ecotoxicidade pode ser feita em áreas contaminadas por meio da coleta de amostras para realização de ensaios laboratoriais e em avaliações em campo, assim como a amostragem de organismos e/ou ensaios *in situ*. A avaliação de riscos ambientais é recomendada pela Resolução do CONAMA n. 420 (BRASIL, 2009). Apesar disso, existem muitos questionamentos com relação à melhor metodologia a ser aplicada em cada caso, além do custo elevado que alguns dos ensaios possuem. Como consequência disso, esses estudos ainda estão em desenvolvimento e têm sido pouco aplicados no Brasil (SISINNO *et al.*, 2019).

Em relação aos organismos utilizados em ensaios para avaliação de áreas contaminadas, de acordo com Sisinno *et al.* (2019), as oligoquetas podem ser empregadas para avaliação da função de habitat dos solos naturais, sendo indicados tanto os ensaios de ecotoxicidade aguda como ecotoxicidade crônica com minhocas *E. fetida* ou *E. andrei*.

Em se tratando da aplicabilidade dos ensaios para o registro de agrotóxicos, a Lei Federal n. 7.802, de 11 de julho de 1989, conhecida com a “lei dos agrotóxicos” dá providências desde a pesquisa e experimentação até a inspeção e fiscalização de agrotóxicos e seus componentes. A legislação brasileira objetiva regular o uso de agrotóxicos no país e, para isso, ensaios de toxicidade com vários tipos de organismos não-alvo são solicitados para a avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) de agrotóxicos, seus componentes e afins.

Segundo a Portaria 84, de 15 de outubro de 1996, Art. 3º, a classificação quanto ao PPA baseia-se nos parâmetros bioacumulação, persistência, transporte, toxicidade a diversos organismos, potencial mutagênico, teratogênico, carcinogênico, obedecendo a seguinte graduação: Classe I - Produto Altamente Perigoso; Classe II - Produto Muito Perigoso; Classe III - Produto Perigoso e; Classe IV - Produto Pouco Perigoso. Os ensaios com organismos de solo normalmente solicitados para atendimento a essa demanda legal tem sido o de microrganismos e de ecotoxicidade aguda com minhocas (*E. fetida* ou *E. andrei*). No entanto, em alguns lugares do mundo, como na Europa, o ensaio de ecotoxicidade aguda para fins de registro de produtos caiu em desuso, sendo o ensaio de reprodução de minhocas mais aceito atualmente (SISINNO *et al.*, 2019).

3.5.3 Monitoramento ecotoxicológico

Os primeiros testes de toxicidade foram realizados entre 1863 e 1971, no entanto, apenas na década de 1930 foram implementados alguns testes de toxicidade aguda utilizando organismos aquáticos com o objetivo de avaliar a causa/efeito de compostos químicos e efluentes líquidos. Estudos realizados na década de 1940 recomendavam o uso de testes em peixes (RAND; WELLS; McMACARTY, 1995).

Estudos na área de ecotoxicologia no Brasil iniciaram-se na década de 70. Em seus primórdios, no trabalho de Rocha *et al.* (1971), quando estes autores iniciaram o desenvolvimento de testes de toxicidade, utilizando a tilápia, em um efluente de uma indústria na região do rio Atibaia - SP, onde frequentemente ocorria a mortandade de peixes causada, possivelmente, pelo lançamento de efluentes líquidos industriais com concentrações elevadas de agentes químicos (FESB-CETESB, 1971).

De acordo com Zagatto (2014), os estudos ecotoxicológicos são considerados completos, visto que, fornecem informações reais do impacto do contaminante, a exemplo do lixiviado, sobre os organismos vivos e em plantas, devido medirem os efeitos tóxicos de uma substância, além da interação e magnitude de vários agentes presentes no ambiente. Dessa forma, a avaliação ecotoxicológica de determinado acompanha o conhecimento das fontes de emissão dos poluentes, bem como de suas transformações, difusões e destinos no ambiente.

A realização de ensaios ecotoxicológicos considera a exposição de organismos-teste à amostras de água, efluentes, sedimentos e solos submetidos a concentrações de poluentes específicas e por um período de tempo padronizado. Para isso, são utilizados vários tipos de organismos-teste cultiváveis em laboratório. Os mais utilizados internacionalmente na realização de ensaios ecotoxicológicos, segundo Lombardi (2004), são: microalgas (*Pseudokirchneriella subcapitata*), microcrustáceos cladóceros (*Daphnia similis* ou *Ceriodaphnia dubia*) e peixes (*Danio rerio* e *Pimephales promelas*).

Importante destacar que, os peixes são organismos que pertencem ao topo da cadeia alimentar, dessa forma, são frequentemente utilizados por possuírem intrínseca relação com toda a cadeia inferior, indicando respostas de efeitos crônicos, acumulativos e persistentes em nível de cadeia. Dessa forma, são mais vulneráveis quando o agente tóxico atinge o topo da cadeia alimentar pela biomagnificação (SOARES *et al.*, 2016). De acordo com Adhikari e Khana (2015) e Sackey, Kočí e van Gestel (2020), a idade

dos aterros tem sérios efeitos na composição do lixiviado e, portanto, seu impacto nos organismos aquáticos, se lançados nesses ambientes.

O lixiviado de aterro sanitário possui alta complexidade, sendo constituído por matéria orgânica dissolvida, componentes macro inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos, os quais conferem elevada ecotoxicidade a esse efluente (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019). Conforme Silva *et al.* (2004) e Bila *et al.* (2005), o lixiviado de aterro sanitário, é tóxico para diversos organismos, tais como: a bactéria *Aliivibrio fischeri*, os microcrustáceos *Artemia salina*, *Daphnia magna* e *Daphnia similis* e o peixe *Danio rerio*. Além desses organismos utilizados para o monitoramento da toxicidade no ambiente aquático, na literatura são apresentados diversos trabalhos com uso de espécies de vegetais para a avaliação do impacto desse efluente no solo e em sedimentos.

Diante desse contexto, faz-se necessário, o desenvolvimento e a utilização de protocolos padronizados de testes de toxicidade. De acordo com Costa *et al.* (2008), diversos órgãos de padronização, como: *Environmental Protection Agency* dos Estados Unidos (USEPA), *American Society for Testing and Materials* (ASTM), *Organisation for Economic Cooperation and Development* (OECD), *Association of Analytical Communities* (AOAC) e *International Organization for Standardization* (ISO) têm se concentrado na elaboração e implementação de protocolos de testes de toxicidade que sirvam de guia para as entidades reguladoras para a tomada de decisões. No Brasil, o órgão responsável pelo desenvolvimento de protocolos de testes de toxicidade é a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). No Quadro 3, são apresentadas as principais normas brasileiras referentes a testes de toxicidade aquática e terrestre para organismos pertencentes a diferentes grupos taxonômicos.

Quadro 3 - Normas brasileira sobre ensaios ecotoxicológico

Ecotoxicologia aquática		
Norma	Descrição	
ABNT	NBR 15469: 2015	Coleta, preservação e preparo de amostras
	NBR 12713: 2016	Toxicidade aguda - Método de ensaio com <i>Daphnia spp</i> (<i>Crustacea, Cladocera</i>)
	NBR 13373: 2017	Toxicidade Crônica - Método de ensaio com <i>Ceriodaphnia spp.</i> (<i>Crustacea, Cladocera</i>)
	NBR 15088: 2016	Toxicidade aguda: Método de ensaio com peixes (<i>Cyprinidae</i>)

Continua

Ecotoxicologia aquática		
	NBR 15499: 2016	Toxicidade Crônica de Curta Duração - Método de ensaio com peixes
	NBR 12648: 2018	Método de ensaio com algas (<i>Chlorophyceae</i>)
	NBR 15411: 2012	Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão de luz <i>Vibrio Fischeri</i>
	NBR 15308: 2017	Método de ensaio com <i>misídeos</i> (<i>Crustácea</i>)
Ecotoxicologia terrestre		
ABNT	NBR17512-1: 2011	Qualidade do solo - Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento - Parte 1: Ensaio com minhocas (<i>Eisenia fetida</i> e <i>Eisenia andrei</i>)
	NBR ISO 11267: 2019	Qualidade do solo - Inibição da reprodução de Collembola (<i>Folsomia candida</i>) por poluentes do solo
	NBR ISO: 17616: 2010	Qualidade do solo - Guia para a seleção e avaliação de bioensaios para a caracterização ecotoxicológica de solos e materiais do solo.
	NBR ISO 11268-1: 2012	Qualidade do solo - Efeitos dos poluentes nas minhocas - Parte 1: Determinação da toxicidade aguda para <i>Eisenia fétida</i> e <i>Eisenia andrei</i>
	NBR ISO 11269-2: 2014	Qualidade do solo - Determinação dos efeitos de poluentes na flora terrestre.
	NBR ISO 16387: 2012	Qualidade do solo - Efeitos de poluentes em Enchytraeidae (<i>Enchytraeus sp.</i>) - Determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência.
	NBR 15537: 2014	Ecotoxicologia terrestre - Ecotoxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas

Fonte: Adaptado de Pompêo *et al.* (2015)

3.5.3.1 Seleção do tipo de organismos-teste

A escolha das espécies utilizadas em ensaios com efluentes complexos como o lixiviado é de grande relevância. A espécie escolhida deve ser sensível, de importância ecológica para seu nível trófico, abundante, de fácil manutenção e de baixo custo. Além disso, devem ser utilizadas espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam conhecidos, o que pode facilitar a interpretação dos resultados (PAIXÃO FILHO, 2017).

Em estudos desenvolvidos por Teixeira *et al.* (2016), em lixiviados de aterros sanitários foram avaliados quatro organismos-teste diferentes e que representaram o ambiente aquático e terrestre: *Alivibrio fischeri* (bactéria luminescente); *Lactuca sativa* L. (semente de alface); *Daphnia similis* (microcrustáceo) e *Danio rerio* (peixe). Os

organismos apresentaram alta sensibilidade ao lixiviado. Observou-se também que os testes em solo apresentaram uma CE_{50} maior do que os testes realizados em meio líquido.

Bauer (2017), avaliou a toxicidade aguda de efluentes industriais utilizando como organismos-teste embriões de peixes da espécie *Danio rerio*. Os resultados de toxicidade aguda foram comparados com os resultados apresentados por três outros organismos-teste (alga, microcrustáceo e peixe na fase larval).

Trabalhos desenvolvidos por Costa *et al.* (2018) objetivaram avaliar os potenciais poluidores causadores de ecotoxicidade do lixiviado do aterro sanitário de Seropédica-RJ, utilizando organismos-teste de diferentes níveis tróficos. Do mesmo modo, Araújo *et al.* (2018) também realizaram estudos ecotoxicológicos para avaliar a toxicidade de lixiviados brutos utilizando organismos-teste de três níveis tróficos: microcrustáceo *Daphnia similis*, bactéria *Allivibrio fischeri* e o peixe *Danio rerio*. Os autores concluíram que todas as amostras avaliadas se mostraram tóxicas aos organismos-teste.

Ghosh *et al.* (2017) avaliaram o atual conhecimento sobre a toxicidade do lixiviado utilizando bioensaios com diferentes espécies. De acordo com os autores, os ensaios mais utilizados para medir a toxicidade deste efluente são aqueles que envolvem microrganismos como bactérias e algas, invertebrados aquáticos, principalmente com as espécies *Daphnia magna*, *Daphnia similis* e *Artemia salina*; ensaios com peixes e mexilhões, plantas e mamíferos, os quais se limitam a pequenas espécies de roedores e insetívoros. Dessa forma, um adequado conjunto de bioensaios, envolvendo organismos de diferentes níveis tróficos, é mais apropriado para efluentes complexos como o lixiviado de aterro sanitário.

Silva *et al.* (2018) apresentaram um estudo de revisão em artigos, publicados no período compreendido entre 2000 a 2018, que utilizavam bioensaios na avaliação da ecotoxicidade de lixiviados, a fim de avaliar a importância da utilização de organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos. Como resultados, os autores apresentaram que os ensaios ecotoxicológicos utilizando organismos de apenas um nível trófico correspondeu a 70,73%; dois níveis tróficos a 21,95% e com três ou mais níveis tróficos, foi de apenas 7,32%. Dentre os organismos-teste mais utilizados, destacaram-se a bactéria *Allivibrio fischeri* (29,27%), seguida pelo microcrustáceo *Daphnia magna* (17,7%), o peixe *Danio rerio* (9,76%) e a planta aquática *Lemna minor* (9,76%).

Em se tratando de pesquisas no Brasil relacionadas à ecotoxicologia terrestre, Niva *et al.* (2016) mostraram que, dentre os organismos-teste avaliados, os que apresentaram maior frequência foram, as minhocas da espécie *Eisenia ssp.*, assim como

várias espécies de plantas. Além disso, os autores verificaram que, em meio aos contaminantes ambientais avaliados, os resíduos sólidos e efluentes foram os que apresentaram maior destaque.

Os ensaios ecotoxicológicos devem abranger organismos de diferentes níveis tróficos, como produtores, consumidores primários, secundários e decompositores, e de ambiente terrestre e aquático, para avaliar os possíveis impactos causados pelo lançamento de efluentes nesses ambientes. Essa abrangência no número de organismos utilizados nos ensaios ecotoxicológicos objetiva representar a relação de multiplicidade dos ecossistemas, visto que, somente um organismo não representaria todos os efeitos possíveis sobre o ecossistema. Apesar disso, por razões práticas e econômicas, muitas vezes os testes de toxicidade são realizados com uma única espécie de organismo-teste (COSTA *et al.*, 2008). No Quadro 4, mostra-se os representantes típicos dos grupos mais importantes do ambiente aquático e terrestre.

Quadro 4 - Representantes típicos dos grupos mais importantes do ambiente aquático e terrestre

Níveis tróficos	Grupos taxonômicos
Produtores primários	Algas, outros vegetais, bactérias autótrofas
Consumidores primários	Protozoários, rotíferos
Consumidores secundários	Crustáceos, moluscos, vermes e equinodermos
Consumidores terciários	Peixes, anfíbios, répteis, insetos, aves e mamíferos
Decompositores	Fungos, bactérias e oligoquetas

Fonte: Adaptado de Zagatto e Bertolotti (2008) e Knie e Lopes (2004)

Segundo Bernard *et al.* (1996), um número adequado de organismos utilizados em ensaios ecotoxicológicos em lixiviados de aterros sanitários seria no mínimo de quatro organismos. Importante salientar que, a norma brasileira, por meio da Resolução CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011), não estabelece quais organismos-teste devem ser utilizados, no entanto, recomenda que se o lançamento do efluente for em rios de água doce, os organismos utilizados devem ser representativos desse ambiente. Além disso, essa resolução estabelece que os ensaios deverão ser realizados em organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

Diferentes organismos podem ser utilizados para a realização de testes de toxicidade. Eles foram agrupados em: microrganismos, plantas e algas, invertebrados e

peixes. O Quadro 5 ilustra a classificação dos organismos-teste, assim como algumas espécies utilizadas em estudos científicos.

Quadro 5 - Tipos de organismos-teste utilizados em ensaios de toxicidade

Tipo de organismo	Espécies	Referência
Bactéria	<i>Vibrio fisheri</i>	Qiu <i>et al.</i> (2016); Abbas <i>et al.</i> (2018) e Webler, Mahler e Dezotti (2018)
	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Costa <i>et al.</i> (2015), Costa <i>et al.</i> (2018) e Costa <i>et al.</i> (2019)
Plantas e Algas	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Maiorana <i>et al.</i> (2019)
	<i>Lemna minor</i>	Machado <i>et al.</i> (2016)
	<i>Lactuca sativa</i>	Medeiros <i>et al.</i> (2017) e Torres <i>et al.</i> (2019)
	<i>Lepidium sativum</i>	Garbo <i>et al.</i> (2019)
Invertebrados	<i>Daphnia magna</i>	Maranho <i>et al.</i> (2017); Machado <i>et al.</i> (2016) e Lumbaqué <i>et al.</i> (2017)
	<i>Daphnia similis</i>	Cavalcante <i>et al.</i> (2017)
	<i>Artemia salina</i>	Medeiros <i>et al.</i> (2017)
	<i>Eisenia andrei</i>	Sales Jr <i>et al.</i> (2021) e Garbo <i>et al.</i> (2019)
	<i>Eisenia fétida</i>	Zeguerrou <i>et al.</i> (2021)
Vertebrados	<i>Danio rerio</i>	Cavalcante <i>et al.</i> (2017) e Costa <i>et al.</i> (2019)
	<i>Tilapia</i>	Machado <i>et al.</i> (2016)

Fonte: Elaborado pela Autora (2022)

Em estudo desenvolvido por Mavakala *et al.* (2016), verificaram-se, por meio dos testes de ecotoxicidade, que o lixiviado são uma fonte significativa de toxicidade para organismos terrestres e bentônicos. Portanto, lixiviados de aterros sanitários não devem ser descartados no meio ambiente (solo ou águas superficiais) sem tratamento prévio.

3.6 Organismos vivos utilizados em ensaios de ecotoxicidade

3.6.1 *Daphnia magna*

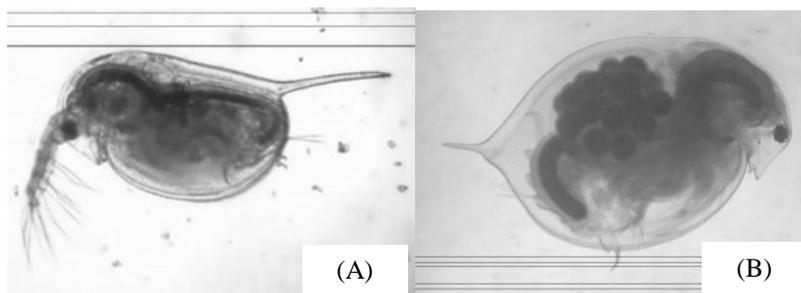
A *Daphnia magna* é um microcrustáceo pertencente à ordem *Cladocera*, reconhecidamente representativo das espécies de zooplâncton e têm larga distribuição no hemisfério norte. Também conhecido como “pulga-de-água”, possui de 5 mm a 6 mm de

comprimento, atua como consumidor primário na cadeia alimentar aquática e se alimenta por filtração de material orgânico particulado em suspensão NBR 12713 (ABNT, 2016).

Esta é uma espécie sensível que foi considerada útil para a análise toxicológica de misturas complexas, como lixiviado de aterro (RESTREPO *et al.*, 2017; PRZYDATEK, 2019). Além disso, a *Daphnia* possui papel importante na cadeia alimentar, sendo um organismo filtrador que se alimenta de algas, rotíferos e infusórios. Possui ciclo de vida curto, em torno de 7 a 8 semanas e, em boas condições ambientais, sua reprodução por partenogênese, originando apenas fêmeas (ALVES; SILVANO, 2006). Vale salientar que, esse organismo possui um tempo de maturação curto e altas taxas de reprodução, tornando-o ideal para estudos de mudanças fisiológicas resultantes de estresse químico ou ambiental em laboratório (ARCHARYA; SCHULMAN; YOUNG, 2010).

O microcrustáceo *Daphnia magna* (Figura 3) é um organismo-teste reconhecido em vários países, e é um dos mais utilizados em ensaios de toxicidade do lixiviado, por ser uma espécie sensível para a análise toxicológica de misturas complexas, como lixiviado de aterro (RESTREPO *et al.*, 2017; PRZYDATEK, 2019). Além do mais, os testes que utilizam estes organismos, apresentam resultados rápidos (até 48 horas de exposição) de possíveis agentes tóxicos no ambiente.

Figura 3 - *Daphnia* em diferentes idades: (A) *Daphnia magna* jovem; (B) *Daphnia magna* adulta



Fonte: NBR 12713 (ABNT, 2016)

3.6.2 *Eisenia andrei*

A minhoca, *Eisenia andrei*, também conhecida como vermelha-da-Califórnia, são oligoquetas pertencentes ao Filo Annelida, Sub-classe Oligochaeta. Esses organismos são espécies pequenas, com tamanho que variam de 3 a 13 cm de comprimento e de 2 a 6 mm de diâmetro na idade adulta e habitam em ambientes terrestres, aquáticos e até marinhos e se caracterizam pelo corpo vermiforme, segmentado e com poucas cerdas. São hermafroditas e a maioria se reproduz por anfimixia, partenogênese ou autofertilização

produzindo casulos. Assim, constitui-se nos organismos terrestres mais conhecidos do mundo devido à sua importância na fertilidade do solo (SISINNO *et al.*, 2019).

Apesar de ser organismo originário de países de clima temperado, é uma espécie cosmopolita, ou seja, pode ser encontrada praticamente em qualquer lugar do mundo. Além disso, possui ciclo de vida curto e grande tolerância às variações climáticas, como temperatura e umidade (DOMINGUEZ; VELANDO; FERREIRO, 2005). A minhoca vermelha-da-califórnia engloba as espécies *E. andrei* e *E. fétida*, as quais apresentam similaridades morfológicas, sendo que a primeira, apresenta corpo uniformemente avermelhado e listras claras pouco aparentes entre seus segmentos corporais. Essa espécie possui, elevadas taxas de desenvolvimento e reprodução em comparação à *Eisenia fetida* (GUIMARÃES, 2006).

Os ensaios ecotoxicológicos em oligoquetas têm sido utilizados no Brasil principalmente, no meio acadêmico, podendo também ter outras aplicações, a exemplo, no setor de regulamentação de produtos e atividades com potencial de causar impactos ambientais negativos ao meio ambiente, especialmente no solo (SISINNO *et al.*, 2019). Importante ressaltar que, além de ser amplamente utilizada em ensaios ecotoxicológicos e em vermicompostagem, a *Eisenia andrei* é também utilizada em estudos genéticos (CANDELLO, 2014). Na Figura 4, mostra-se a minhoca da espécie *Eisenia andrei*.

Figura 4 - Aspectos morfológicos externos de *E. andrei*



Foto: Jorge Domínguez: Fonte: Schiedeck *et al.*, (2019)

3.7 Métodos para avaliar a toxicidade

Um dos métodos para determinar a toxicidade de substâncias contidas em lixiviados de aterros sanitários é o uso de testes biológicos em organismos aquáticos e terrestres sensíveis à contaminação ambiental (PRZYDATEK, 2019).

Dessa forma, os ensaios de toxicidade são realizados para estimar o grau de impacto que um determinado efluente pode causar nos corpos receptores (água e/ou no

solo). O objetivo desses ensaios é simular, em laboratório, os efeitos que poderiam ser observados no ambiente após o lançamento do efluente. Assim, os testes de toxicidade possibilitam a qualificação e a mensuração dos efeitos dos produtos tóxicos sobre a biota e a estimativa dos riscos de intoxicação ao ambiente (ARENZON, 2011).

De acordo com Rubinger (2009), os ensaios ecotoxicológicos são classificados conforme a duração (agudo ou crônico), método de adicionar a solução-teste (sistema estático, semiestático e de fluxo contínuo) e propósito (teste de composto isolado; monitoramento da qualidade de efluente; toxicidade relativa; sensibilidade relativa e taxa de crescimento). Na Tabela 5, mostra-se os termos utilizados em testes de toxicidade.

Tabela 5 - Definição de alguns termos utilizados em testes de toxicidade

Parâmetro	Definição	Tempo de exposição
DL ₅₀	Dose Letal Média: dose de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e condições do teste.	24 a 96 horas
CL ₅₀	Concentração Letal Média: concentração de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	24 a 96 horas
CE ₅₀	Concentração Efetiva Média: concentração de amostra que causa um efeito agudo (imobilidade, por exemplo) a 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	24 ou 48 horas
CENO	Concentração de Efeito não Observado: maior concentração de agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	168 horas (7 dias)
CEO	Concentração de Efeito Observado: menor concentração de agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição.	168 horas (7 dias)

Fonte: Costa *et al.* (2008)

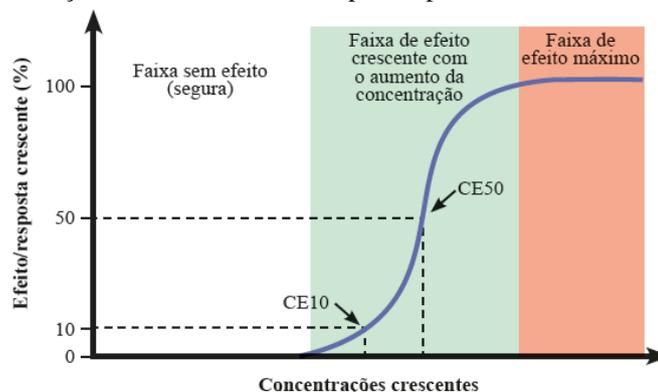
3.7.1 Testes de toxicidade aguda

Os ensaios ecotoxicológicos de curta duração avaliam as respostas rápidas dadas pelo organismo-teste a um estímulo que se manifesta em um curto período de tempo, de 0 a 96 horas após a exposição, em que são observadas a letalidade ou a imobilidade dos organismos, como também as alterações ocorridas imediatamente após a exposição ao agente tóxico (MAIA, 2015; BARETTA *et al.*, 2019).

Do mesmo modo, os testes de toxicidade aguda são desenvolvidos para determinar a toxicidade relativa de uma amostra sobre organismos aquáticos selecionados, expostos a uma substância química numa dose única, ou múltipla em um curto período de tempo, em relação ao período de vida do organismo-teste. Normalmente o efeito observado é a letalidade ou outra manifestação do organismo que a anteceda, como o estado de imobilidade em invertebrados (MAIA, 2015).

De acordo com Costa *et al.* (2008) e Sisino e Oliveira Filho (2013), um dos aspectos mais importantes da ecotoxicologia aquática é relação dose-resposta, representada pela relação entre a concentração de uma substância química e os efeitos observados nos organismos-teste. Essa relação é de fundamental importância na avaliação do risco gerado pelos compostos tóxicos no meio ambiente, uma vez que, permite quantificar a toxicidade aguda dessas substâncias. Em geral, as curvas que representam a relação dose-resposta apresentam comportamento não retilíneo do tipo sigmoide, conforme ilustra-se na Figura 5.

Figura 5 - Representação de uma curva dose-resposta típica obtida em testes de toxicidade



Fonte: Sousa e Niva (2019)

A partir das curvas dose-resposta dois parâmetros importantes podem ser determinados: a Concentração Letal Média (CL_{50}) ou a Concentração Efetiva Média

(CE₅₀), isto é, a concentração do agente tóxico que causa mortalidade ou imobilidade, respectivamente, a 50% dos organismos-teste após um determinado tempo de exposição, nas condições do ensaio (SOUSA; NIVA, 2019; BRASIL, 2011).

Costa *et al.* (2018), realizaram testes de toxicidade aguda em *Aliivibrio fischeri* no lixiviado de dois aterros sanitários após o tratamento por foto Fenton. O lixiviado bruto do aterro de Seropédica-RJ, apresentou alta toxicidade (CE₅₀ = 33%). Após os processos escuro de Fenton e foto solar Fenton, obtiveram-se CE₅₀ de 81 e 91%, respectivamente. No caso da toxicidade do aterro de Gramacho-RJ, o valor da CE₅₀ do lixiviado bruto foi de 13%, enquanto que, após o escuro Fenton, a CE₅₀ = 54% e do foto solar Fenton, a CE₅₀ = 59%. Com isso, demonstra-se a redução da toxicidade do lixiviado após o seu tratamento.

Qiu *et al.* (2016) avaliaram a toxicidade aguda do lixiviado *in natura* e pós-tratado em *Vibrio fischeri*, larvas e embriões do *Danio rerio*. Constatou-se que a toxicidade aguda do lixiviado diminuiu significativamente: as unidades de toxicidade (UT) reduziram de 84,75 para 12,00 nas larvas do *Danio rerio*; de 82,64 para 10,55 nos embriões; e de 3,41 para 0,63 em *Vibrio fischeri*.

Em se tratando da análise da toxicidade no solo, Ramires *et al.* (2020) avaliaram os efeitos dos resíduos frescos de matadouro de suínos e resíduos após processos de estabilização em *Eisenia andrei* por meio de testes comportamental ou fuga, teste de letalidade (toxicidade aguda) e teste de reprodução (toxicidade crônica). Assim, verificaram que os resíduos de matadouro suíno, após compostagem aerada e compostagem natural, tiveram efeito tóxico resultando na morte de *E. andrei*. No entanto, em relação a toxicidade crônica, verificou-se que a reprodução dos organismos se apresentou de maneira satisfatória nos resíduos frescos e após vermicompostagem.

3.7.2 Testes de toxicidade crônica

Os testes de toxicidade crônica dependem diretamente dos resultados dos testes de toxicidade aguda, dado que, as concentrações subletais são calculadas a partir da CL₅₀. Esses testes são mais sensíveis às diluições quando comparados com os testes da toxicidade aguda. A toxicidade crônica avalia a ação dos poluentes cujo efeito traduz-se pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, geralmente, por um período que vai de 1/10 do ciclo vital até a totalidade da vida do organismo (RAND; PETROCELLI, 1985).

Na toxicidade crônica, os efeitos aos organismos são subletais e observados em situações em que as concentrações do agente tóxico, as quais ficam expostos, permitem a sobrevivência dos organismos, afetando suas funções biológicas, interferindo, por exemplo, na reprodução, desenvolvimento de ovos e crescimento dos indivíduos (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Os resultados obtidos nos testes de toxicidade crônica geralmente são expressos como Concentração de Efeito Não Observado (CENO), ou seja, a maior concentração testada que não causa efeito adverso aos organismos-teste; e também como Concentração de Efeito Observado (CEO), que é a menor concentração que causa efeito estatisticamente significativo nos organismos-teste (BRASIL, 2016)

Em ambientes aquáticos os efeitos adversos crônicos são mais frequentes devido à concentração ser influenciada pela diluição dos compostos e demais interações relacionadas diretamente a biodisponibilidade dos contaminantes presentes. Assim, os organismos são expostos às baixas concentrações de determinados poluentes durante longos períodos de tempo, ocasionando efeitos crônicos a níveis subletais e até mesmo letais durante seu ciclo de vida. Importante salientar que esses ensaios, também, são utilizados sempre que os ensaios agudos não forem suficientes para caracterizar um efeito tóxico. Deste modo, nem sempre a toxicidade aguda reflete o potencial deletério de um efluente, sendo necessária a realização de teste de toxicidade crônica para complementar o estudo (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

De acordo com Costa *et al* (2008), os valores numéricos de toxicidade aguda e crônica, expressos como CL_{50} , CE_{50} , CENO e CEO, demonstram uma relação inversa à toxicidade, isto é, menores valores numéricos indicam maiores toxicidades. Sendo assim, para facilitar a comparação e fazer com que esses parâmetros demonstrem uma relação direta com a toxicidade, podem ser transformados em Unidades Tóxicas Aguda (UTa) ou Unidade Tóxicas Crônica (UTc) por meio das Equações 2 e 3.

$$UT_a = 100/CE_{50} \text{ ou } UT_a = 100/CL_{50} \quad (2)$$

Em que:

UTa - Unidades Tóxicas Aguda

CE₅₀ - Concentração Efetiva Média que causa um efeito agudo a 50% dos organismos

CL₅₀ - Concentração Letal Média que causa mortalidade de 50% dos organismos

$$UT_c = 100/CENO \text{ ou } UT_c = 100/CEO \quad (3)$$

Em que:

UT_c - Unidades Tóxicas Crônica

CENO - Concentração do Efeito Não Observável

CEO - Concentração do Efeito Observável

3.7.3 Testes de fitotoxicidade

O potencial tóxico dos resíduos sólidos e do lixiviado de aterro sanitário ao meio ambiente pode ser identificado de maneira simples, rápida e a baixo custo por meio de testes de fitotoxicidade. Estes testes indicam, através da análise da germinação e do crescimento das espécies, o efeito que as substâncias químicas ou uma mistura complexa tem sobre as sementes e plantas (SILVA, 2016; GHOSH *et al.*, 2017).

De acordo com Franco *et al.* (2017), os biotestes utilizam o grau de germinação de determinadas espécies de plantas como um indicador da toxicidade. Essa avaliação considera a sensibilidade de tais espécies à presença de contaminantes potencialmente tóxicos. Assim, os índices de germinação de sementes, bem como o crescimento de plantas constituem-se em parâmetros bastante utilizados para avaliar a fitotoxicidade de um composto. Dessa forma, esses efeitos podem ser observados por meio da CL₅₀ a partir da qual pode-se determinar a concentração de uma substância responsável pelo efeito em 50% dos organismos testados. Estes testes podem ser agudos ou crônicos, conforme a sua duração e o efeito observado.

Para a realização dos testes de fitotoxicidade podem ser utilizadas diversas espécies, tais como: tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), cebola (*Allium cepa*), pepino (*Cucumissativus*), cevada (*Hordeum vulgare L.*), alface (*Lactuca sativa*) e cenoura (*Daucuscarota*) (WANG; KETURE, 1990). Vale salientar que, esse método de fitotoxicidade com semente é padronizado pela USEPA, no entanto, ainda não foi normatizado no Brasil (PAIXÃO FILHO, 2017).

Os ensaios de fitotoxicidade ou estudos de toxicidade com plantas são simples e versáteis, e foram utilizados com diversos resíduos líquidos e sólidos e em diferentes espécies de plantas. No Quadro 6 ilustra-se alguns estudos que avaliaram a toxicidade em RSU e em lixiviado em diferentes espécies vegetais.

Quadro 6 - Principais espécies empregadas para avaliação da toxicidade em RSU e em lixiviado

Espécie		Efeito observado (%)	Referência
Nome científico	Nome popular		
<i>Allium cepa</i>	Cebola	CRR	Klauck, Rodrigues e Silva (2015)
<i>Brassica oleraceae</i>	Repolho	GRS; CRR; IG e CE ₅₀	Nascimento (2021)
		CRR e ICR	Nascimento <i>et al.</i> (2020)
<i>Lactuca sativa</i>	Alface	DL ₅₀	Colombo <i>et al.</i> (2019)
		CL ₅₀	Teixeira <i>et al.</i> (2016)
		CE ₅₀	Batista (2016)
<i>Solanum lycopersicum</i>	Tomate	GRS; CRR; IG e CE ₅₀	Nascimento (2021)
<i>Vigna unguiculata</i> (L.) Walp	Feijão	GRS e CRR	Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017)
<i>Cannabis sativa</i> L.	Maconha	IG	Vaverková <i>et al.</i> (2019)
<i>Sinapis alba</i> L. e <i>Triticum aestivum</i> L.	Mostarde e trigo	IG	Palm <i>et al.</i> (2022)

Legenda: GRS – Germinação Relativa da Semente; CRR – Crescimento Relativo da Raíz; CE_{50, 5dias} - Concentração Efetiva; DL₅₀ – Dose Letal; IG – Inibição da Germinação; ICR - Inibição de Crescimento de Raízes.

Fonte: Autora (2022)

Trabalhos desenvolvidos por Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017) em aterro Localizado na Índia, objetivou investigar o efeito de diferentes concentrações de lixiviados *in natura* na germinação e crescimento de plantas. Os autores relataram que, o lixiviado, apresentou elevadas concentrações de matéria orgânica, amônia e sólidos dissolvidos. Além disso, o estudo de fitotoxicidade sugere que em concentrações mais baixas o lixiviado potencializa a germinação e promove o crescimento das plantas.

Nascimento (2021) avaliou a CE₅₀ em sementes de tomate e de repolho do lixiviado bruto de aterro sanitário e verificou que as sementes de repolho foram mais sensíveis ao lixiviado, apresentando menor CE₅₀, quando comparado com as sementes de tomate. Além desse parâmetro para avaliar a toxicidade, neste estudo foram utilizados o índice de germinação (IG) e o crescimento da raiz.

Destaca-se que, apesar da avaliação da germinação e do crescimento das raízes das sementes serem parâmetros eficazes para avaliação fitotoxicológica, Bożym, Król e Mizerna (2020) consideram que o estudo do crescimento da raiz pode melhor representar

a toxicidade em decorrência do contato direto com os compostos tóxicos, sendo, dessa forma, possível analisar os efeitos da estimulação do crescimento da planta (raiz).

3.8 Legislação vigente aplicável

O controle do tratamento e da disposição final de efluentes em corpos receptores deve ser fiscalizado pelos órgãos ambientais competentes, objetivando a mitigação dos impactos ambientais negativos ao meio ambiente. No Brasil, o instrumento legal que estabelece o controle da poluição dos corpos de águas é dado por meio da Resolução do CONAMA n.430 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e indica os ensaios ecotoxicológicos como uma ferramenta de avaliação e controle do impacto que esses efluentes podem vir a causar no meio ambiente.

Conforme a referida resolução, no *caput* do Art.18, “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente” (BRASIL, p.5, 2011). A resolução não estabelece quais organismos devem ser utilizados, somente orienta que se o lançamento do efluente for em rios de água doce, por exemplo, os organismos utilizados devem ser representativos desse ambiente.

Em se tratando das legislações estaduais, o Estado da Paraíba, por exemplo, apresenta uma Norma Técnica n. 301 (SUDEMA, 1988), que dispõe dos critérios e padrões de lançamento de efluentes líquidos. No entanto, não possui critérios de ecotoxicidade para avaliar o efeito tóxico de efluentes em corpos receptores. Sendo assim, no estado da Paraíba, devem-se seguir as diretrizes estabelecidas pela Resolução do CONAMA n.430 (BRASIL, 2011).

Apesar da existência desse instrumento legal em nível nacional, poucos são os estados brasileiro que possuem resoluções ou normas específicas que abordem os critérios ecotoxicológicos para a avaliação de efluentes líquidos, conforme ilustrado no Quadro 7.

Quadro 7 - Regulamentações dos Estados brasileiro e organismos utilizados em testes de ecotoxicidade para lançamento em corpos hídricos de água doce

UF	Resolução/Norma	Organismo utilizado
Minas Gerais	COPAM/CERH-MG n. 1/2008	NE
Paraná	Resolução CEMA n. 081/2010	<i>Daphnia magna</i> , <i>Vibrio fisheri</i> , <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>Scenedesmus subspicatus</i>
Rio Grande do Sul	FEPAM n. 66/2017	NE**
Rio de Janeiro	Norma Operacional Padrão INEA - n. 008/2018	<i>Danio rerio</i> , <i>Pimephales promenales</i> , <i>Daphnia spp</i> , <i>Vibrio fisheri</i> **
Santa Catarina	Portaria FATMA n. 017/2002	<i>Daphnia magna</i> , <i>Vibrio fisheri</i>
São Paulo	Resolução SMA n. 03/2000	NE*

Legenda: UF - Unidade Federativa; NE - Não especificado; NE* - Não especificado: Os organismos utilizados nos testes de toxicidade, assim como os métodos de ensaios, serão definidos pela CETESB, através de normas específicas (de acordo com o Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes de São Paulo. A CETESB recomenda a realização do ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* e para a toxicidade crônica a *Ceriodaphnia dubia*); ** Não específica, porém segue o estabelecido na Resolução CONAMA n.430/2011.

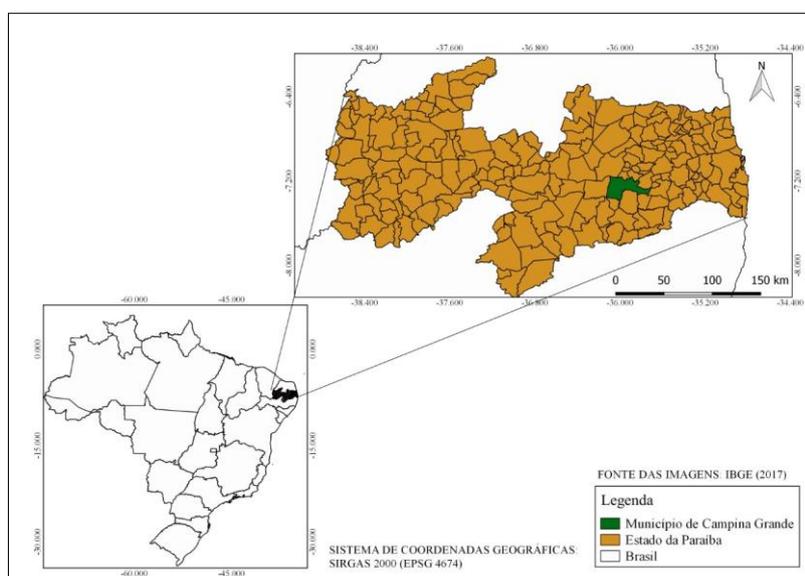
Em se tratando da legislação, em nível nacional, que abranja a ecotoxicologia terrestre, têm-se a Resolução CONAMA n. 420, de 28 de dezembro de 2009, alterada pela Resolução CONAMA n. 460 (BRASIL, 2013), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização geral do município de Campina Grande - PB

O município de Campina Grande - PB (Figura 6) situa-se na mesorregião do Agreste da Borborema, nas coordenadas geográficas de 07°13'32" de latitude S e 35° 53'38" de longitude W, e possui uma altitude média de 555 metros acima do nível do mar. As temperaturas máximas e mínimas anuais ficam em torno de 30 °C a 20 °C no período seco e de 18 °C a 13 °C no período chuvoso. O município está incluído na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, caracterizando-se por apresentar: (i) precipitação pluviométrica média anual de 800 mm; (ii) índice de aridez de até 0,50; (iii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (IBGE, 2010).

Figura 6 - Mapa de localização do município de Campina Grande - PB



Fonte: Adaptado de IBGE (2019)

O município de Campina Grande - PB encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, região do Médio Paraíba, sendo seus principais cursos d'água os rios Salgadinho, Bodocongó, São Pedro, do Cruzeiro e Surrão, além dos riachos: Logradouro, da Piaba, Marinho, Caieira, do Tronco e Cunha (CPRM, 2010; IBGE, 2010). No Quadro 8, ilustra-se algumas características gerais no município de Campina Grande - PB.

Quadro 8 - Características gerais do município de Campina Grande - PB

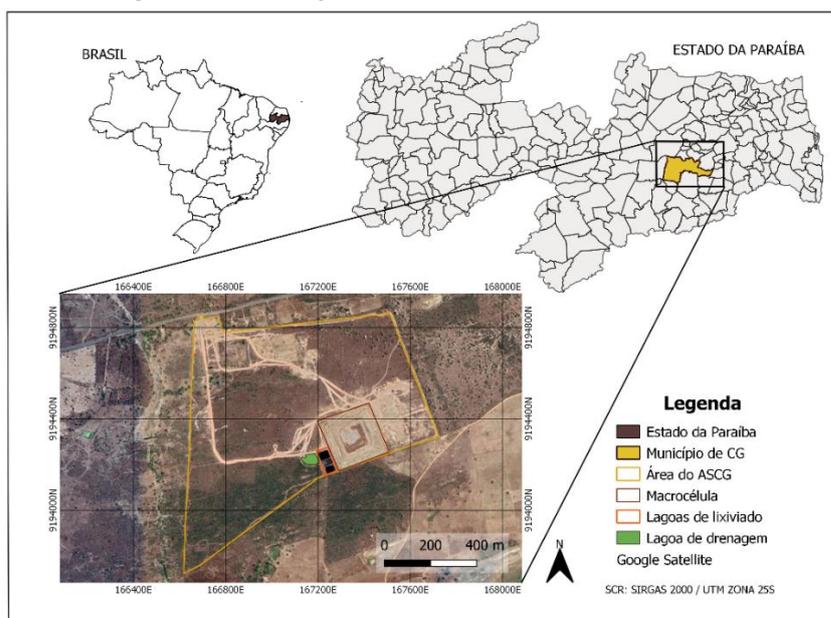
Indicador para o município	Valor	Fonte
População estimada	4139.830 habitantes	IBGE (2021)
Salário médio dos trabalhadores	2,1 salários mínimos mensais	IBGE (2019)
IDH	0,720	IBGE (2010)
Cobertura dos serviços de abastecimento de água	99,73%	SNIS (2020)
Esgoto tratado referido à água consumida	73,35%	SNIS (2020)
Geração <i>per capita</i> de RSU	0,64 kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	ECOSAM (2014)
Cobertura da coleta de resíduos domésticos	95%	SNIS (2020)

Legenda: ECOSAM - Consultoria em Saneamento Ambiental; IDH - Índice de Desenvolvimento Humano; IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; RSU - Resíduos Sólidos Urbanos; SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

4.2 Apresentação e descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Aterro Sanitário de resíduos sólidos urbanos no município em Campina Grande (ASCG), localizado na Fazenda Logradouro II, Distrito de Catolé de Boa Vista, Campina Grande - PB, conforme ilustrado na Figura 7.

Figura 7 - Localização do Aterro Sanitário de RSU

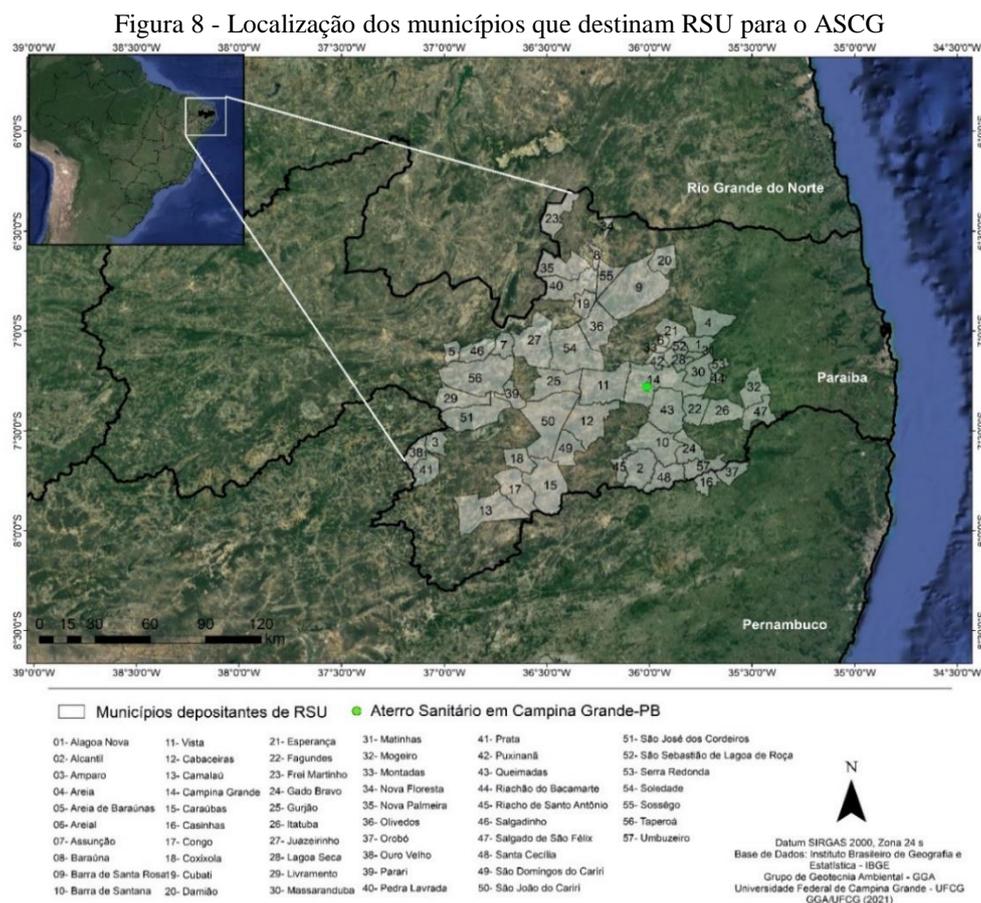


Fonte: GGA (2019)

O ASCG é de iniciativa privada, administrado pela ECOSOLO - Gestão Ambiental de Resíduos LTDA. e atende, atualmente, ao município de Campina Grande -

PB, além de 56 municípios do Estado da Paraíba e de Pernambuco. O empreendimento foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos e receber 350 toneladas de RSU (tRSU.dia⁻¹), no entanto, no período de desenvolvimento da pesquisa, recebeu entre 500 e 600 tRSU.dia⁻¹.

Vale salientar que cerca de 90% dos resíduos depositados no ASCG são oriundos do município de Campina Grande - PB, sendo os demais municípios paraibanos: Alagoa Nova, Alcantil, Amparo, Areia, Areia de Baraúnas, Areal, Assunção, Baraúna, Barra de Santa Rosa, Barra de Santana, Boa Vista, Cabaceiras, Camalaú, Campina Grande, Caraúbas, Congo, Coxixola, Cubati, Damião, Esperança, Fagundes, Frei Martinho, Gado Bravo, Gurjão, Itatuba, Juazeirinho, Lagoa Seca, Livramento, Massaranduba, Matinhas, Mongeiro, Montadas, Nova Floresta, Nova Palmeira, Olivedos, Ouro Velho, Parari, Pedra Lavrada, Prata, Puxinanã, Queimadas, Riachão do Bacamarte, Riacho de Santo Antônio, Salgadinho, Salgado de São Félix, Santa Cecília, São Domingos do Cariri, São João do Cariri, São José dos Cordeiros, São Sebastião de Lagoa de Roça, Serra Redonda, Soledade, Sossego, Taperoá e Umbuzeiro. Além desses, dois municípios pernambucanos também depositam RSU no ASCG, são eles, Casinha e Orobó (Figura 8).



Fonte: Adaptado do cerco de pesquisa

A implantação e operação do ASCG ocorreu em junho de 2015, em uma área de 64 ha, dos quais, 40 hectares foram destinados à construção de Células para a disposição de resíduos sólidos urbanos. Destaca-se que, até março de 2021, foram implantadas e finalizadas no Aterro 4 (quatro) Células, denominadas de Células 1 (C1), 2 (C2), 3 (C3) e 4 (C4), conforme é mostrado na Figura 9.

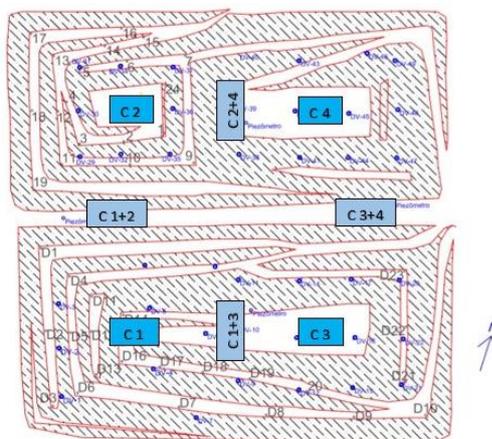
Figura 9 - Células para a disposição de resíduos sólidos urbanos no ASCG



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2018)

Destaca-se que, posteriormente a construção das quatro primeiras Células de resíduos apresentadas na Figura 9, deu-se o início ao processo de junção dessas Células objetivando o melhor aproveitamento da área do Aterro (GGA, 2018). Na Figura 10, apresenta-se um esquema ilustrativo das Células e junções do ASCG.

Figura 10 - Esquema ilustrativo das Células e junções do ASCG para formação da Macrocélula



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2018)

Dessa forma, foram dispostos RSUs entre as Células 1 e 3, denominada Junção 1+3 (C1+3), entre as Células 2 e 4, nomeada de Junção 2+4 (C2+4), entre as Células 3 e 4 (C3+4) e entre as Células 1 e 2 (C1+2), com o intuito de unificar as quatro Células (C1,

C2, C3 e C4), formando uma única Célula, chamada de “Macro célula”, com dimensões de 210 m x 210 m x 40 m de comprimento, largura e altura total, respectivamente. Após o preenchimento total da Macro célula, em dezembro de 2019, iniciou-se a construção e operação de novas Macro células de disposição de RSU (Figura 11).

Figura 11 - Vista Superior das Macro células de disposição de RSU e da Macro célula



Fonte: Acervo de pesquisa (2022)

O ASGC apresenta quatro lagoas de acumulação e evaporação de lixiviado (L1, L2, L3 e L4) e uma Lagoa de Drenagem de Águas Pluviais (LDA) (a Figura 12).

Figura 12 - Vista superior das Lagoas de Tratamento de Lixiviado (L1, L2, L3 e L4) e da Lagoa de Drenagem de Água superficial (LDA)



Fonte: Acervo de pesquisa (2022)

É importante ressaltar que as Lagoas não apresentam eficiência de remoção de contaminantes, conforme estudo realizado por Ribeiro (2019) e, portanto, são utilizadas para controle de vazão e recirculação de lixiviado, evitando acúmulo em períodos de maior geração de efluentes. São recirculados na Macro célula, diariamente, cerca de 24 a 32 m³ de lixiviado durante o período de estiagem na região. No entanto, salienta-se que a

frequência da reciculação, assim como o volume recirculado, dependem das etapas de operação que estão sendo desenvolvidas no ASGC.

As Lagoas 1, 2, 3 e 4 são revestidas por uma Geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com 3 mm de espessura. Essas lagoas têm as seguintes dimensões (largura, comprimento e profundidade) e capacidade de armazenamento: L1 – 25 m x 36 m x 3 m (2.700 m³); L2 – 20 m x 40 m x 3 m (2.400 m³); L3 – 57 m x 40 m x 3 m (6.840m³) e a L4 – 57 m x 45 m x 3 m (7.695 m³).

O ASCG dispõe de unidades operacionais que visam à proteção do meio ambiente e da saúde pública, destacando-se a camada de impermeabilização natural de base com solo compactado (argila bentonítica) nas Células 1, 2, 3 e 4, além do sistema de coleta e drenagem do lixiviado instalado sobre a camada impermeabilizante (do tipo “espinha de peixe”) (Figura 13 A). Esse sistema conduz, por gravidade, o lixiviado para um poço de visita de concreto pré-moldado (Figura 13B) e, em seguida, para a lagoa de acumulação e evaporação de lixiviado (L1). Em períodos de maiores vazões de lixiviado, quando a L1 atinge cerca de 80% de sua capacidade total, para evitar o transbordamento, o lixiviado é transferido, por meio de bombeamento para as L2, L3 e L4.

Figura 13 - Sistema de drenagem e coleta do lixiviado gerado. (A) Sistema do Tipo “Espinha de peixe”; (B) Poço de visita que “recebe” o lixiviado gerado nas Células de RSU



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2018)

Em se tratando da LDA, caracteriza-se como barragem artificial, popularmente conhecida como “barreiro”, com a função de armazenar, no período chuvoso, a água do sistema de coleta de águas de drenagem instalado sobre as Células de disposição de RSU implantadas no ASCG. Além disso, a água coletada serve para irrigar o solo que será utilizado no recobrimento dos resíduos na Macrocélula, reduzindo a emissão de material particulado causada pela movimentação de veículos no local de disposição de resíduos.

4.2.1 Coleta de dados meteorológicas do Aterro Sanitário em Campina Grande

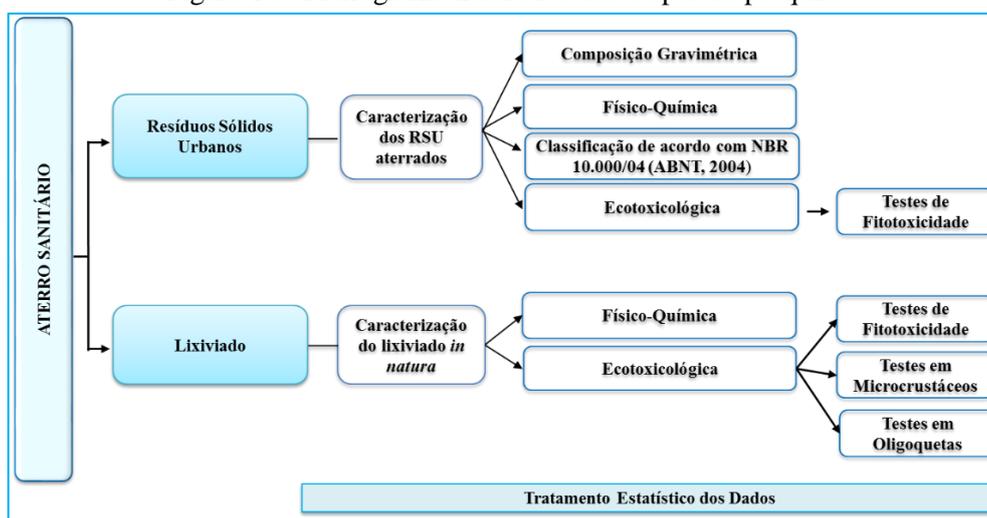
O município de Campina Grande - PB, possui uma estação meteorológica a qual é gerida pela Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) do estado da Paraíba e outra estação sob responsabilidade do Instituto Nacional do Semiárido (INSA), distante 9 km da área do ASCG. No entanto, devido a dificuldade de obtenção de dados completos dessas estações, a coleta de informações sobre as condições meteorológicas foi realizada por meio do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), obtidos a partir da série histórica mensal do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP, 2020). Dessa forma, o monitoramento das condições meteorológicas foi realizado a partir dos dados de precipitação pluviométrica, evaporação e temperatura para o período referente a agosto/2017 a dezembro/2020, obtidos da estação meteorológica convencional nº82785, localizada na Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária (EMBRAPA), distante 16 km do ASCG.

O objetivo do monitoramento das condições climáticas, tais como precipitação, evaporação e temperatura para esse estudo foi avaliar a influência dessas condições no comportamento da vazão, características físico-químicas e toxicológicas do lixiviado gerado no ASCG.

4.3 Etapas metodológicas

Na Figura 14, é apresentado um fluxograma ilustrativo com um resumo das etapas principais desenvolvidas na pesquisa.

Figura 14 - Fluxograma ilustrativo das etapas da pesquisa



Fonte: Autora (2022)

4.3.1 Caracterização dos RSU da Macro célula do Aterro Sanitário

4.3.1.1 Amostragem

Para a caracterização dos RSU recém-aterrados e com 1 e 2 anos de aterramento foram coletadas amostras em locais específicos da Macro célula, conforme mostrados no Quadro 9.

Quadro 9 - Idade e local de coleta dos resíduos aterrados

Tempo de aterramento (anos)	Local da coleta
0 (“Recém-aterrados”)	Na disposição da junção da C1 e C2; C3 e C4
1	Na primeira berma da junção da C1 e C2
2	Na primeira berma da junção da C1 e C3

*Legenda: Os resíduos recém-aterrados possuem idade de cerca de 3 semanas de aterramento; C1 – Célula 1; C2 – Célula 2; C3 – Célula 3; C4 – Célula 4

Fonte: Autora (2022)

As coletas ocorreram em diferentes pontos nas bermas da Macro célula do Aterro Sanitário. Para isso, foi utilizada uma escavadeira hidráulica do tipo 416E (Figura 15A). Os RSU coletados foram conduzidos por um caminhão basculante (Figura 15 B) para um galpão.

Figura 15 - Amostragem dos RSU aterrados: (A) Coleta e; (B) Transporte



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2019)

Para a realização da amostragem dos RSU (Recém-aterrados, com 1 e com 2 anos de aterramento) seguiu-se um planejamento estatístico, a fim de obter uma amostra representativa dos resíduos sólidos nos diferentes tempos de aterramento no ASCG. É importante destacar que, os RSU recém-aterrados foram coletados em seis diferentes pontos de amostragem, conforme recomendações de Vieira (2018). Tais pontos encontravam-se equidistantes, representando toda a área de disposição dos resíduos.

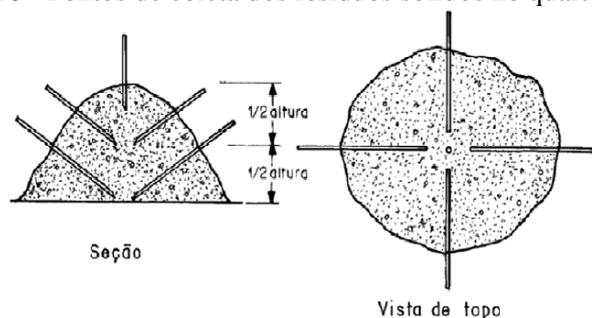
Para a realização da coleta de resíduos, foi necessário escavar cerca de 2,5 m de profundidade na berma da Macro célula correspondente ao ano de aterramento desejado, sendo necessário descartar o solo das camadas de cobertura e intermediária até se chegar a massa de resíduo aterrada. Sendo assim, coletou-se cerca de 1000 kg de RSU aterrados de cada ponto, totalizando uma amostra de aproximadamente 6000 kg (seis toneladas).

Salienta-se que o mesmo procedimento foi realizado para a coleta de RSU com 1 e com 2 anos de aterramento. Para os dois últimos anos de aterramento (1 e 2 anos), foram coletados RSU na primeira berma da junção da C1 e C2 e na primeira berma da junção da C1 e C3, respectivamente, correspondendo a uma amostra aproximada de 1000 kg (uma tonelada) cada. Após a coleta, os RSU foram conduzidos para um galpão localizado nas dependências físicas do ASCG para a preparação dos resíduos e realização da composição gravimétrica, bem como a coleta de amostras para a realização dos ensaios laboratoriais.

4.3.1.1.1 Composição gravimétrica

Para a realização da composição gravimétrica, os RSU coletados foram homogeneizados e posteriormente quarteados, seguindo as instruções da NBR 10.007 (ABNT, 2004d). Na Figura 16, mostram-se os pontos de coleta de resíduos resultantes do quarteamento.

Figura 16 - Pontos de coleta dos resíduos sólidos no quarteamento



Fonte: NBR 10.007 (ABNT, 2004)

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos foi determinada de acordo com adaptações da norma alemã GDA *Empfehlungen* E1-7 (DGGT, 1994), para os seguintes grupos: plásticos, compósitos, têxteis sanitários, metal, vidro, madeira, papel, papelão, couro, matéria orgânica e material misto. Os materiais mistos compreendem a parcela da amostra que não se classifica em nenhuma outra categoria apresentada, devido sua difícil identificação, sendo em geral, uma mistura de solo e materiais orgânicos.

Os procedimentos, em síntese, para a obtenção da composição gravimétrica são descritos a seguir:

- os RSU coletados foram dispostos em uma lona plástica;
- abertura das sacolas plásticas para facilitar a homogeneização;
- foi realizado o quarteamento dos resíduos e foram descartadas duas pilhas em quadrantes opostos;
- as duas pilhas restantes foram homogeneizadas novamente, formando uma única pilha;
- foram retiradas amostras do topo, das laterais e da base da pilha de resíduos (Figura 16);
- os resíduos foram separados em recipientes previamente pesados (sacos plásticos) e identificados, sendo as pesagens realizadas de acordo com suas categorias;
- posteriormente à triagem, o material, já separado por categorias, foi pesado para se determinar o percentual de cada componente presente nos resíduos em relação à massa total da amostra de RSU, conforme a Equação 4.

$$CG = \frac{P_c}{P_t} \times 100 \quad (4)$$

Em que:

CG - Composição gravimétrica (%);

P_c - massa de cada fração segregada (kg);

P_t - massa total dos resíduos destinados à composição gravimétrica (kg).

Na pesagem dos resíduos e determinação da composição gravimétrica, foi utilizada uma balança da marca *Welmy*, modelo R-100, com capacidade de carga de 150 kg e divisão de 10 kg. Salienta-se que as etapas para a realização da composição gravimétrica dos RSU são as mesmas para todos os anos de aterramento.

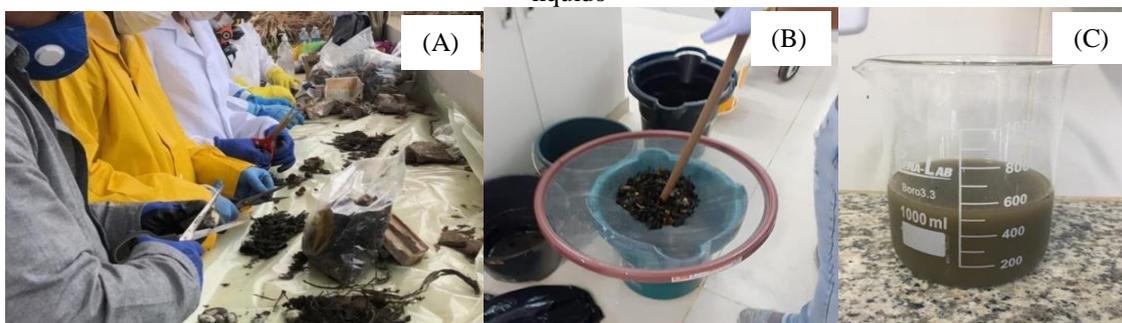
4.3.2 Preparação das amostras de resíduos para a realização dos ensaios

Posteriormente à realização do quarteamento dos RSU, conforme descrito na subseção [4.3.1.1.1], foi coletada uma fração desses resíduos, cerca de 2,0 kg, para a realização dos ensaios laboratoriais. Após coletadas, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente lacrados, preservadas e transportadas para o Laboratório

de Geotecnia Ambiental (LGA) e o Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia (LGAB), da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG.

Os resíduos transportados ao LGA foram picotados manualmente com auxílio de tesouras, objetivando a redução do tamanho dos materiais em diâmetros de 3 a 4 cm (Figura 17 A). Após a picotagem, pesou-se 500 g desses RSU, e sendo esses colocados em um balde plástico no qual foi adicionado 1,0 litro de água destilada. Esta mistura passou por agitação manual durante 5,0 min e, em seguida, ficou em repouso por 30 min. Passado esse período, a fração sólida foi separada da líquida por filtração (Figura 17 B), obtendo, um extrato líquido (Figura 17 C), que foi utilizado na realização dos ensaios físico-químicos e nos testes de fitotoxicidade, conforme recomendação de Silva (2012).

Figura 17 - Preparação da amostra: (A) Picotagem dos RSU; (B) Preparação do extrato; (C) Extrato líquido



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisa (2022)

No Quadro 10 ilustra-se os indicadores e respectivos métodos empregados para a caracterização dos RSU.

Quadro 10 - Indicadores e respectivos métodos empregados para a caracterização dos RSU

Indicador	Unidade	Método Utilizado (APHA, AWWA e WEF (2017))	
Umidade	%	Secagem em estufa	-
pH	-	Eletrométrico pHmetro (Lucadema/LUCA-210)	Método 4500- H ⁺
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Titulação Potenciométrica	Método 2320 B
AGV	mgH _{AC} . L ⁻¹		
DQO	mgO.L ⁻¹	Refluxação fechada do dicromato de potássio	Método 5220 C
NAT	mgN.L ⁻¹	Destilação e titulação Destilador (Quimis/Q308N-26)	Método 4500- NH ₃ C
Cloretos	mg.L ⁻¹	Método Argentométrico (Método de Mohr)	Método 4500-Cl B

Continua

Conclusão

Indicador	Unidade	Método Utilizado (APHA, AWWA e WEF (2017))	
SVT	%	Calcinação	Método 2540E
Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo total (Cr), Prata (Ag), Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Zinco (Zn)	mg.L ⁻¹	Espectrometria de absorção atômica Espectrômetro (Agilent/AA240)	3111
Classificação		Lixiviação e solubilização	NBR 10.005 (ABNT, 2004b) e NBR 10.006 (ABNT, 2004c)
Testes de fitotoxicidade	%	GRS, CRR e CE _{50,5dias}	Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996), adaptada de Melo (2003); Colombo <i>et al.</i> (2019)

Legenda: pH - potencial hidrogeniônico; AT- Alcalinidade Total; AGV - Ácidos Graxos Voláteis; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; STV - Sólidos Voláteis Totais; GRS – Germinação Relativa da Semente; CRR – Crescimento Relativo da Raíz; CE_{50,5dias} - Concentração Efetiva
Fonte: Autora (2022)

4.3.3 Classificação dos resíduos sólidos urbanos

A classificação dos RSU depositados no ASCG foi realizada, conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004a). Para isso, foram realizados testes de lixiviação e solubilização dos resíduos sólidos com a finalidade de obtenção do extrato líquido para avaliação das concentrações de metais presentes na massa de RSU, conforme a idade de aterramento.

Após coletadas, as amostras de resíduos foram conduzidas ao LGA e, em seguida, colocadas em estufa, marca De LEO & LTDA, n.2106, Tipo 5, para a secagem à temperatura de 100 °C. Posteriormente, as amostras foram trituradas em liquidificador industrial de alta rotação, Marca Bemar, modelo L800.

4.3.3.1 Ensaios de lixiviação

O ensaio de lixiviação foi executado no Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos (LABGER), da Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ) da UFCG, *Campus* Campina Grande - PB. A realização dos ensaios de lixiviação foi conforme a metodologia descrita pela NBR 10.005 (ABNT, 2004b), seguindo procedimentos de lixiviação para resíduos contendo teor de sólidos igual a 100%.

Inicialmente, foi feita a trituração, conforme apresentado na secção [4.3.3], para que as partículas de resíduos apresentem diâmetro menor que 9,5 mm. Em seguida, pesou-se $100 \pm 0,1$ g da amostra de resíduo. Posteriormente, a amostra foi transferida para o frasco de lixiviação, já com a solução de extração, nº 1, conforme estabelecida na NBR 10.005 (ABNT, 2004b), igual a 20 vezes a massa utilizada de resíduos (100 g).

Após essa etapa, o frasco de extração foi acoplado ao aparelho de agitação rotativa, a fim de iniciar o processo de lixiviação, a 30 ± 2 RPM (Rotações Por Minuto), por 18 ± 2 horas (Figura 18). Ao fim desse período, a amostra foi filtrada utilizando papel filtro qualitativo (porosidade 110 mm) e, em seguida, centrifugada em Centrífuga Marca, ALC, modelo PK 120 a 3000 RPM, por um período de 30 minutos. Posteriormente a esta etapa, recolheu-se o sobrenadante dos extratos lixiviados das amostras A1, A2 e A3, correspondentes aos períodos de RSU recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. A preservação das amostras foi feita por meio da adição de uma solução de Ácido Nítrico (HNO_3) a 50% até $\text{pH} \leq 2$, conforme recomendações da NBR 10.007 (ABNT, 2004d), para posterior análise dos metais.

Os metais analisados nos extratos lixiviados dos RSU foram definidos de acordo com o que consta no Anexo F da NBR 10.004 (ABNT, 2004a), sendo analisados: Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo total (Cr) e Prata (Ag).

Figura 18 - Agitador rotatório para testes de lixiviação



Fonte: Autora (2022)

4.3.3.2 Ensaios de solubilização

Na realização dos testes de solubilização dos RSU, foi utilizada a metodologia descrita pela NBR 10.006 (ABNT, 2004c), cujo objetivo é fixar requisitos para obtenção do extrato solubilizado dos resíduos sólidos, afim de diferenciar os resíduos da Classe II A e II B, conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004a). O extrato solubilizado foi obtido a

partir de uma amostra representativa de 250 g (base seca) do resíduo em frasco de 1500 mL, adicionando-se 400 mL de água destilada. A mistura ficou sob agitação manual constante, por um período de 5,0 min. Essa mistura ficou em repouso durante 7 dias e, após este período, a solução foi filtrada utilizando papel filtro qualitativo (porosidade 110 mm) e, em seguida, centrifugada em Centrífuga Marca ALC, modelo PK 120 a 3000 RPM por um período de 30 minutos. Posteriormente a esta etapa, recolheu-se o sobrenadante das amostras A1, A2 e A3 do extrato solubilizado para realização da preservação (Ácido Nítrico a 50% até $\text{pH} \leq 2$) e análise de metais.

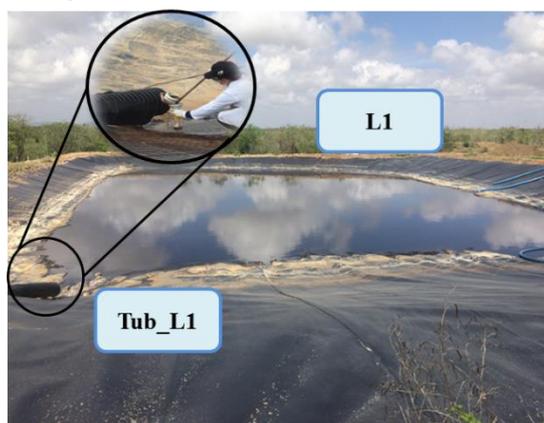
Os metais pesados analisados nos extratos solubilizado, foram definidos de acordo com o que consta no Anexos G da NBR 10.004 (ABNT, 2004a), sendo analisados os elementos: Alumínio (Al), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo total (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Zinco (Zn).

A determinação dos elementos nos extratos lixiviado e solubilizado foi executada utilizando o método da espectrometria de absorção atômica, no espectrômetro, marca *Agilent*, modelo AA240.

4.3.4 Coleta do lixiviado *in natura* para a realização dos ensaios

Para a realização dos ensaios físico-químicos e ecotoxicológicos, foram coletadas amostras de lixiviado *in natura* (Figura 19) gerado no ASCG. A amostragem constituiu na coleta de 2 L de lixiviado com periodicidade mensal, compreendendo, o período de agosto de 2017 a dezembro de 2019 e de outubro de 2020 a fevereiro de 2021. A coleta, o acondicionamento, a preservação e o transporte das amostras foi realizado conforme as orientações do APHA, AWWA e WEF (2017) e, em seguida, encaminhados ao LGA.

Figura 19 - Coleta do lixiviado *in natura*



Fonte: Autora (2022)

4.3.4.1 Ensaios físico-químicos

No Quadro 11, apresentam-se os indicadores e métodos utilizados para análise do lixiviado do ASCG.

Quadro 11 - Indicadores e respectivos métodos para a caracterização do lixiviado do ASCG

Indicador	Unidade	Método Utilizado (APHA, AWWA e WEF, 2017)	
pH	-	Eletrométrico pHmetro (Lucadema/LUCA-210)	Método 4500- H ⁺
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Titulação potenciométrica	Método 2320 B
AGV	mgH _{AC} . L ⁻¹		
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	Refluxação fechada do dicromato de potássio	Método 5220 C
NAT	mgN.L ⁻¹	Destilação e titulação Destilador (Quimis/Q308N-26)	Método 4500-NH ₃ C
Cloretos	mgCl.L ⁻¹	Argentométrico (Método de Mohr)	Método 4500 - Cl B
Fe, Mn, Cr, Zn, Pb	mg.L ⁻¹	Espectrometria de absorção atômica	3111
Testes de fitotoxicidade	%	GRS, CRR e CE _{50,5dias}	Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996), adaptada de Melo (2003); Colombo <i>et al.</i> (2019)
Ecotoxicológico	-	Toxicidade Aguda (CE ₅₀ e CL ₅₀)	NBR 15469 (ABNT, 2015); NBR 12713 (ABNT, 2016); ISO 11268-1 (ISO, 2012); NBR 15537 (ABNT, 2014); NBR/ISO 17512-1 (ABNT, 2011); ISO 11268-2 (2012)

Legenda: pH - potencial hidrogeniônico; AT- Alcalinidade Total; AGV - Ácidos Graxos Voláteis; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; STV - Sólidos Voláteis Totais; GRS – Germinação Relativa da Semente; CRR – Crescimento Relativo da Raíz; CE₅₀ - Concentração Efetiva; CL₅₀ - Concentração Letal.

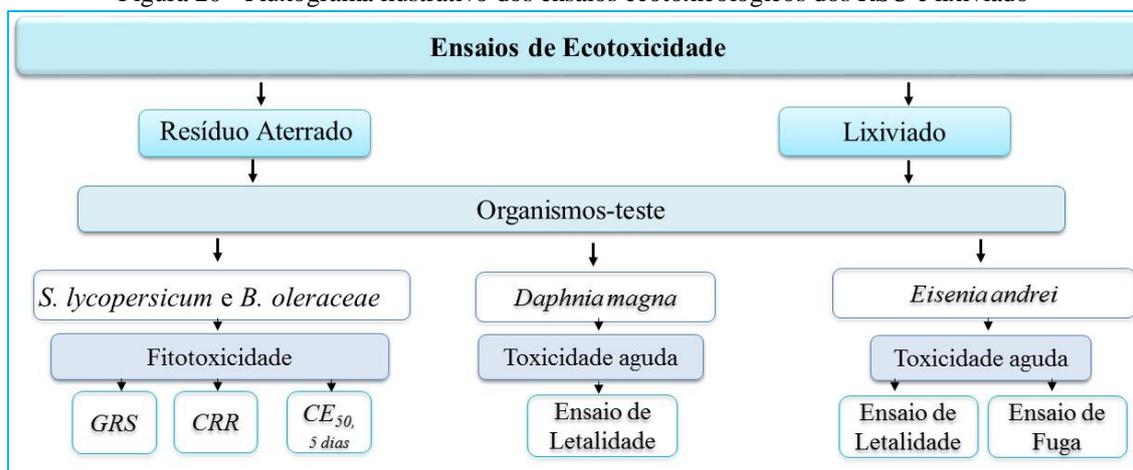
Fonte: Autora (2022)

4.3.4.2 Ensaios ecotoxicológicos

Para as amostras dos resíduos, foram extraídos extratos e a partir desses, realizaram-se ensaios ecotoxicológicos em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e sementes de repolho (*Brassica oleraceae*). Já para o lixiviado *in natura*, foram realizados ensaios ecotoxicológicos utilizando 04 (quatro) organismos-teste: sementes de *Solanum lycopersicum* e sementes de *Brassica oleraceae*, microcrustáceo (*Daphnia*

magna) e *oligoqueta* (*Eisenia andrei*). Na Figura 20 mostra-se um fluxograma ilustrativo do monitoramento ecotoxicológico dos RSU e lixiviado *in natura*.

Figura 20 - Fluxograma ilustrativo dos ensaios ecotoxicológicos dos RSU e lixiviado



Legenda: GRS - Germinação Relativa da Semente; CRR - Crescimento Relativo da Raiz; CE_{50,5 dias} - Concentração que inibiu o crescimento da raiz.

Fonte: Autora (2022)

4.3.4.2.1 Ensaios de fitotoxicidade

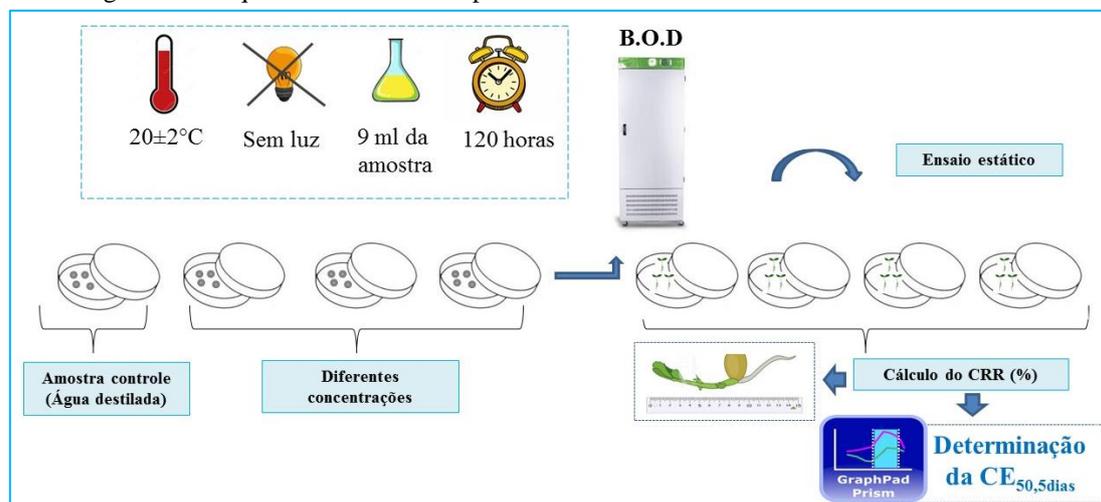
Para a realização da estimativa do potencial tóxico dos resíduos sólidos de diferentes idades de aterramento e do lixiviado gerado, foi montado bioensaios baseados na germinação e no crescimento inicial de plântulas. Para isso, utilizaram-se sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) da marca ISLA, da cultivar Santa Cruz Kada, sem tratamento com defensivos agrícolas. Essas sementes foram adquiridas em lojas de insumos agrícolas do comércio local. Os testes foram realizados conforme metodologia de Melo (2003) adaptado de Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996) e Colombo *et al.*, (2019).

O sistema experimental para a análise fitotóxica dos RSU foi composto por seis concentrações para o grupo teste e um grupo controle (amostra em branco). Para o grupo teste, as sementes foram submetidas a diferentes concentrações (% v,v) do extrato de RSU, sendo elas: 1, 5, 10, 25, 50 e 100% e o grupo controle composto de água destilada. Salienta-se que para a realização do teste de fitotoxicidade nos resíduos recém-aterrados, devido a questões técnicas e operacionais, só foi possível a utilização da concentração de 1%. Em se tratando da análise fitotóxica do lixiviado *in natura*, por meio do GRS e do CRR, foi realizada apenas na concentração de 1%, pois essa concentração esteve

monitorada pelo mesmo período de tempo que a série de dados dos ensaios físico-químicos (agosto de 2017 a dezembro de 2019 e de outubro de 2020 a fevereiro de 2021).

Para a condução dos testes, foram distribuídas 20 sementes de *S. Lycopersicum* e *B. oleraceae* em placas de Petri (9,5 cm de diâmetro) utilizando como base duas camadas de papel de filtro qualitativo (porosidade 110 mm) e umedecidas com 9 mL de amostra do extrato de RSU e do lixiviado diluído nas concentrações equivalentes aos tratamentos definidos (ou do controle), de modo que cada tratamento foi feito em triplicata. As placas de petri foram seladas com plástico filme transparente para que ao longo do teste as placas se mantivessem úmidas e, em seguida, incubadas em ausência de luz, em incubadora tipo B.O.D, marca Lab1000, modelo LM-700.275.2, por um período de 120 h (5 dias) e à temperatura de 20 ± 2 °C. Na Figura 21 e na Tabela 6, ilustra-se uma síntese dos procedimentos realizados em sementes de tomate e de repolho, e das condições gerais do ensaio de fitotoxicidade, respectivamente.

Figura 21 - Esquema ilustrativo dos procedimentos realizados no ensaio de fitotoxicidade



Fonte: Autora (2022)

Tabela 6 - Síntese das condições gerais do ensaio de fitotoxicidade

Requisitos	Condições
Organismos-teste	<i>S. Lycopersicum</i> e <i>B. Oleraceae</i>
Tipo de ensaio	Estático
Número de réplicas	3
Volume da amostra	9 mL
Recipiente do teste	Placa de Petri (diâmetro 9,5 cm)
Temperatura	20 ± 2 °C
Fotoperíodo	Escuro
Duração do teste	120 horas

Continua

		Conclusão
Controle negativo	Água destilada	
Efeito observado	Número de sementes germinadas e comprimento das raízes	
Critérios de aceitabilidade	GRS no controle > 80%, comprimento das raízes ≥ 1 cm	
Resultado final	GRS, CRR e CE _{50,5dias} (%)	

Legenda: GRS - Germinação Relativa da Semente; CRR - Crescimento Relativo da Raiz; CE_{50,5dias} – Concentração Efetiva

Fonte: Autora (2022)

Ao final do período experimental, foi avaliado a Germinação Relativa das Sementes (GRS), ou seja, aquelas que apresentaram protusão da raiz e o Crescimento Relativo da Raiz (CRR). As Equações 6 e 7 foram utilizadas para calcular o GRS e o CRR, respectivamente, conforme se segue.

a) Germinação Relativa da Semente (GRS%)

$$GRS = \frac{NSGA}{NSGC} * 100 \quad (6)$$

Em que:

GRS - Germinação Relativa da Semente;

NSGA - Número de Sementes Germinadas na Amostra;

NSGC - Número de sementes Germinadas no Controle.

b) Crescimento Relativo da Raiz (CRR%)

$$CRR = \frac{MCRA}{MCRC} * 100 \quad (7)$$

Em que:

CRR - Crescimento Relativo da Raiz;

MCRA - Média do Comprimento da Raiz na Amostra;

MCRC - Média do Comprimento da Raiz no Controle.

Além da análise da GRS e do CRR, o nível de fitotoxicidade dos RSU aterrados (1 e 2 anos) e do lixiviado *in natura* do ASCG, foi calculado a CE_{50,5 dias} com base na concentração que inibiu em 50% o crescimento das raízes das sementes. Para isso, utilizou-se o cálculo da CRR (Equação 7), assim, aplicou-se a regressão sigmoideal por meio do *software GraphPad Prism 9.2* para a determinação da CE_{50,5dias} para as sementes de tomate e de repolho.

Para os RSU com 1 ano de aterramento, foram testadas as concentrações de 1, 5, 10 e 100% e para os RSU com 2 anos de aterramento, foram testadas as concentrações de 1, 5, 10, 25, 50 e 100% do extrato dos resíduos. Já para análise da $CE_{50,5 \text{ dias}}$ do lixiviado gerado, foram preparadas as concentrações com precisão volumétrica, em progressão geométrica de razão 1,5 (1,00; 1,50; 2,25; 3,38; 5,06, 7,60 e 11,39%) diluído em água destilada. Tais concentrações foram definidas com base na realização de ensaios preliminares. Esse ensaio foi realizado com o lixiviado referente ao mês de janeiro de 2021, o qual correspondeu a mesma amostra utilizada nos cálculos da $CE_{50,48h}$ para a *Daphnia magna* (ensaio agudo) e CL_{50} para a *Eisenia andrei* (ensaio agudo).

4.3.4.2.2 Ensaio com a *Daphnia magna*

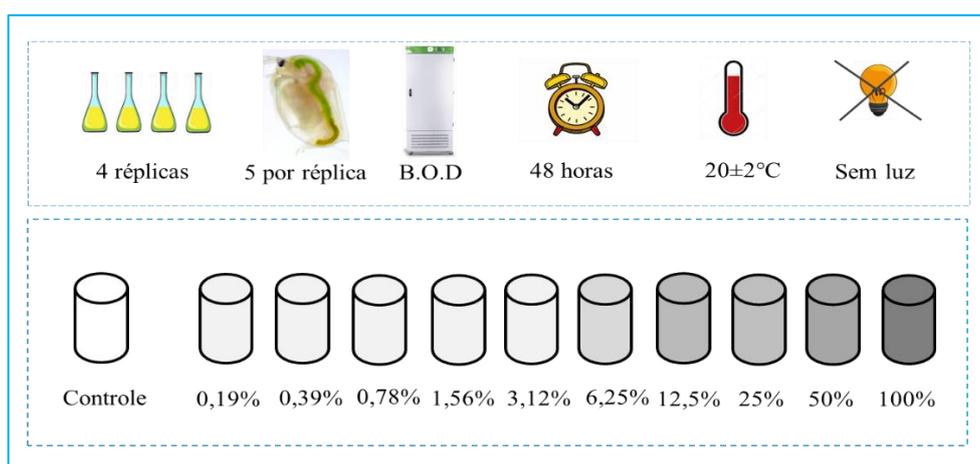
O ensaio de ecotoxicidade com a *Daphnia magna* foi baseado nas normas NBR 12713 (ABNT, 2016), Ecotoxicologia aquática – Toxicidade Aguda – Método de ensaio com *Daphnia spp* (*Cladocera*, *Crustacea*) e NBR 15469 (ABNT, 2015), Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras. A amostra de lixiviado foi coletada e transportada para o Laboratório ECOTOX - Análise e Consultoria Ambiental, localizado em Porto Alegre – RS, para a realização do teste de toxicidade aguda. O laboratório Ecotox possui reconhecimento NBR ISO/IEC 17025 - Requisitos Gerais para a Competência de Laboratórios de Ensaio e Calibração - atribuído pela Rede Metrológica.

Teste de toxicidade aguda

O ensaio de toxicidade aguda foi baseado na exposição de neonatos de *Daphnia magna*, de idade de 2 a 26 horas, em diluições da amostra de lixiviado, por um período de 48 horas, considerando-se as condições descritas na norma NBR 12713 (ABNT, 2016). A partir da amostra, do lixiviado do Aterro Sanitário, foram preparadas diluições (solução-teste) e um controle. As diluições foram preparadas com precisão volumétrica, em progressão geométrica de razão 2 (0,19; 0,39; 0,78; 1,56; 3,12; 6,25; 12,5; 25; 50 e 100%). Para cada concentração testada foram utilizadas 4 réplicas, sendo 5 organismos por cada réplica. Em seguida, os recipientes foram incubados por 48 horas à temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, sem alimentação e sem renovação do meio. Em todas as amostras, antes e ao término do ensaio, foram avaliados os indicadores: condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, pH e temperatura de acordo com APHA, AWWA e WEF (2017).

Ao final do período de exposição, foi realizada a contagem dos organismos imóveis, e quantificados aqueles incapazes de nadar na coluna d'água durante um período de até 15 segundos após uma leve agitação do recipiente ou aqueles flutuantes na superfície, mesmo que apresentando movimento, obtendo-se, assim, a porcentagem de organismos imóveis em cada concentração. Dessa forma, foi calculada a $CE_{50,48h}$ por meio do Programa Estatístico Trimmed Spearman-Kärber (TSK), versão 1.5. Na Figura 22 e na Tabela 7, se mostra um resumo dos requisitos e das condições para o ensaio de ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna*.

Figura 22 - Esquema ilustrativo dos procedimentos realizados no ensaio de toxicidade aguda



Fonte: Autora (2022)

Tabela 7 - Resumo dos requisitos para o ensaio de ecotoxicidade aguda em *Daphnia magna*

Requisitos	Condições
Metodologia	NBR 12713/2016
Idade do organismo-teste	2 a 26 horas
Duração do teste	48 h
Amostra ensaiada	Lixiviado <i>in natura</i>
Tipo de ensaio	Estático, sem renovação
Número mínimo de concentrações	5 concentrações + controle
Número de organismo por diluição	5
Número de réplicas	4
Temperatura	20±2 °C
Fotoperíodo	16 h luz/ 8 hs escuro ou 48h escuro
Alimentação	Nenhuma
Efeito Observado	Imobilidade
Expressão dos resultados	$CE_{50,48h}$; FT; UT; Qualitativo Tóxico ou muito tóxico
Crterios de validação do controle	Mortalidade $\leq 10\%$; $\geq 90\%$ sobrevivência no controle

*Legenda: $CE_{50,48h}$ - Concentração Efetiva que causa imobilidade a 50 dos organismos em 48 horas; FT - Fator de Toxicidade; NBR - Norma Brasileira; UT - Unidade de Toxicidade.

Fonte: Adaptado de NBR 12713 (ABNT, 2016)

• **Expressão dos resultados de ecotoxicidade em termos qualitativos**

O grau de toxicidade qualitativa do efluente testado foi avaliado conforme a classificação de toxicidade que varia de levemente tóxica a muito tóxica (Tabela 8).

Tabela 8 - Classificação da toxicidade do efluente

CE_{50,48h} (%v/v)	Classificação da toxicidade
< 25	Muito tóxica
25 - 50	Moderadamente tóxica
51 - 75	Tóxica
> 75	Levemente tóxica

Fonte: Coelho (2006)

Logo, todos os valores de toxicidade foram transformados por meio da Equação 8. Já na Tabela 9, mostram-se os intervalos do grau de toxicidade que foram adotados para análise da toxicidade do lixiviado, por meio da Unidade de Toxicidade (UT).

$$UT = \frac{100}{CE_{50}} \quad (8)$$

Em que:

UT - Unidade de Toxicidade;

CE₅₀ - Concentração Efetiva que reduz a variável resposta em 50%.

Tabela 9 - Grau de toxicidade em unidades tóxicas

UT	Grau de toxicidade
<0,4	Sem toxicidade aguda
0,4<UT<1	Toxicidade aguda leve
1<UT<10	Toxicidade aguda
10<UT<100	Toxicidade aguda alta
UT>100	Toxicidade aguda muito alta

Fonte: Paixão Filho (2017)

4.3.4.2.3 Ensaio com a *Eisenia andrei*

A *Eisenia andrei* é utilizada em estudos da ecotoxicologia terrestre para avaliar a toxicidade de um ou mais compostos no solo. Esses organismos foram escolhidos em função de serem normatizados internacionalmente para avaliação toxicológica de áreas contaminadas, sendo no Brasil a espécie adotada como padrão para estudos ecotoxicológicos (SISINNO *et al.*, 2019). Além disso, apresentam vantagens, como baixo

custo no ensaio em relação a outros organismos, requer um pequeno volume de amostra e cumpre as diretrizes de ética animal em vários países, inclusive no Brasil.

- Obtenção das matrizes, aclimação e cultivo dos organismos

O cultivo das matrizes e a realização dos ensaios de ecotoxicidade foram nos Laboratórios de Geotecnia Ambiental e Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia (LGAB), da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG, *Campus Campina Grande* - PB.

As matrizes utilizadas nos ensaios foram provenientes de uma cultura estabelecida no LGAB há 1 ano e 6 meses. Esses organismos, foram adquiridos em outubro de 2020 no criadouro comercial da Empresa Brasileira Minhobox, atualmente sediada no perímetro urbano de Juiz de Fora, cidade do estado de Minas Gerais, Brasil. Importante destacar que, a obtenção das matrizes nessa empresa ocorreu em função da garantia de que todos os organismos utilizados fossem de uma mesma espécie. Além disso, assegurar que as minhocas fossem provenientes de uma mesma população, criadas sob as mesmas condições. Assim, desde a sua implantação, as condições de cultivo seguem todos os cuidados envolvendo a separação dos organismos por idade, nas seguintes classes: adultos (tamanho maior que 3 cm e com clitelo aparente); juvenil I (tamanho menor que 3 cm) e; juvenil II (tamanho maior que 3 cm, porém sem clitelo aparente) e casulos (ovos).

Após o recebimento das matrizes, foi realizada a preparação do ambiente de criação no laboratório, assim como de todos os insumos necessários para a manutenção dos organismos. Dessa forma, antes de colocá-los em caixas de criação, foi necessário preparar um novo alimento e verificar a aceitação dos organismos a esse alimento.

A seguir, serão detalhadas todas as etapas realizadas para a preparação dos insumos para criação, correção do pH do alimento, teste de aceitação do alimento e preparação das caixas de alimentação dos organismos.

- Preparação dos insumos para criação dos organismos

Os insumos necessários para a criação e manutenção das matrizes foram: esterco bovino, pó da fibra da casca do coco nas proporções 2:1 e areia fina (10%), conforme metodologia sugerida por Schiedeck *et al.* (2019).

- **Esterco bovino**

O esterco bovino utilizado para a preparação do alimento foi adquirido de um sistema de criação animal de pequeno porte, localizado no município de Campina Grande - PB. Para isso, antes de sua utilização, o esterco foi lavado em água corrente para a remoção de parte da urina, assim como a eliminação de outros materiais indesejáveis presentes, como folhas, pedaços de madeira.

Posteriormente à lavagem, foi necessária a realização da secagem do esterco bovino a qual se deu de forma natural ao sol, por cerca de 24 horas ou até que estivesse visivelmente seco. Em seguida, o material foi fragmentado manualmente, peneirado em peneira de malha 3,70 mm e acondicionado em sacos plásticos para ser utilizado na composição do alimento das minhocas.

- **Fibra da casca do coco (*Cocos nucifera*)**

Para a obtenção da fibra da casca do coco, adquiriu-se cocos verdes em quiosques localizados nas proximidades do Açude Velho na cidade de Campina Grande - PB, e, em seguida, foram acondicionados em sacos plásticos e transportados para o LGA. Posteriormente, os cocos passaram por uma etapa de abertura com um facão para corte e limpeza da polpa e, com auxílio de um martelo de ferro, os cocos foram quebrados para a remoção da fibra da casca (Figura 23).

Figura 23 - Sequência das etapas para a obtenção da fibra da casca do coco: (A) Redução do tamanho da casca; (B) Desfiamento; (C) Fibra pronta para secagem

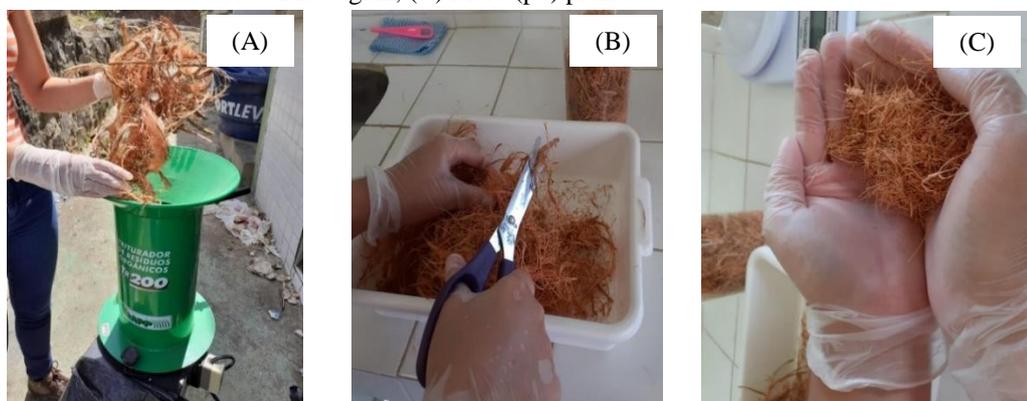


Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Após à extração das fibras, estas foram lavadas em água corrente e dispostas em bandejas para secagem ao sol, por período de 24h ou até que estivessem visualmente secas. Após a secagem, as fibras passaram pelo processo de trituração em triturador de

resíduos orgânicos, modelo TR 200 (Figura 24 A), para reduzir o seu tamanho e espessura. Além disso, para a parte da fibra que não se obteve o tamanho desejado, foi necessário realizar a picotagem manual com tesouras (Figura 24 B) objetivando a redução do tamanho do material (Figura 24 C).

Figura 24 - Sequência das etapas para a obtenção do pó da fibra da casca do coco: (A) Trituração; (B) Picotagem; (C) Fibra (pó) pronto



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

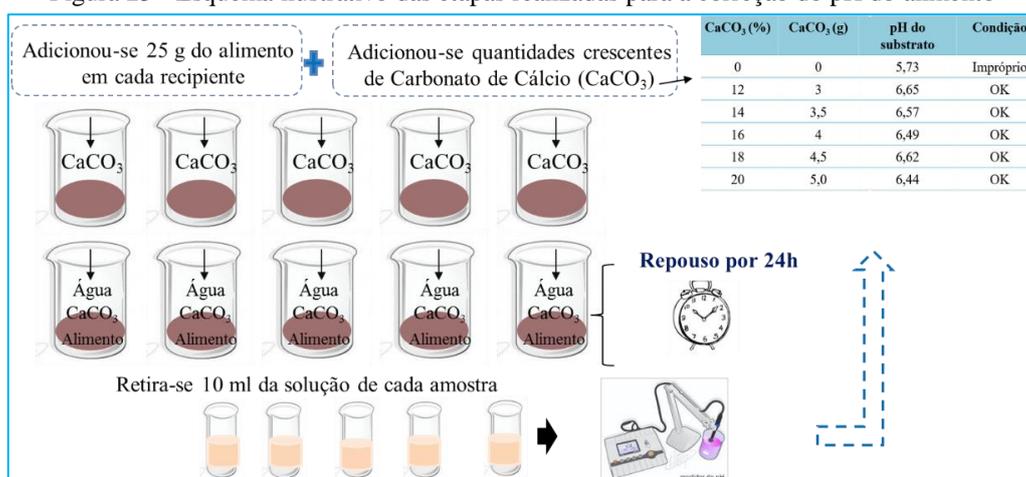
- **Preparação da areia**

A areia utilizada na composição do alimento para as minhocas *Eisenia andrei*, bem como para a preparação do Solo Tropical Artificial (SAT), foi a areia fina (nº 100, granulometria 0,1 mm). Essa areia foi adquirida em lojas de construção civil, localizadas próximas à UFCG. Após chegar ao laboratório, a areia foi lavada com água da torneira para retirada do material orgânico e eliminação de possíveis impurezas presentes no material. Posteriormente à lavagem, foi necessária a realização da secagem natural ao sol, por cerca de 24 horas ou até que se verificasse que estivesse visualmente seca. Em seguida, a areia foi peneirada em peneira malha 1,8 mm e acondicionada em sacos plásticos para uso posterior.

Após a preparação dos insumos necessários (esterco bovino + fibra + areia fina) para a criação em laboratório dos organismos, realizou-se a preparação do alimento. Destaca-se que, antes da realização da mistura dos insumos e da transferência dos organismos (matrizes) para as caixas com o novo alimento, foi necessária a realização da correção do pH do alimento. Para isso, utilizou-se o Carbonato de Cálcio (CaCO_3), visto que, esse tem características alcalinas e objetivaram aumentar o pH do alimento fornecido aos organismos, pois a fibra da casca do coco apresenta pH ácido ($\pm 3,6$).

Conforme apresentado no esquema ilustrativo (Figura 25), foi preparada uma porção de alimento, em torno de 300 g, e retirou-se cinco amostras de 25 g cada e, adicionou-se quantidades crescentes (3,0, 3,5, 4,0, 4,5 e 5,0 g) de CaCO_3 . Posteriormente, foram acrescentadas 100 mL de água destilada e, após 24 horas de repouso, fez-se a retirada de 10 mL da solução de cada concentração testada. Após essa etapa, realizou-se a medição dos valores do pH em phmetro da marca, Lucadema, modelo LUCA-210, afim de verificar a concentração de carbonato para que se atingisse a faixa de pH aceitável do alimento. De acordo com a norma ISO 11268-2 (ISO, 2012b) e a OECD (2004), a faixa de pH ideal para as boas condições de desenvolvimento dos organismos é de 6 a 7.

Figura 25 - Esquema ilustrativo das etapas realizadas para a correção do pH do alimento



Fonte: Autora (2022)

Salienta-se que, a escolha das concentrações utilizadas para a correção do pH do alimento ocorreu em função da realização de testes feitos anteriormente com diferentes quantidades de carbonato de cálcio. Dessa forma, os valores que variaram de 12 a 20% de carbonato de cálcio foram suficientes para manter o pH na faixa recomendada para o alimento. Assim, utilizou-se a concentração de 12% ou 3 g de CaCO_3 na correção do pH para cada 25 g de alimento. Posteriormente a etapa de correção do pH do alimento, realizou-se a preparação do teste de aceitação das minhocas ao novo substrato. Para isso, preparou-se uma porção de 0,120 kg alimento seco, constituído de 0,080 kg de esterco bovino, 0,08 kg de fibra da casca do coco, 0,80 kg de areia fina e 0,014 kg de CaCO_3 (Figura 26).

Figura 26 - Composição do alimento para o teste de aceitação



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Adicionalmente, realizou-se o umedecimento do alimento com água da torneira desclorada, até que o substrato ficasse homogêneo, sem a existência de porções secas. Assim, a verificação da umidade do alimento foi realizada de forma visual (Figura 27), por método empírico, uma vez que, essa verificação é comum de ser utilizada por se tratar de uma metodologia prática e rápida de ser realizada.

Figura 27 - Teste da umidade do alimento de criação



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Além do teste manual da umidade, foi realizado teste da secagem do material em estufa. Em cápsulas de alumínio, pesou-se aproximadamente 29 g de amostra do alimento (triplicata), e em seguida foram colocadas para a secagem em estufa marca De LEO & LTDA, n.2106, Tipo 5, a 60°C por 24/48 horas. Posteriormente a secagem, as amostras do alimento foram para um dessecador para o resfriamento, após isso, pesadas em balança analítica. Os resultados obtidos foram aplicados na Equação 9, conforme adaptação de AOAC (1995). Assim, se obteve a umidade do substrato de 70%, valor considerado dentro da faixa tolerável para os organismos, segundo Schiedeck *et al.*, (2019).

$$\text{Teor de umidade (\%)} = \frac{(A - B)}{(A - C)} \times 100 \quad (9)$$

Em que:

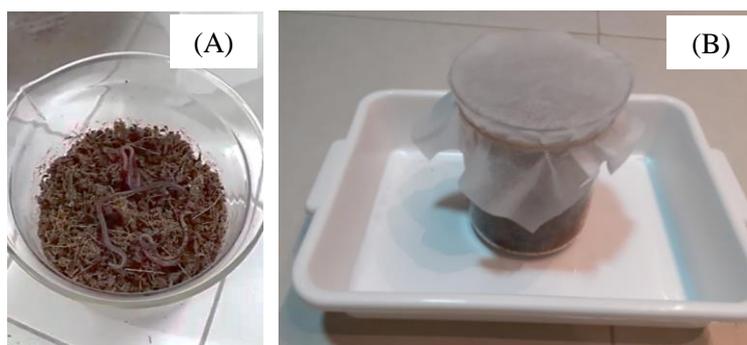
A - peso da cápsula + amostra

B - peso pós estufa

C - peso da cápsula

Após o alimento estar totalmente umedecido, conforme descrito por Schiedeck *et al.* (2010), colocou-se uma amostra representativa de 0,120 kg (peso seco) do substrato a ser avaliado em um Becker de vidro de capacidade de 1 litro e, sobre sua superfície, fora distribuído 15 indivíduos adultos, com clitelo aparente e com massa corporal entre 300 a 600 mg (Figura 28 A). Esperou-se que as minhocas entrassem espontaneamente no alimento e, em seguida, o recipiente foi tampado com um Tecido Não Tramado (TNT) fixado com barbante (Figura 28 B). Após 24 horas, foi observado o número total de organismos vivos, se houve alterações no comportamento, lentidão ou ausência de movimentos, minhocas agrupadas em um ponto específico do alimento, minhocas mortas no interior ou na superfície do alimento.

Figura 28 - Teste do alimento: (A) Organismos na superfície do alimento; (B) Recipiente-teste fechado



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Preparação do alimento definitivo para criação

Posteriormente a verificação da aceitação ao alimento novo, foi preparado a quantidade de alimento total para o preenchimento de 12 caixas do tipo “organizadora” (Caixas de criação). Na Tabela 10 e na Figura 29, estão apresentadas as quantidades de cada insumo (peso seco) necessário para a preparação da primeira alimentação correspondente a 1 caixa de criação.

Tabela 10 - Quantidade de insumos para a primeira alimentação

Insumos	1 caixa (kg)
Esterco bovino	1,00
Pó da fibra da casca de coco	0,40
Areia fina	0,14
Carbonato de Cálcio (CaCO ₃)	0,14
Total (peso seco)	1,68

Fonte: Autora (2022)

Figura 29 - Composição do alimento dos organismos



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Após a preparação da composição do alimento, foi realizada a mistura homogeneizando completamente o alimento e, em seguida, o umedecimento do substrato com água da torneira desclorada até que não se observasse porções secas. Então, o alimento foi separado nas caixas de criação (volume de 10 litros) em que foram distribuídos os organismos em diferentes idades: (i) adultos; (ii) juvenil I; (iii) juvenil II e; (iv) casulos. A Figura 30, mostra as caixas de criação dos organismos-teste.

Figura 30 - Caixas de criação dos organismos-teste



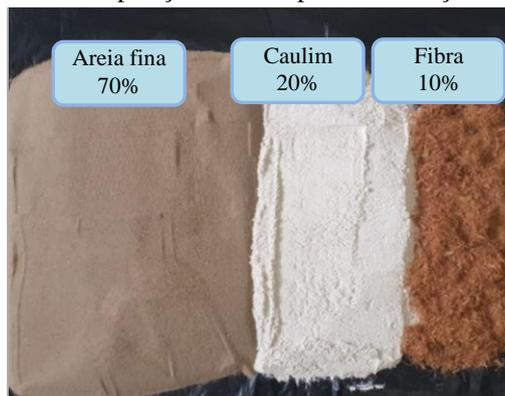
Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

As caixas e tampas são transparentes objetivando a permanência das minhocas no substrato e desestimular a fuga. Nas tampas das caixas foram feitas várias perfurações para permitir a troca gasosa com o exterior e, para evitar a fuga das minhocas, os orifícios foram fechados com tecido de TNT. Além disso, para controle do processo de criação foi realizado o registro, por meio de etiqueta de identificação em cada caixa, onde foram colocadas as seguintes informações: (i) número da caixa de criação; (ii) data da incubação; (iii) idade dos organismos; (iv) data prevista para renovação do alimento e; (v) data de renovação do alimento.

Preparação do Substrato – Solo Artificial Tropical

O solo utilizado para os ensaios ecotoxicológicos em *E. andrei* foi o Solo Artificial Tropical (SAT), constituído por uma mistura de areia fina (70%), caulim (20%) e fibra da casca de coco (10%), conforme a Figura 31. O SAT foi proposto por Garcia (2004) a partir de adaptação do solo artificial preconizado pelas normas OECD (1984). Tal adaptação refere-se à substituição da turfa de esfagno (porção orgânica do solo) pela fibra de casca de coco.

Figura 31 - Composição do SAT para a realização dos testes

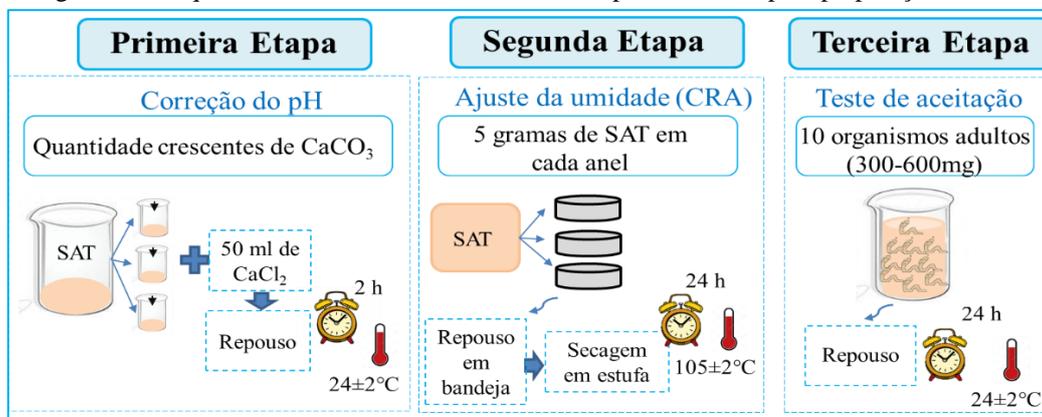


Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Sendo assim, utilizou-se como insumos para a composição do SAT: areia fina, caulim em pó, adquirido comercialmente na DBM Minerais LDA, localizada no município de Soledade - PB, e fibra da casca do coco verde. Conforme recomendações de Niemeyer *et al.* (2019), antes de ser utilizado na preparação do SAT, o caulim passou por esterilização afim de garantir a remoção de microrganismos não desejados na composição do solo. O processo de esterilização foi realizado em autoclave da marca Primatec, modelo CS-30, por um período de 20 min. Para isso, o caulim foi colocado em

erlenmeyer de 500 mL, fechado com pedaços de algodão envolto por gase e, posteriormente, vedados com plástico filme, em seguida foi submetido a esterilização. Salienta-se que, o processo de preparação do SAT para a realização dos ensaios foi feito em 3 etapas, conforme apresentado no esquema ilustrativo da Figura 32.

Figura 32 - Esquema ilustrativo com o resumo das etapas realizadas para preparação do SAT



Lengenda: CaCO_3 - Carbonato de Cálcio; CaCl_2 - Cloreto de Cálcio; CRA - Capacidade de Retenção de Água; SAT - Solo Artificial Tropical.

Fonte: Autora (2022)

Conforme ilustrado na Figura 32, foi preparado uma porção de SAT (500g) constituído de 432,5 g de areia; 61,5 g caulim e; 6 g de fibra da casca de coco. Após a preparação inicial, os componentes do SAT, foram misturados até a homogeneização total. Para a correção do pH, retirou-se nove alíquotas do SAT, com 10 g cada, em que foram colocadas em Becker de vidro de 100 mL. Adicionou-se, quantidades crescentes de CaCO_3 (Tabela 11) e 50 mL da solução de Cloreto de Cálcio (CaCl_2) 0,01 M e agitou-se manualmente, por 5 minutos cada amostra de SAT. Posteriormente, essas amostras foram submetidas ao repouso por 2 horas e, em seguida, medido o pH de cada alíquota com as diferentes concentrações de CaCO_3 testada.

Tabela 11 - Teste de correção do pH do SAT

Concentração de CaCO_3	pH medido após o repouso
0	4,25
0,010	5,92
0,015	6,32
0,020	5,47
0,030	6,95
0,040	6,92
0,060	7,02
0,080	7,07
0,100	7,23

Fonte: Autora (2022)

A faixa ideal do pH para o SAT é de $6,0 \pm 0,5$, conforme recomendado por Niemeyer *et al.* (2019). Sendo assim, para a realização da correção do pH foram necessárias 0,015 g de CaCl_2 para uma porção de 10 g de SAT. Além disso, realizou-se o ajuste da umidade do SAT para uma faixa de 40-60% da Capacidade de Retenção de Água (CRA), segundo sugere a ISO 11268-2 (ISO, 2012b). Para isso, foi utilizado anéis de metal (em triplicata), para acomodação do SAT, em que, a parte inferior foi vedada com papel filtro e cada anel preenchido com 5 g do solo tropical. Os anéis foram colocados em uma bandeja plástica (Figura 33) com água, por um período de três horas, de modo a permitir absorção de água através do papel filtro, até que essa alcançasse a superfície do solo por capilaridade.

Figura 33 - Teste para a Determinação do CRA do SAT



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Após três horas do contato com a água, os anéis contendo o SAT foram colocados sobre areia quartzosa fina por duas horas de repouso para a drenagem do excesso de água. Em seguida, registrou-se o peso do recipiente com o material úmido e posteriormente realizou-se a secagem em estufa à temperatura constante de 105 ± 2 °C, por 24 horas. Após a secagem, obteve-se o peso do recipiente com o material seco. Assim, o peso úmido (U) e seco (S) do solo é obtido após subtraído o peso do recipiente e do papel filtro. A Equação 10 é utilizada para calcular a capacidade de retenção de água do SAT:

$$CRA = [(U - S) / S] \times 100 \quad (10)$$

Em que:

CRA - capacidade de retenção de água, em porcentagem de massa seca (%).

U - peso do SAT (ou solo) úmido.

S - peso do SAT (ou solo) seco.

A umidade adequada do SAT para oligoquetas está entre 40% a 60% da CRA, segundo a norma ISO 11268-2 (ISO, 2012b). Nesse estudo, para os ensaios de letalidade e de fuga, adotou-se uma CRA de 55%, a qual foi obtida com a própria amostra do contaminante líquido (lixiviado) na preparação do SAT no momento dos ensaios. Destaca-se que, para cada quilograma de SAT seco, utilizou-se 103,2 mL da amostra de lixiviado diluído.

Posteriormente a correção do pH e o ajuste da umidade do SAT, foi realizado o teste de aceitação dos organismos-teste ao solo. Essa etapa é de fundamental importância para garantir a confiabilidade dos ensaios executados em laboratórios. Dessa forma, em um béquer com capacidade de 1 L colocou-se 500 g de SAT, com pH corrigido e a umidade ajustada. Em seguida, sobre sua superfície do SAT, foram distribuídos 10 organismos adultos com clitelo aparente e peso entre 300 e 600 mg. Os organismos ficaram no SAT por 24 h e, passado esse período, não foi verificada fuga, letalidade e/ou alterações no comportamento dos organismos, logo, obteve-se uma boa aceitação ao solo.

Para a realização da estimativa da toxicidade do lixiviado sobre os organismos terrestres foram feitos os ensaios ecotoxicológicos de letalidade (preliminar e definitivo) e o ensaio comportamental ou fuga.

✓ Ensaio preliminar de letalidade

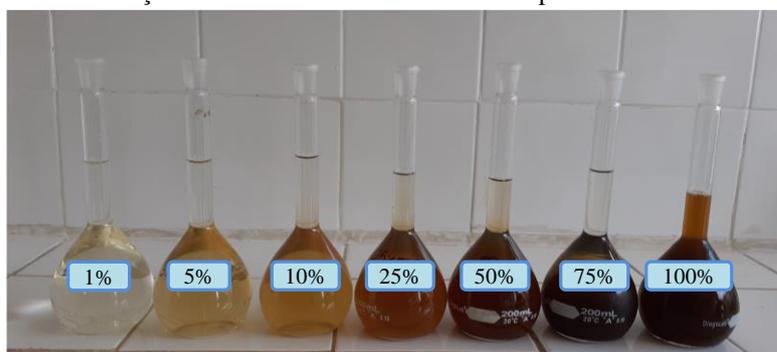
A escolha do organismo-teste, bem como a manutenção em laboratório e exigências para utilização nos ensaios foi realizada conforme as recomendações propostas pelos protocolos de avaliação toxicológica da OECD (1984), ISO 11268-1 (2012a) e ISO 11268-2 (2012b). Os organismos utilizados foram minhocas da espécie *Eisenia andrei*, cultivados em laboratório, conforme proposto nas diretrizes da OCDE (OECD, 2004a). Os organismos foram selecionados de uma cultura sincronizada com uma estrutura etária homogênea, estabelecida há 1 ano e 6 meses no LGAB.

O ensaio de letalidade preliminar objetivou avaliar a mortalidade dos organismos em solo-teste durante sete dias de exposição. O ensaio foi feito nas mesmas condições do teste definitivo, porém com concentrações estabelecidas com limites de maior amplitude. Assim, foi possível determinar o intervalo de concentrações, delimitado pela menor concentração que causou imobilidade ou mortalidade a 100% dos organismos (CEO) e a concentração mais elevada na qual não ocorreu efeito observado (CENO). Este intervalo,

por sua vez, serviu para determinar a faixa de concentrações utilizadas no ensaio definitivo.

O princípio do ensaio de preliminar de letalidade baseou-se na exposição de 10 organismos-teste adultos, expostos as concentrações 1, 5 10, 25, 50, 75 e 100% de lixiviado *in natura* do ASCG, (v/v %) (Figura 34), correspondentes a 1,03; 5,20; 10,4; 26; 42; 78 e 104 mL.kg⁻¹ (v/p), calculadas em relação ao peso de substrato seco. O experimento foi conduzido em recipientes-teste, os quais foram preparados com o substrato em duplicatas, para cada concentração-teste e para o solo-controle (sem contaminação), tratado com água destilada. O ensaio preliminar foi conduzido sob condições idênticas às descritas no ensaio definitivo.

Figura 34 - Concentrações de lixiviado utilizado no ensaio preliminar de letalidade



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

✓ Ensaio definitivo de letalidade

Anteriormente a realização dos ensaios de letalidade, foi feita a aclimação dos organismos-teste por um período de 24 h a temperatura de 25±2°C, conforme recomendações da NBR 15537 (ABNT, 2014) (Figura 35).

Figura 35 - Composição do SAT para aclimação dos organismos-teste

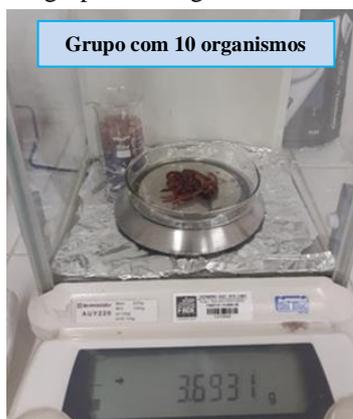


Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Para a aclimatação, realizou-se a preparação de um solo-controle em que foi colocado em uma caixa plástica do tipo organizadora e, em seguida, realizou-se a separação dos organismos a serem utilizados no ensaio. Foram selecionadas apenas minhocas adultas, com aproximadamente dois meses de idade, peso entre 300 e 600 mg e clitelo bem desenvolvido. Os organismos foram retirados individualmente do substrato de cultivo e em seguida, lavados com água destilada, secados em papel absorvente e pesados individualmente em balança analítica de precisão Marca, Shimadzu, modelo AUY 220, para garantir que a faixa de peso fosse a recomendada pela norma. Além disso, esse procedimento objetivou avaliar o efeito da exposição ao (s) contaminante (s) sobre a biomassa dos organismos, por comparação entre o peso inicial e o peso ao final do ensaio.

Importante destacar que, foi retirado do substrato de cultivo para a aclimatação um número maior de organismos necessários para a realização do ensaio visando garantir número suficiente de indivíduos adultos saudáveis. Após o período de aclimatação (24h), os organismos utilizados na montagem dos ensaios, foram retirados do solo-controle, lavados em água destilada, colocados para secar em papel absorvente e, pesados balança de precisão em grupo de 10 indivíduos (Figura 36), equivalente ao número de minhocas utilizadas em cada replicata.

Figura 36 - Pesagem dos grupos dos organismos-teste para o ensaio

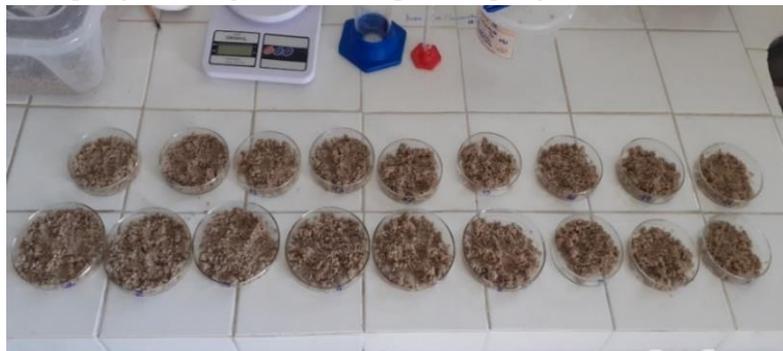


Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Após a pesagem, os grupos dos organismos correspondentes a cada concentração, bem como da sua respectiva replicata, foram mantidos em condições favoráveis de umidade, em placas de petri previamente identificadas, de acordo com o grupo, e com uma porção de solo umedecido (Figura 37), até que fosse finalizado o preparo das concentrações-teste e a contaminação dos solos nos recipientes-teste. Tal procedimento é

imprescindível, uma vez que, as minhocas podem morrer rapidamente como consequência do ressecamento do corpo.

Figura 37 - Preparação dos organismos-teste para a exposição ao solo contaminado



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Os recipientes-teste consistiu em potes plásticos transparentes com capacidade de 1 L, de modo que permitiu uma altura mínima na faixa de 5-6 cm de solo-teste (SAT), em que cada réplica continha 500 g de solo-teste (peso seco). As tampas dos recipientes foram perfuradas para permitir a troca gasosa entre solo-teste e a atmosfera e, para evitar a fuga dos organismos através destes furos, utilizou-se uma camada de TNT em cada tampa.

O ajuste do CRA do SAT utilizado no ensaio foi realizado com a própria amostra diluída (lixiviado *in natura*), já que a substância-teste é líquida. Para isso, considerou-se a quantidade necessária para cada tratamento adotando um CRA de 55%.

Foram utilizadas 6 concentrações no ensaio definitivo e o controle (solo-controle) em 3 réplicas cada, sendo estas 13, 20, 26, 34, 44 e 57% (v/v), correspondentes a 13,52; 20,8; 27,04; 35,36; 45,76 e 59,28 mL kg⁻¹ (v/p). Essas concentrações foram determinadas com base na concentração letal mediana (CL₅₀) obtida no ensaio preliminar, no qual foi possível determinar o intervalo de concentrações, delimitado pela maior concentração que não causou letalidade (CENO) e a menor concentração que causou 100% de mortalidade no ensaio preliminar (CEO).

O ensaio de letalidade foi realizado de acordo com a adaptação da NBR 15537 (ABNT, 2014). Após a incubação dos organismos, os recipientes-teste foram fechados e organizados em estantes plásticas (Figura 38), mantidos em sala climatizada a temperatura de 24 ± 2°C, fotoperíodo natural (12h no escuro e 12 no claro), durante 14 dias, sem adição de alimento.

Figura 38 - Montagem do Ensaio definitivo de letalidade



Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

A avaliação dos resultados do ensaio de letalidade foi realizada em duas etapas: a primeira avaliação foi feita após 7 dias do início do ensaio, em que os organismos foram retirados dos recipientes-teste e feitas observação e anotação das alterações morfológicas, comportamentais e do número de sobreviventes e retorno dos organismos sobreviventes para os recipientes-teste. Além disso, realizou-se o ajuste da umidade e retirou-se amostras de solo-teste de cada concentração testada para determinação do pH.

Após o período de 14 dias do início do ensaio, foi realizada a avaliação final, em que foi feita a retirada dos organismos sobreviventes, em cada réplica, para a determinação final da mortalidade, alterações morfológicas e comportamentais. Para a determinação da variação da biomassa dos organismos, foi realizada a lavagem com água destilada, secagem e pesagem dos indivíduos sobreviventes de cada recipiente-teste e a diferença de biomassa foi registrada. Retirou-se amostras de solo-teste de cada tratamento, para determinação do pH.

Salienta-se que durante o período do ensaio, diariamente, os recipientes-teste foram verificados afim de identificar a mortalidade dos organismos e perda de umidade do solo-teste em que foram feitas a reposição, exceto aos finais de semana. Em caso de registro de morte, o (s) organismos (s) eram retirados do solo inseridos em tubos falcon de 50 mL e preservados em álcool étílico absoluto e, em seguida, acondicionados em geladeira, a temperatura entre -1 e -4 °C, para posterior descarte.

Os substratos contaminados utilizados nos ensaios, bem como os organismos-testes expostos ao contaminante, foram classificados de acordo com as diretrizes da NBR 10.004 (ABNT, 2004a), embalados e identificados, com a indicação do (s) tipo (s) de contaminante (s) presente (s), data do descarte e tipo de solo (artificial e/ou natural). Em seguida, os substratos foram acondicionados em recipientes de resíduos da UFCG, para a

correta disposição final, conforme a Lei Federal n. 12.305 (BRASIL, 2010). Na Tabela 12, descreve-se uma síntese das condições gerais do ensaio definitivo de letalidade.

Tabela 12 - Síntese das condições gerais do ensaio definitivo de letalidade

Requisitos	Condições
Organismos-teste	<i>Eisenia andrei</i>
Alimentação	Nenhuma
Nº de organismo por réplica	10
Tipo de ensaio	Semi-estático
Número de réplicas	3
Concentrações (diluições)	13, 20, 26, 34, 44 e 57%
Tipo de substrato	SAT
Recipiente do teste	Pote de plástico de 1L (diâmetro 9,5 cm)
Temperatura	24 ± 2 °C
Fotoperíodo	Natural
Duração do teste	14 dias
Controle negativo	Água destilada
Efeito observado	Morte, alterações morfológicas, perda de biomassa
Critérios de aceitabilidade	Mortalidade no controle negativo <10%
Resultado final	CL _{50(120h)} , CENO e CEO

Legenda: CL₅₀ - Concentração Letal; CENO - Concentração do Efeito Não Observado; CEO - Concentração do Efeito Observado; SAT - Solo Artificial Tropical;

Fonte: Autora (2022)

✓ Ensaio comportamental ou de fuga

O ensaio de fuga em minhocas da espécie *E. andrei* foi realizado seguindo o protocolo descrito na NBR/ISO 17512-1 (ABNT, 2011) com algumas adaptações. Para isso, foi estabelecida em laboratório uma cultura com indivíduos adultos da mesma espécie e de cultura sincronizadas, com idade entre 2 e 3 meses, possuindo peso na faixa de 300-600 mg.

A faixa de variação das concentrações ocorreu com base nas concentrações aplicadas no ensaio de letalidade, admitindo-se que a mortalidade deve ser menor que 10% como critério de aceitabilidade.

O princípio do teste de fuga baseia-se na exposição de minhocas a duas porções de solo em recipientes-teste, os quais consistiu-se em potes plásticos transparentes com capacidade de 1L e dimensões de 20 x 12 x 5 cm de comprimento, largura e altura, respectivamente, conforme ilustra-se na Figura 39.

Figura 39 - Montagem do Ensaio de fuga

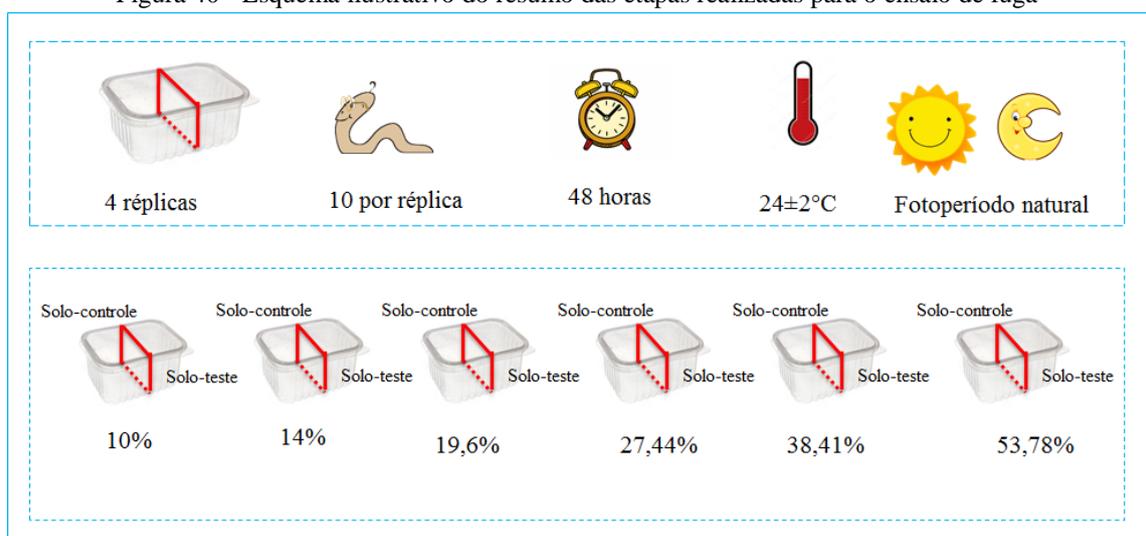


Fonte: Arquivo de pesquisa (2022)

Esses recipientes foram divididos em duas seções de tamanho igual por um divisor plástico, onde, em cada uma das seções foram adicionados 400 g (peso seco) da mistura de solo-teste (SAT), umedecido com as diferentes concentrações de lixiviado e na outra seção, a mesma quantidade do solo-controle sem adição do contaminante, umedecido com água destilada, respeitando a capacidade de campo do solo (CRA de 55%).

Na Figura 40, mostra-se um esquema ilustrativo e uma síntese das etapas e das condições gerais do ensaio de fuga.

Figura 40 - Esquema ilustrativo do resumo das etapas realizadas para o ensaio de fuga



Fonte: Autora (2022)

Após o preparo dos recipientes-teste, removeu-se a película divisória e se depositou as minhocas na linha divisória entre os dois tipos de solo de cada recipiente-teste. Nesse ensaio, utilizou-se 10 indivíduos adultos por repetição, sendo instaladas 4 repetições por concentração do contaminante, totalizando 240 organismos expostos.

Preparou-se as concentrações do contaminante (lixiviado) com precisão volumétrica, em progressão geométrica de razão 1,4 (10; 14; 19,6; 27,44; 38,41 e 53,78 v/v %), equivalentes a 10,38; 14,53; 20,34; 28,47; 39,86 e 55,80 mL.kg⁻¹ de SAT seco. Posteriormente, fechou-se os recipientes com tampas que possuem perfurações para permitir a troca gasosa entre solo-teste e a atmosfera. Como medida de evitar a fuga dos organismos através dos furos das tampas, utilizou-se uma camada de TNT em cada tampa.

As condições experimentais foram mantidas em controle de temperatura (24 ± 2°C) em sala climatizada durante o ensaio e fotoperíodo natural de (12 h:12 h). Após 48 h de exposição, dividiu-se novamente as duas seções dos recipientes-teste e os organismos presentes em cada seção foram quantificados. Em caso de algum organismo ser repartido ao meio, contou-se 0,5 de indivíduos para cada lado. A resposta de fuga às diferentes concentrações foi obtida em porcentagem, por meio da Equação 11.

$$F = \frac{nc - nt}{N} * 100 \quad (11)$$

Em que:

F: fuga ou evasão, expressa em porcentagem;

nc: número de minhocas do solo controle;

nt: número de minhocas do substrato-teste;

N: número total de minhocas.

Para avaliação comportamental, após o cálculo dos valores da fuga (F), os efeitos observados seguiram a seguinte classificação: F < 20% não houve fuga observada (NF); 20 ≤ F < 80% houve efeito de fuga observado (FO) e; F ≥ 80% o substrato-teste causou a perda de habitat (PDH). Na Tabela 13, ilustra-se uma síntese das condições gerais do ensaio comportamental ou de fuga.

Tabela 13 - Síntese das condições gerais do ensaio comportamental ou de fuga

Requisitos	Condições
Organismos-teste	<i>Eisenia andrei</i>
Alimentação	Nenhuma
Nº de organismo por réplica	10
Tipo de ensaio	Estático
Número de réplicas	4
Tipo de substrato	SAT
Recipiente do teste	Pote de plástico de 1L

Continua

		Conclusão
Requisitos	Condições	
Temperatura	24 ± 2 °C	
Fotoperíodo	Natural	
Duração do teste	48 horas	
Controle negativo	Água destilada	
Efeito observado	Comportamento de fuga (% de fuga)	
Critérios de aceitabilidade	Mortalidade < 10%	
Expressão dos resultados	Fuga (%)	

Legenda: CENO - Concentração do Efeito Não Observado; CEO - Concentração do Efeito Observado; SAT - Solo Artificial Tropical.

Fonte: Autora (2022)

4.4 Análise estatística

No Quadro 12, mostra-se um resumo dos testes estatísticos e os respectivos programas/*softwares* aplicados para a análise estatísticas dos dados obtidos na pesquisa.

Quadro 12 - Resumo dos testes estatísticos e o respectivo programa/software aplicados

Indicadores	Testes estatísticos aplicados	Programas/ <i>softwares</i>
Físico-químicos	Estatística descritiva e Matriz de correlação	<i>BioEstat versão 5.0 e Excel</i>
Fitotoxicidade (CE ₅₀)	Regressão sigmoidal	<i>GraphPad Prism 9.2</i>
Ensaio letalidade <i>Daphnia magna</i> (CE ₅₀)	Regressão sigmoidal	Trimmed Spearman-Kärber (TSK), versão 1.5
Ensaio de letalidade <i>Eisenia andrei</i> (CL ₅₀)	Regressão linear e Análise de variância (ANOVA)	<i>BioEstat 5.0 e Excel</i>
Ensaio comportamental ou de fuga	Teste Exato de <i>Fisher</i>	<i>BioEstat 5.0 e Excel</i>

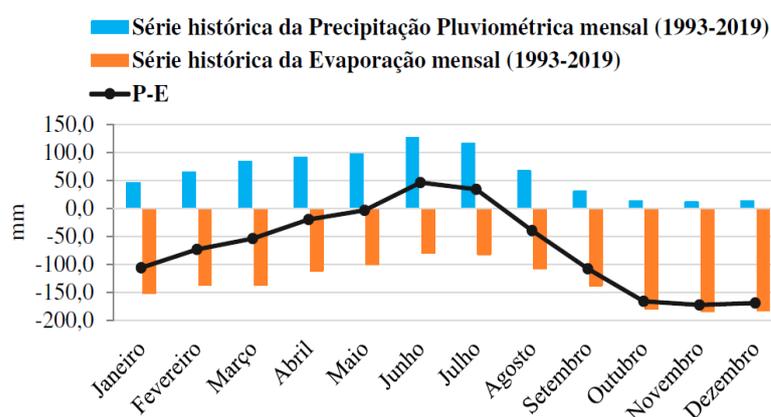
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Condições meteorológicas

5.1.1 Precipitação, evaporação e temperatura

Na Figura 41, ilustram-se o comportamento hídrico da região na qual está localizada o ASCG, levando em consideração as variáveis precipitação total e evaporação de Piché, compreendidos nos períodos entre 1993 a 2019.

Figura 41 - Comportamento hídrico histórico na área do ASCG



Legenda: P-E: Precipitação - Evaporação

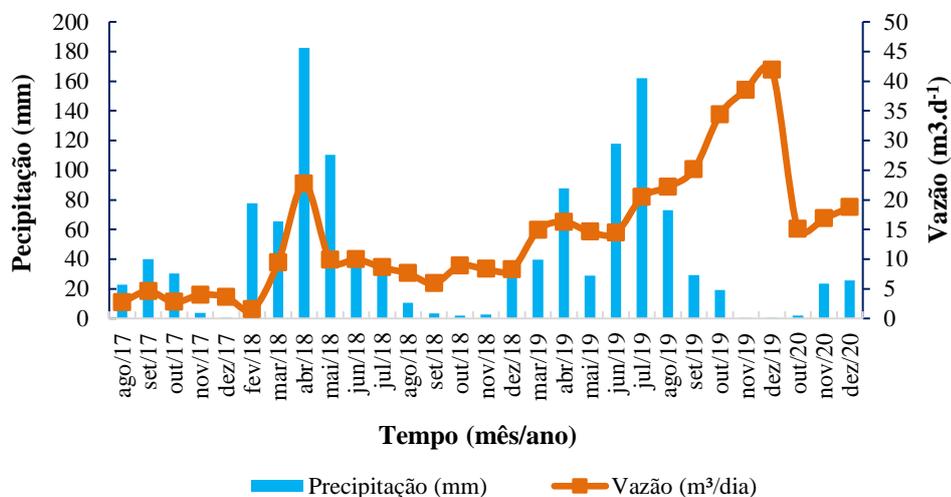
Fonte: Dados da pesquisa (2022); Adaptado do INMET (2020)

Na Figura 41, observa-se que o comportamento hídrico demonstra que a evaporação é maior que a precipitação, indicando déficit hídrico na região. Nota-se que, dos meses de janeiro a maio e de agosto a dezembro, ocorrem os maiores índices de evaporação, e que em apenas dois meses do ano, correspondentes a junho e julho, há o predomínio maior de precipitação pluviométrica, ocasionando excedentes hídricos.

O monitoramento e análise do comportamento das chuvas na região de estudo se revestem de ampla importância, não exclusivamente sob o aspecto climático, mas, também, pelas implicações na incidência de águas nas Células de disposição de RSU, o que pode influenciar nas características físico-químicas e ecotoxicológicas dos resíduos aterrados, bem como na geração e qualidade do lixiviado gerado. Além disso, segundo AL-YAQOUT; HAMODA (2020), a água fornece um ambiente úmido para o crescimento microbiano que contribui no aumento da decomposição biológica dos RSU.

No que se refere a vazão do lixiviado gerado no ASCG, os dados médios mensais estão descritos na Figura 42, juntamente com os dados mensais de precipitação, durante o período de agosto de 2017 a dezembro de 2020.

Figura 42 - Precipitação e vazão do lixiviado gerado no ASCG



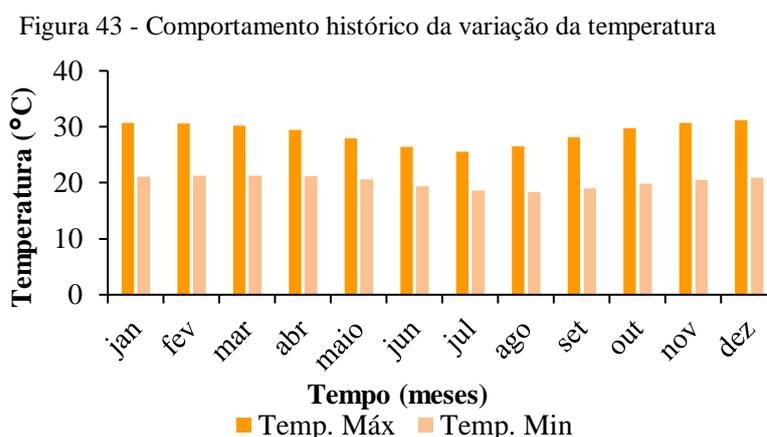
Fonte: Dados da pesquisa (2022); Adaptado do INMET (2020)

A vazão de lixiviado diária lançada na Lagoa (L1), instalada no Aterro em Campina Grande - PB, variou de 1,51 a 41,90 m³.dia⁻¹, correspondendo a 2,02 x10⁻⁷ e 5,61 x10⁻⁶ m³.s⁻¹. Verificou-se que os maiores volumes de lixiviado gerado foram nos meses de setembro, outubro, novembro e dezembro de 2019, o que correspondeu aos meses de ocorrência dos maiores déficits hídrico na região, conforme indicado na Figura 41. Assim, a maior vazão de lixiviado nesse período ocorreu devido ao aumento da recirculação na Macro célula de resíduos em operação. A recirculação foi realizada com frequência diária, em que foram aspergidos cerca de 24 a 32 m³ de lixiviado sobre as camadas de resíduos depositados na Macro célula durante o período de estiagem na região, geralmente, com maior intensidade entre os meses de setembro a dezembro. Destaca-se que, a recirculação se dá conforme as necessidades de operação do ASCG.

Salienta-se que a recirculação foi adotada como forma de controlar a vazão gerada, além de melhorar as condições de umidade dos resíduos aterrados na Macro célula em operação, favorecendo, assim, o processo biodegradativo, bem como a geração de metano, devido a adição de umidade no maciço sanitário. De acordo com Palm *et al.* (2022), o retorno do lixiviado ao aterro sanitário serve como forma de descarte, além de umedecer os resíduos armazenados e aumentar sua degradação.

Segundo Sá *et al.* (2012), ao ser analisada a vazão média do Aterro da Muribeca localizado na região metropolitana do Recife - PE, durante o período chuvoso e seco, foram obtidos valores variando entre 172,8 a 259,2 m³.dia⁻¹, respectivamente, apresentando, dessa forma, resultados superiores à vazão determinada no ASCG. Ressalta-se que essas diferenças verificadas nas vazões citadas, ocorreram devido ao Aterro da Muribeca, situar-se em região litorânea e o de Campina Grande - PB, localizar-se na região do semiárido brasileiro, portanto, em condições meteorológicas diferentes. Além disso, fatores como a quantidade de RSU confinados nas Células, grau de compactação, tipo de cobertura final e temperatura podem interferir na vazão do lixiviado gerado. Segundo El-Fadel *et al.* (2002) e Miao *et al.* (2019), a quantidade de lixiviado é afetada principalmente pela precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial, infiltração de água subterrânea e grau de compactação de resíduos sólidos e da camada de cobertura do sanitários aterro.

Na Figura 43, é mostrado o comportamento histórico da variação da temperatura máxima e mínima na área do ASCG para 27 anos monitorados, compreendidos nos períodos entre 1993 a 2019.



Fonte: Dados do INMET (2019)

Por meio da Figura 43, observou-se que às temperaturas registradas no período em estudo, apresentaram valores médios, máximo e mínimos de 28,9, 31,2 e 25,6°C, respectivamente. As temperaturas mais baixas atingiram os valores mínimos de 18,6 e 18,3°C, sendo esses registrados nos meses de julho a agosto.

A temperatura representa uma variável importante nos aspectos relacionados a toxicidade do lixiviado. De acordo com Bhatt *et al.* (2017), a qualidade do lixiviado depende de vários fatores, tais como a composição e idade dos resíduos, o clima da região

e as mudanças na operação do aterro ao longo da sua vida útil. Além disso, a precipitação e a evaporação afetam diretamente nos parâmetros de toxicidade do lixiviado. Durante a estação seca, há a concentração dos constituintes tóxicos por volume do lixiviado gerado, o que acarreta em uma maior toxicidade. Já na estação chuvosa, a concentração por unidade de volume é menor Ghiasinejad *et al.* (2021), o que pode resultar em menores níveis de toxicidade. Portanto, as precipitações devem ser consideradas como um parâmetro importante na avaliação da ecotoxicidade de aterros sanitários. Segundo Vahabian, Hassanzadeh e Marofi (2019), as chuvas aumentam a taxa de decomposição dos resíduos e afetam a concentração dos poluentes no lixiviado.

5.2 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica expressa em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos. A Tabela 14 apresenta as composições dos RSU do ASCG em diferentes tempos de aterramento.

Tabela 14 - Composição gravimétrica dos RSU aterrados

Componentes	Porcentagem de ocorrência (%)		
	Recém-aterrado	1 ano de aterramento	2 anos de aterramento
Plástico	13,20	10,30	6,43
Matéria orgânica	5,10	4,90	4,11
Vidro	0,50	0,50	0,39
Metal	1,00	1,00	1,23
Têxteis e couro	0,40	5,90	3,16
Compósitos	2,10	2,20	0,75
Têxteis sanitário	2,70	4,30	1,44
Papel	0,50	1,00	1,03
Madeira	1,50	1,30	0,54
Papelão	2,00	2,00	1,40
Material misto	71,00	66,70	79,53
Total	100,00	100,00	100,0

Fonte: Autora (2022)

De acordo com os dados ilustrados na Tabela 14, observa-se que o maior percentual apresentado foi da categoria de “material misto” (materiais de difícil separação), constituído por 71,00; 66,70; e 79,53% para os resíduos recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. Salienta-se que essa categoria representa o maior percentual em relação as demais, devido os resíduos aterrados serem de difícil

identificação e separação. Assim, todo o material que não se enquadrou nas outras categorias foi classificado como material misto. Ao analisar o percentual de material misto dos resíduos recém-aterrados e com 2 anos, verificou-se um aumento para o último ano de aterramento, possivelmente, em função do processo natural de biodegradação desses resíduos, que dificultou a separação dos resíduos orgânicos, e, por consequência, elevou a fração mista.

A segunda maior fração de resíduos identificada, para todos os anos de aterramento, foi o plástico com 13,20, 10,30 e 6,43%, seguido da matéria orgânica com percentual de 5,10, 4,90 e 4,11% para os RSU recém-aterrados, 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. As demais categorias de RSU apresentaram menores percentagens, inclusive os resíduos orgânicos. Em estudos de composição de resíduos desenvolvidos por Rong *et al.* (2017), em um aterro localizado na cidade de Nanqijia, distrito de Changping, Pequim, que recebeu resíduos da década de 1980 até cerca de 2010, foi possível verificar que os plásticos constituíram na maior parcela de resíduos, ao contrário do lixo orgânico, que é reduzido na forma de lixiviado e gás.

Da mesma forma que observado neste estudo, Leite (2008); Garcez (2009); Silva (2012) e Araújo Neto (2016) também identificaram que os plásticos se apresentaram como a segunda maior categoria de material nos RSU da cidade de Campina Grande - PB. Em contrapartida, Andrade (2014) verificou em estudos desenvolvidos em um aterro sanitário no estado da Bahia, que os resíduos com maior tempo de aterramento (4 anos) apresentaram quantidades mais significativas de plásticos em relação aos resíduos com menor tempo de aterramento (resíduos novos e com 1 ano).

Os plásticos podem apresentar, quando em grandes quantidades, um problema em aterros e lixões, quando descartados no ambiente, provocam a poluição ambiental, visto que, a degradação dos componentes dos plásticos leva a formação do microplástico (MP), o qual se tornou nos últimos anos uma preocupação global. Segundo Riedl *et al.* (2021), o MP é definido como qualquer peça plástica entre 1 e 5000 μm de tamanho. Vários estudos têm relatado que os solos funcionam como sumidouros para essas partículas acarretando em sérios impactos aos organismos terrestres (BÜKS; KAUPENJOHANN, 2020; HE *et al.*, 2020). Para *Eisenia andrei*, foram mostradas evidências histopatológicas de danos nos tecidos intestinais e respostas do sistema imunológico após a exposição a partículas de polietileno MP (RODRIGUEZ-SEIJO *et al.*, 2017).

No que se refere à toxicidade dos RSU, deve-se ter uma atenção especial aos plásticos, pois, representam um problema ambiental, já que o seu tempo de degradação é lento, fazendo com que permaneça no ambiente por mais tempo. O acúmulo de plásticos em aterros, impõe riscos à saúde humana, animais e pode causar problemas de poluição, como contaminação de lençóis freáticos (AL-SALEM *et al.*, 2017).

De acordo com Soto *et al.* (2018), os plásticos são um dos principais componentes dos resíduos sólidos urbanos. Os autores apresentaram em seu trabalho dados do relatório da *PlasticsEurope* que mostraram que 25,8 milhões de toneladas (12,5%) de plásticos são introduzidos todos os anos no fluxo de resíduos municipais na União Européia (UE), com apenas 7,6 milhões de toneladas sendo recuperadas para reciclagem, alcançando uma taxa de reciclagem baixa (29%) (*PlasticsEurope*, 2016). Dessa forma, mais de 30,8% dos resíduos plásticos são depositados em aterros, onde leva cerca de 1000 anos para se degradarem.

Analisando o percentual das frações papel e papelão verificou-se que na composição realizada para os resíduos aterrados (recém-aterrados, com 1 e 2 anos), esse percentual é mais baixo, quando se compara com composições realizadas em resíduos antes do aterramento. Tal fato, justifica-se porque esse material é de fácil degradação e, logo após a disposição nas Células, o processo de decomposição já começa a ocorrer. Em estudo desenvolvido por Araújo Neto (2016), no qual realizou a composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande - PB (resíduos antes de ser aterrado), obteve-se um percentual de 5% para as frações de papel e papelão juntos.

Importante destacar que, no que se refere a variação das percentagens dos materiais da composição gravimétrica dos RSU aterrados no ASCG (Tabela 14), é comum ocorrer, visto que, a medida em que há a decomposição dos materiais de fácil degradação, os resíduos de difícil ou não degradáveis, podem ter sua percentagem aumentada em relação ao peso total. Esse comportamento se tornou evidente ao se observar as percentagens dos componentes metais, têxteis e couro, que tiveram suas percentagens aumentadas com o tempo de aterramento.

A mistura composta de plástico, metal e outros materiais orgânicos produzem um efluente com elevados teores de metais pesados. Isso ocorre, segundo Øygaard, Måge e Gjengedal (2004), devido os plásticos possuírem elementos como o cádmio, níquel, arsênio, bário, bromo, cobalto, cromo, ferro, antimônio, escândio, selênio, estanho, titânio, chumbo e zinco. De acordo com Yang *et al.* (2019), metais como chumbo, cádmio, zinco, cromo e cobre são poluentes muito agressivos aos ecossistemas aquáticos,

devido sua persistência no meio ambiente, toxicidade e capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar.

Dessa forma, é importante destacar que, a composição gravimétrica dos RSU tem uma influência direta na toxicidade dos resíduos, e, conseqüentemente em sua classificação, pois dependendo do tipo de material, estes podem atribuir um maior ou menor potencial tóxico aos resíduos analisados.

5.3 Características físico-químicas dos resíduos sólidos urbanos aterrados

Os indicadores físico-químicos são importantes como meio para se analisar o comportamento dos resíduos, em especial, os processos degradativos e a toxicidade a estes associada. Na Tabela 15, estão apresentados os indicadores físico-químicos para os diferentes anos de aterramento dos RSU.

Tabela 15 - Características físico-químicas dos resíduos sólidos aterrados

Indicador	Recém-aterrado	1 ano de aterramento	2 anos de aterramento
pH	5,00	6,10	6,60
AGV (mgH _{AC} .L ⁻¹)	2.040,00	-	1.122,00
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	1.575,00	2.641,70	-
Nitrogênio Amoniacal Total (mgN.L ⁻¹)	56,00	85,90	147,00
Cloretos (mg.L ⁻¹)	999,96	949,71	1.849,43
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	13.400,43	16.206,43	-
Umidade (%)	41,00	34,4	27,43
Sólidos Voláteis (%)	67,00	7,43	5,78

Legenda: AGV - Ácidos Graxos Voláteis pH - Potencial hidrogeniônico; DQO - Demanda Química de Oxigênio.

Fonte: Autora (2022)

Inicialmente, faz-se necessário destacar que, para os indicadores AGV (1 ano de aterramento), AT e DQO (2 anos de aterramento), não foi possível a obtenção de dados devido a problemas na execução desses ensaios físico-químicos, conforme a Tabela 15.

Os teores dos indicadores analisados nos RSU variaram ao longo do tempo de aterramento. Verifica-se que o pH apresentou valores de 5,00, 6,20 e 6,60 nos RSU recém-aterrados, com 1 e com 2 anos de aterramento, respectivamente. Notou-se uma tendência de aumento ao longo do tempo, no entanto, os resíduos de todos os anos de aterramento apresentaram características ácidas, evidenciando que se encontravam na fase ácida de degradação. No início da degradação, há um número grande de organismos acidófilos, que produzem quantidade significativa de ácidos orgânicos (AGV) e dióxido

de carbono (CO₂), contribuindo para a redução do pH do meio e, conseqüentemente, para uma maior solubilização de íons metálicos (NAVEEN *et al.* 2017; GOMES *et al.*, 2018; XIE *et al.*, 2015). De acordo com Belevi e Baccini (1989), a degradação dos RSU ocorre numa ampla faixa de pH, porém com melhor resultado no intervalo entre 5,0 a 6,5 unidades.

A avaliação do pH dos resíduos sólidos é de fundamental importância, pois o comportamento desse indicador está diretamente relacionado ao desenvolvimento das fases de degradação da matéria orgânica. Sua variação pode acelerar ou inibir o processo biodegradativo, assim como interferir no desenvolvimento da toxicidade no interior do maciço sanitário e, conseqüentemente, no lixiviado gerado.

Conforme ilustrado na Tabela 15, nota-se que houve uma redução de 45% das concentrações do AGV, quando comparados RSU recém-aterrados com 2 anos de aterramento. Esse comportamento é característico do processo de evolução natural de biodegradação dos RSU aterrados. Resultados semelhantes a esse foi observado por Gomes *et al.* (2018), no qual os autores avaliaram o lixiviado de aterro em uma Célula de RSU.

Em relação à alcalinidade total mensurada nos resíduos aterrados, verificou-se que esta apresentou valores de 1.575,0 e 2.641,7 mgCaCO₃.L⁻¹ para os RSU recém-aterrados e com 1 ano de aterramento, respectivamente. Isso se deu em função do avanço do processo de degradação dos resíduos sólidos, em que os ácidos presentes no meio foram consumidos, favorecendo a alcalinização.

Os teores do Nitrogênio Amoniacal Total mensurados nos resíduos sólidos aterrados aumentaram conforme o tempo de aterramento, em que as concentrações foram de 56,00; 85,90; e 147,00 mgN.L⁻¹, para os resíduos recém-aterrados, com 1 e 2 anos, respectivamente. Esse comportamento é típico de aterros sanitários, verificando-se por meio da análise dos indicadores AT e NAT que, conforme o pH dos RSU aumentou para valores próximos a neutralidade (6,60 para os resíduos com 2 anos de aterramento), as concentrações de AT também aumentaram.

O NAT é considerado um poluente importante nos resíduos sólidos e no lixiviado, principalmente, em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir. A amônia gasosa ou livre, por exemplo, quando em excesso no solo ou em corpos d'água, possui potencial de causar diversos problemas, entre os quais destacam-se: mortandade da fauna e flora, inibição do metabolismo de microrganismos, problemas de eutrofização nos corpos aquáticos e fitotoxicidade no solo. Além desses, cita-se

também o surgimento de doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e a formação de substâncias com poder mutagênico e carcinogênico em vários organismos (SILVA, 2016).

Os teores de cloretos mensurados nos resíduos aterrados apresentaram uma tendência de aumento durante os anos de confinamento, com variação de 999,96 a 1.849,43 mgCl⁻¹. Isso pode ter ocorrido devido a sua elevada solubilidade e fácil lixiviação no interior do aterro. Resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa foram observados por Ribeiro *et al.* (2016) em estudo em biorreator que simulava um aterro em escala real.

Em relação a toxicidade, o cloreto é considerado como “traçador natural”, assim é importante o monitoramento desse indicador nos RSU, bem como no lixiviado de aterros (MONDELLI; GIACHETI; HAMADA, 2016).

Em se tratando das concentrações da DQO mensuradas nos resíduos sólidos do ASCG, verificou-se teores de 13.400,43 e 16.206,43 mgO₂.L⁻¹ para os resíduos recém-aterrados e com 1 ano de aterramento, de modo respectivo. As concentrações elevadas de DQO, nos resíduos recém-aterrados, justificam-se pelo fato de que, nesse período, foram produzidas quantidades relevantes de AGV, que é um dos principais contribuintes da DQO (BUDI *et al.*, 2016).

Os altos teores da DQO ocorreram, possivelmente, devido a heterogeneidade dos resíduos, assim como pelo fato de todas substâncias orgânicas e inorgânicas passíveis de oxidação pelo dicromato, contribuírem para a DQO. Substâncias inorgânicas como sulfeto, nitrito, tiosulfato, Fe²⁺, Mn²⁺, Cu⁺, Ni²⁺, Co²⁺ e cloretos podem ser oxidados pelo dicromato, colaborando assim para a DQO nas amostras analisadas (AQUINO; SILVA; CHERNICHARO, 2006).

A umidade é um dos parâmetros mais importantes na degradação dos RSU, pois disponibiliza o teor de água necessário para que ocorram as reações químicas e a consequente degradação da matéria orgânica (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993). Conforme ilustrado na Tabela 15, o teor de umidade presente nos RSU do ASCG teve uma redução com o passar do tempo de aterramento, com valores de 41,00; 34,30 e 27,43% para os resíduos recém-aterrados, com 1 ano e 2 anos de aterramento, respectivamente. Tais variações podem estar associadas ao quantitativo de matéria orgânica presente nos RSU e das condições meteorológicas locais.

Segundo Romani e Segala (2014), a faixa de valores iniciais de umidade dos resíduos, para as condições brasileiras, está entre 40 a 60%. A quantidade elevada de

matéria orgânica nos RSU da maioria das cidades brasileiras, especialmente, de regiões menos desenvolvidas, permite uma maior quantidade de umidade no maciço sanitário. Para Nascimento (2007), vários fatores podem interferir na umidade dos resíduos, tais como: composição inicial, condições climáticas locais, processo de operação dos aterros, taxa de decomposição biológica, capacidade e funcionamento dos sistemas de coleta de lixiviados e do sistema de *liner* de recobrimento.

Em relação ao teor de sólidos voláteis, verificou-se valores variados de 67, 7,43 e 5,78% para os resíduos recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. Observa-se que há uma redução dos sólidos voláteis ao longo do tempo, fato que pode estar associado a diminuição do teor de matéria orgânica na massa de resíduo aterrado, dado que este parâmetro indica, de forma indireta, a biodegradabilidade da fração orgânica de RSU. Assim, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta e mais recente é o resíduo aterrado (FIRMO, 2013). Dessa forma, devido a rápida diminuição dos AGV, é possível observar que o ASCG, em função das características locais, tanto climáticas como operacionais, favorecem ao processo degradativo dos RSU.

Estudos desenvolvidos por Ribeiro *et al.* (2016), em biorreator de RSU em escala piloto, verificaram que os teores de sólidos voláteis reduziram ao longo do tempo de monitoramento, corroborando com os resultados obtidos na presente pesquisa.

5.4 Classificação dos RSU aterrados

Na Tabela 16, apresenta-se as concentrações dos metais mensurados nos resíduos sólidos recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento.

Tabela 16 - Comportamento dos metais nos RSU aterrados para o extrato lixiviado

Elementos	Recém-aterrados		1 Ano de aterramento		2 Anos de aterramento		*LMP (mg.L ⁻¹)
	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	
Arsênio	<0,01	<0,20	NA	NA	NA	NA	1,00
Bário	0,39	7,80	NA	NA	NA	MA	70,00
Cádmio	0,02	0,40	0,004	0,08	0,007	0,14	0,50
Chumbo	0,09	1,80	0,06	1,22	0,06	1,11	1,00
Cromo total	0,16	3,20	0,14	2,80	0,12	2,40	5,00
Prata	0,02	0,40	NA	NA	NA	NA	5,00
Ferro	5,58	111,60	0,31	6,20	0,74	14,80	NE
Manganês	3,51	70,20	2,09	41,80	2,05	41,00	NE

Continua

Elementos	Conclusão						
	Recém-aterrados		1 Ano de aterramento		2 Anos de aterramento		*LMP
	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)
Cobre	0,06	1,20	0,07	1,40	0,22	4,40	NE
Zinco	0,43	8,59	0,63	12,53	0,52	10,46	NE
Níquel	0,12	2,40	0,08	1,60	0,11	2,20	NE

Legenda: * Anexo F da NBR 1004/2004; NA – Não Analisado; NE - Não especificado; LMP - Limite Máximo Permitido
 Fonte: Autora (2022)

Conforme exposto na Tabela 16, os resultados demonstraram que, apesar dos elementos As, Ba, Cd, Pb, Cr e Ag serem lixiviados quando em condições de “chuva ácida”, as concentrações mensuradas no extrato lixiviado dos resíduos recém-aterrados ficaram abaixo dos LMP constantes no Anexo F da NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

Em relação aos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento, devido a aspectos técnicos não foi possível analisar os elementos As, Ba e Ag. Já os metais Cd, Pb e Cr apresentaram concentrações inferiores ao LMP estabelecido pela norma. Sendo assim, especificamente de acordo com os metais analisados, os RSU recém-aterrados, com 1 e com 2 anos de aterramento foram classificados como não perigoso (Classe II), conforme o Anexo F da NBR 10.004 (ABNT, 2004a). Já os elementos Fe, Mn, Co, Zn e Ni, não são especificados na norma, porém, são elementos considerados importantes de serem monitorados do ponto de vista ambiental, uma vez que, em grandes concentrações, podem ser tóxicos ao meio ambiente e à saúde humana.

Apesar de os resíduos (recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento), para os elementos analisados, não serem classificados neste estudo, com resíduo perigoso (Classe I), a introdução de materiais de diversas origens em sua composição podem alterar as suas características, fazendo com que esses resíduos aumentem o seu potencial de contaminação ambiental. Diante do exposto, é necessária a avaliação para a determinar se os resíduos são não-inertes (Classe II-A) ou inertes (Classe II-B).

De acordo com Ramos (2007), a solubilização simula o desprendimento de constituintes em uma situação de “chuva não ácida”. Os resultados da análise de solubilidade em água, encontram-se na Tabela 17.

Tabela 17 - Comportamento dos metais nos resíduos aterrados para o extrato solubilizado

Elementos	Recém-aterrados		1 Ano de aterramento		2 Anos de aterramento		*LMP (mg.L ⁻¹)
	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.kg ⁻¹)	
Alumínio	0,54	2,16	NA	NA	NA	NA	0,20
Cobre	0,03	0,12	0,02	0,08	0,03	0,12	2,00
Chumbo	0,13	0,52	0,05	0,20	0,01	0,03	0,01
Cromo total	0,54	2,16	0,25	1,00	0,29	1,16	0,05
Ferro	22,5	90,00	9,85	39,4	11,57	46,28	0,30
Manganês	5,95	23,80	1,15	4,60	2,51	10,04	0,10
Zinco	0,42	1,68	0,09	0,38	0,11	0,44	5,00
Cádmio	0,001	0,004	ND	ND	0,001	0,004	NE
Níquel	0,43	1,72	0,23	0,92	0,59	2,36	NE

Legenda: * Anexo G da NBR 10.04/2004; NA – Não analisado; ND – Não detectado; NE - Não especificado; LMP - Limites Máximos Permitidos

Fonte: Autora (2022)

Conforme ilustrado na Tabela 17, as concentrações de Al, Pb, Cr, Fe e Mn, no extrato solubilizado dos resíduos recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento ultrapassaram os limites máximos permitidos, conforme o anexo G da NBR 10.004 (ABNT, 2004a). Dessa forma, pode-se enquadrar o resíduo recém-aterrado com Classe II A, ou seja, resíduos sólidos não-inertes.

Importante destacar que, a maioria dos elementos metálicos avaliados nos RSU recém-aterrados, apresentaram teores acima do máximo permitido para o extrato solubilizado. Entre eles, os mais elevados foram o ferro, manganês, chumbo e cromo total, com valores 75, 59, 13 e 10 vezes, respectivamente, maiores que o admitido pela norma. O alumínio apresentou teores 3 vezes maiores e o cobre e o zinco, exibiram concentrações abaixo do limite estabelecido para os resíduos recém-aterrados. Esses valores mensurados são preocupantes do ponto de vista ambiental e de saúde pública, já que, a presença destes elementos nos resíduos, quando em contato com a água, podem se desprender para o ambiente natural, acarretando a contaminação do solo e dos recursos hídricos. Salienta-se que, devido a aspectos técnicos, durante o desenvolvimento do estudo não foi possível analisar o Al para os RSU com 1 e 2 anos de aterramento.

De acordo com Costa (2011) e Mishra *et al.* (2019), os metais existem naturalmente na crosta terrestre e suas composições variam entre as diferentes localidades, resultando na disparidade estrutural das concentrações circundantes. Alguns metais, quando disponíveis em pequenas quantidades, são importantes às plantas e aos organismos vivos.

As concentrações do Fe e Mn, em todos os anos de aterramento, foram maiores quando comparadas aos demais elementos analisados. A elevada disponibilidade de Fe nos resíduos, pode ter ocorrido em função deste elemento ser encontrado nos solos que compõem as camadas de base e de cobertura de solo compactado, bem como as camadas intermediárias que cobrem os resíduos a cada operação na Macro célula do aterro, ocasionando, desta forma, a lixiviação deste metal à massa de resíduos.

Em um estudo desenvolvido por Araújo (2017), verificou-se que o solo utilizado na camada de cobertura de uma Macro célula de resíduos do ASCG, apresentou 6% de óxido de ferro (Fe_2O_3) em sua composição. Adicionalmente, os teores do ferro estiveram elevados porque, segundo Silva (2015), as altas concentrações deste elemento nos resíduos, são decorrentes de sua utilização na indústria local.

Estudos desenvolvidos por Silva *et al.* (2015), em uma célula experimental preenchida com RSU da cidade de Campina Grande - PB, também encontraram elevadas concentrações de Fe. Do mesmo modo, Silva (2015), estudou a toxicidade dos resíduos orgânicos de uma instituição de ensino, também em Campina Grande - PB, e obteve-se altos teores de Fe no extrato solubilizado.

Em se tratando do manganês, as elevadas concentrações desse elemento podem ser devido a própria composição dos RSU dispostos no aterro, tais como a presença de ligas metálicas, pilhas e baterias, ou mesmo, devido a composição do solo que compõe as camadas da Macro célula, tendo em vista que, esse elemento é o segundo mais abundante no solo (PELOZATO, 2008).

O chumbo apresentou teores variados nas amostras com o tempo, conforme ilustrado na Tabela 18, em que, com maior tempo de aterramento os teores deste elemento foram menores ($0,13 > 0,05 > 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$). Para os RSU recém-aterrados, o chumbo exibiu concentrações 13 vezes maiores que o máximo permitido pela legislação, para o extrato solubilizado. Esse elemento está entre os metais que mais se destacam pelo potencial de toxicidade. De acordo com Younis *et al.* (2015), o chumbo se comporta como uma neurotoxina que causa déficits comportamentais nos peixes, diminui as taxas de sobrevivência e crescimento, causa dificuldades de aprendizagem e afeta o metabolismo. A alta concentração do chumbo nos resíduos sólidos pode ser atribuída às baterias, plásticos e pigmentos (IDEHAI; AKUJIEZE, 2014).

No que se refere a toxicidade, sabe-se que, em pequenas concentrações, alguns elementos são essenciais ao ser humano e às plantas, no entanto, quando em grandes quantidades, os metais podem acarretar problemas ao meio ambiente e à saúde pública.

Sendo assim, os metais devem ser vistos com preocupação, especialmente por serem elementos não degradáveis e que pode atingir toda a cadeia trófica (MANAHAM, 1992).

Nesse sentido, os RSU possuem potencial de contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas, demonstrando com isso a necessidade da realização de ensaios ecotoxicológicos como medida preditiva aos impactos sobre organismos vivos e/ou plantas. Rodrigues e Pawlowsky (2007), realizaram testes de toxicidade aguda em organismos-teste, submetidos ao extrato solubilizado de resíduos classe IIA e classe IIB e obtiveram um elevado nível tóxico, apresentando fator de toxicidade (FT) que variou de 1 a 128 para *Daphnia magna* e de 2 a 256 para *V. Fischeri*, demonstrando a elevada toxicidade desses RSU à organismos vivos.

Um estudo desenvolvido por Felzenszwalb *et al.* (2019) investigou os efeitos toxicogênicos dos extratos solubilizado e lixiviado de esmaltes de unhas, simulando seu descarte em água e aterro sanitário, respectivamente. De maneira geral, verificaram-se a presença de compostos orgânicos e metais em ambos os extratos, os quais induziram efeitos letais e subletais significativos nos estágios iniciais de vida do peixe *Danio rerio*, durante a exposição de 96 h. Assim, esse tipo de resíduo ao entrarem nos sistemas aquáticos, podem causar impactos negativos ao meio ambiente e à saúde humana.

De forma geral, verificou-se que os metais Pb, Cr, Cd e Fe, para o extrato lixiviado e Co, Pb e Cr, para o extrato solubilizado tiveram suas concentrações reduzidas com o tempo de aterramento, isso se deu devido, aos processos físico-químicos e microbiológicos ocorridos no interior da massa de RSU aterrada. Estudos desenvolvidos por Sharma e Kumar (2021), em amostras antigas e novas de RSU, mostraram a presença de diferentes metais, polímeros e outros copoluentes em altas concentrações em resíduo fresco, enquanto que, na amostra de RSU antigo houve uma redução, o que pode ser devido a reações químicas produzidas pela comunidade microbiana, bem como outras condições ambientais.

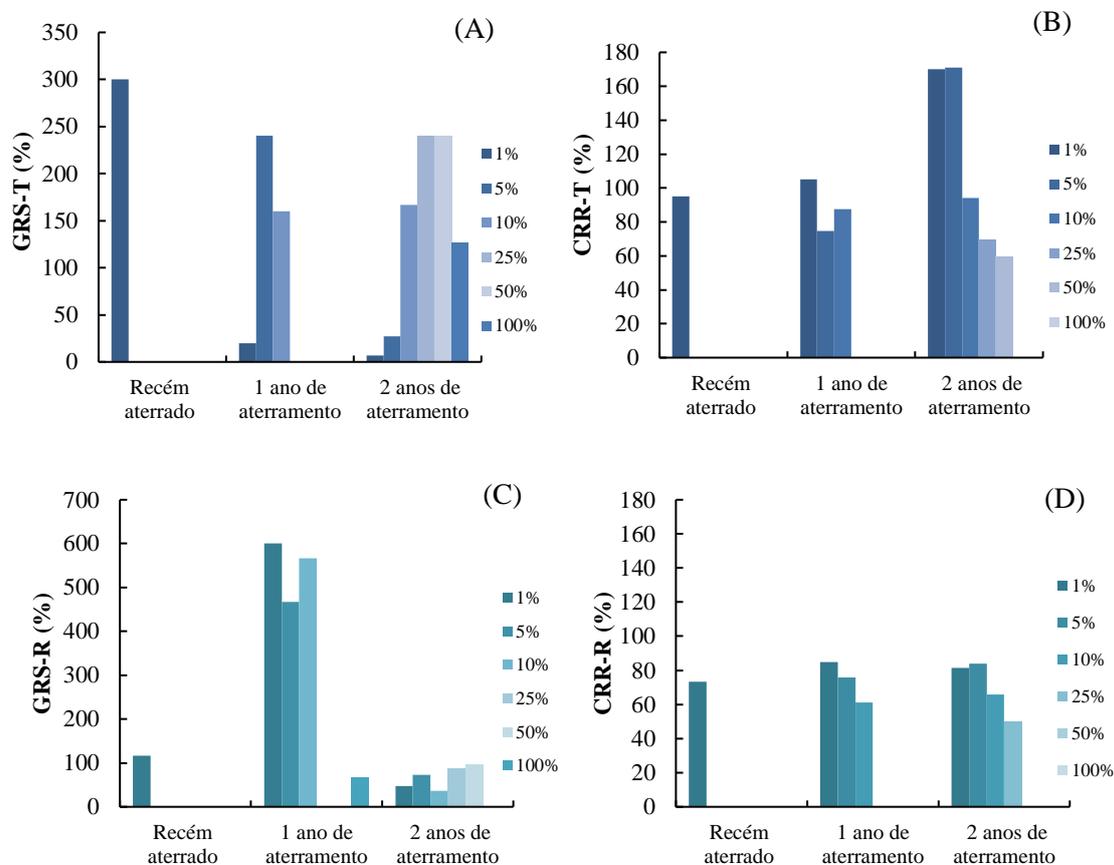
5.5 Ensaios ecotoxicológicos nos RSU

5.5.1 Ensaios de fitotoxicidade

As Figuras 44 (A a D), ilustram os resultados dos ensaios de fitotoxicidade em sementes de tomate e de repolho por meio da análise da GRS e do CRR, em resíduos

recém-aterrados, com 1 e com 2 anos de aterramento, em diferentes concentrações do extrato dos RSU.

Figura 44 - Ensaios de fitotoxicidade: (A) Germinação Relativa da Semente de Tomate (GRS-T); (B) Crescimento Relativo da Raiz do Tomate (CRR-T); (C) Germinação Relativa da Semente de Repolho (GRS-R); (D) Crescimento Relativo da Raiz do Repolho (CRR-R)



Fonte: Autora (2022)

Observa-se, de maneira geral, que para todos os indicadores utilizados na determinação da toxicidade dos RSU depositados no ASCG, houve um comportamento variado ao longo do tempo de aterramento. Verifica-se que, as porcentagens da GRS-T (Figura 44 A) foram maiores que do CRR-T (Figura 44 B). O mesmo comportamento foi observado na análise das sementes de repolho (Figuras 44 C e D).

Estudos desenvolvidos por Silva (2015) e Gomes *et al.* (2018), também observaram maior percentual de germinação relativa das sementes em relação ao crescimento relativo. Isso ocorre porque, de acordo com Baskin e Baskin (1988) e Ghersa, Benech-Arnold e Martinez-Ghersa (1992), as sementes respondem a combinações

específicas de luz, substrato, temperatura, umidade e concentrações de gases que são mais favoráveis para o estabelecimento da plântula.

A concentração de 1% do extrato dos resíduos apresentou GRS-T de 300, 20 e 7% para os resíduos recém-aterrados, com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente, indicando que os resíduos com menor tempo de aterramento proporcionaram maiores germinações às sementes. Já em relação a germinação da semente do repolho (Figura 44 C), não se observou uma tendência definida de redução ou crescimento com o tempo de aterramento. A GRS-R foi de 117% para os resíduos recém-aterrados, 600% para os resíduos com 1 ano e 47% para os resíduos com 2 anos de aterramento. Nota-se ainda que, as sementes de repolho apresentaram maiores valores percentuais de germinação quando comparadas às sementes de tomate.

Em relação a análise da germinação e do crescimento relativo das sementes pode-se dizer que exibiram relação inversa, em que, quando houve aumento da germinação das sementes, ocorreu a redução do crescimento relativo das raízes. Esse comportamento pode ser visto em análise, especialmente, aos resíduos de 1 e 2 anos de aterramento, no qual se observou que quando foi medido maior GRS, o CRR foi menor em ambas as sementes. Isso se deu, em função das características metodológicas do ensaio, uma vez que, quando o crescimento da raiz é menor que 1,0 cm, considera-se apenas como semente germinada.

Nota-se que os resíduos com 2 anos de aterramento, apresentaram germinações em todas as concentrações testadas, inclusive no extrato concentrado (100%) dos RSU. Esse mesmo comportamento foi observado para o CRR-T, com crescimento em todas as concentrações analisadas, exceto em 100%. Essa maior germinação ocorreu, possivelmente, devido a redução da toxicidade dos RSU aterrados. Segundo Kiehl (1998) e Silva *et al.* (2015), o período inicial de decomposição dos resíduos, apresenta-se como a fase fitotóxica, visto que, no início da degradação biológica da matéria orgânica, geralmente se desenvolvem traços de diversos ácidos minerais e, em maior quantidade, os orgânicos, principalmente o ácido acético e toxinas prejudiciais às plantas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade ao material.

Em relação a análise do CRR-T para os resíduos sólidos com 1 ano de aterramento, observa-se comportamento variado entre as concentrações testadas, em que não foi constatado efeitos inibitórios para o CRR-T nas diluições de 1, 5 e 10%, nas quais houve crescimento de 105,4; 74,6 e 87,56% respectivamente. Já nas concentrações 25, 50 e 100%, não houve crescimento, demonstrando a presença de inibição do crescimento das

raízes. Comportamento semelhante a este foi observado por Palm *et al.* (2022), em que os autores verificaram que concentrações maiores do poluente levaram a reduções na maioria dos parâmetros fisiológicos, especialmente no crescimento das raízes.

Adicionalmente, em estudos desenvolvidos por Rong *et al.* (2017), em *Oryza sativa* L utilizando extrato do RSU, verificaram-se que o índice de germinação diminuiu conforme a concentração do contaminante no meio aumentou. Assim, o resíduo pode induzir um efeito adverso e que o efeito tóxico no crescimento da planta pode ser reduzido pela diluição.

Já para o CRR-R, nos resíduos com 1 ano de aterramento, houve um crescimento de 84,94, 75,86 e 61,15% nas concentrações de 1, 5 e 10%, respectivamente, do extrato dos RSU. Assim, quando as sementes foram expostas as maiores quantidades do contaminante houve uma inibição no CRR-R. Comportamento semelhante a esse foi observado por Šourkovuma *et al.* (2020), o qual verificaram que nas amostras mais concentradas houve um aumento do índice de letalidade, devido a maior quantidade de agentes tóxicos disponíveis. Além disso, os autores observaram que a concentração de 5% (a menor testada) mostrou um efeito estimulante ao crescimento.

Por meio da análise ANOVA, nos resíduos com 1 ano de aterramento, verificou-se que houve diferença estatisticamente significativa entre as concentrações de 1, 5 e 10% em relação crescimento médio das raízes das sementes de tomate e repolho (p-valor <0,05).

No que se refere aos resíduos com 2 anos de aterramento, notou-se que houve crescimento das raízes nas sementes de tomate, em todas as concentrações testadas, exceto 100%, e em 1, 5, 10, 25 e 50%, o CRR-T foi de 170, 171, 94, 70 e 60%, respectivamente. Observa-se que há uma redução do crescimento a medida em que há um aumento do contaminante (extrato dos RSU) na amostra. Já em relação as sementes de repolho, para o mesmo ano de aterramento, mostraram-se mais sensíveis que as sementes de tomate. Semelhantemente ao obtido no CRR-T, verificou-se que para o CRR-R, também houve redução do crescimento, a medida que se aumentou a concentração do extrato dos resíduos, apresentando CRR-R de 81,47, 84,08, 65,98 e 50,39%, para as concentrações 1, 5, 10 e 25%, de modo respectivo. Importante destacar que, tanto para o CRR-T, como para o CRR-R, na concentração de 5% do extrato dos RSU, notou-se um leve aumento no crescimento das raízes das sementes, fato que pode está associado a maior disponibilização de nutrientes, quando comparado a diluição de 1%.

Avaliando os dados por meio da ANOVA, constatou-se que, para os RSU com 2 anos de aterramento, houve diferença estatisticamente significativa entre o crescimento das raízes das sementes do tomate entre as concentrações testadas (p-valor <0,05). Já em relação as sementes do repolho, não foi verificada diferença estatística (p-valor >0,05).

Quando se trata da fitotoxicidade dos resíduos para as sementes de tomate e de repolho, verificou-se que não houve diferença estatística significativa entre o crescimento relativo da raiz das espécies avaliadas em relação a amostra controle (amostra branca) para a concentração de 1% do extrato líquido dos RSU recém-aterrados (p-valor>0,05). Isso ocorreu, possivelmente, devido a concentração de 1% ser baixa, se comparada as demais diluições do extrato dos resíduos, e não apresentar características fitotóxicas para as sementes avaliadas nas condições do teste.

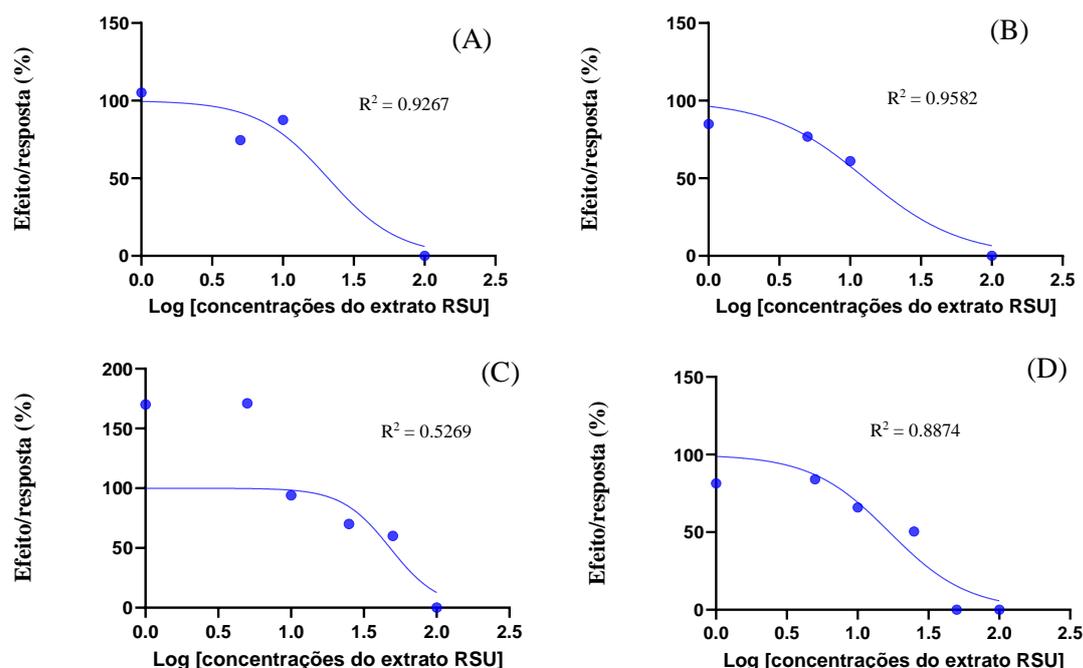
Para os resíduos sólidos com 1 ano de aterramento, verificou-se que não houve diferença estatisticamente significativa entre o crescimento relativo da raiz do tomate em relação a amostra controle, na concentração de 1%. No entanto, o CRR-R apresentou diferença significativa em relação a amostra controle.

Para os RSU com 2 anos de aterramento, verificou-se que o comprimento das raízes na amostra teste (sementes de tomate) apresentou diferença estatisticamente, quando comparada a amostra controle, em que o p-valor foi menor que 0,05. Contudo, para a análise do crescimento das raízes das sementes de repolho, não houve diferença estatisticamente significativa entre a amostra-teste e a amostra-controle (p-valor >0,05).

5.5.1.1 Análise da $CE_{50,5 \text{ dias}}$ dos RSU aterrados

Na Figura 45 (A a D), ilustra-se as curvas dose-resposta para os extratos dos RSU das sementes de tomate e repolho, nas concentrações de 1, 5,10 e 100% e 1, 5, 10, 25, 50 e 100%, para os resíduos com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. Salienta-se que para a realização do teste de fitotoxicidade nos resíduos recém-aterrados, devido a questões técnicas e operacionais, só foi possível a utilização da concentração de 1%, inviabilizando a realização do cálculo da $CE_{50,5 \text{ dias}}$ para esse período de aterramento.

Figura 45 - Curva dose-resposta das amostras do Extrato RSU: (A) 1 Ano de aterramento tomate; (B) 1 Ano de aterramento repolho; (C) 2 Anos de aterramento tomate; (D) 2 Anos de aterramento repolho



Fonte: Autora (2022)

Na Tabela 18, descreve-se a concentração que inibiu em 50% o Crescimento Relativo da Raiz (CRR%) das sementes de tomate e repolho, para os resíduos com 1 e 2 anos de aterramento.

Tabela 18 - Análise da toxicidade dos RSU em termos de $CE_{50,5\text{dias}}$

Tempo de aterramento	$CE_{50,5\text{dias}}$ -Tomate	$CE_{50,5\text{dias}}$ - Repolho
Recém-aterrado	NA	NA
1 ano	20,85%	12,75%
2 anos	47,91%	16,78%

Legenda: $CE_{50,5\text{dias}}$ – Concentração Efetiva que causou inibição do crescimento das raízes das sementes em relação a amostra controle; NA – Não avaliado

Fonte: Autora (2022)

Conforme apresentado na Tabela 18, verifica-se uma $CE_{50,5\text{dias}}$ de 20,85 e 47,91% para as sementes de tomate nos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. Logo, com o avanço do tempo de aterramento, há também aumento da $CE_{50,5\text{dias}}$, indicando redução da toxicidade dos RSU nas sementes de tomate. O mesmo comportamento foi observado ao analisar a semente de repolho, em que se obteve $CE_{50,5\text{dias}}$ de 12,75 para 1 ano e $CE_{50,5\text{dias}}$ de 16,78% para 2 anos de aterramento. Isso ocorreu, possivelmente, devido, entre outros fatores, ao aumento do pH dos RSU com o tempo de

aterramento, visto que, quando em pH mais baixo, as concentrações dos metais (Pb, Cr, Fe e Mn) medidas no extrato solubilizado dos RSU, estavam com teores acima dos LMP pela NBR 10.004 (ABNT, 2004a) (Tabela 17). Logo, por possuírem elevada capacidade de solubilização em baixo pH, esses elementos podem ter favorecido a fitotoxicidade do meio, reduzindo e/ou inibindo o crescimento das raízes. Segundo Budi *et al.* (2016), os principais tóxicos presentes no lixiviado são de natureza básica e precipitados em condições ácidas.

Um dos principais problemas associados a toxicidade dos metais pesados se dá devido esses poluentes serem bioacumuláveis, assim, sua disposição em corpos hídricos e no solo reflete efeitos significativos em organismos vivos e nas plantas, que podem absorver e acumular esses elementos tóxicos (WANG *et al.*, 2018; ZWOLAK *et al.*, 2019). Todavia, estudos mais aprofundados devem ser realizados a fim de conhecer o efeito tóxico real desses elementos sobre a inibição do crescimento das sementes.

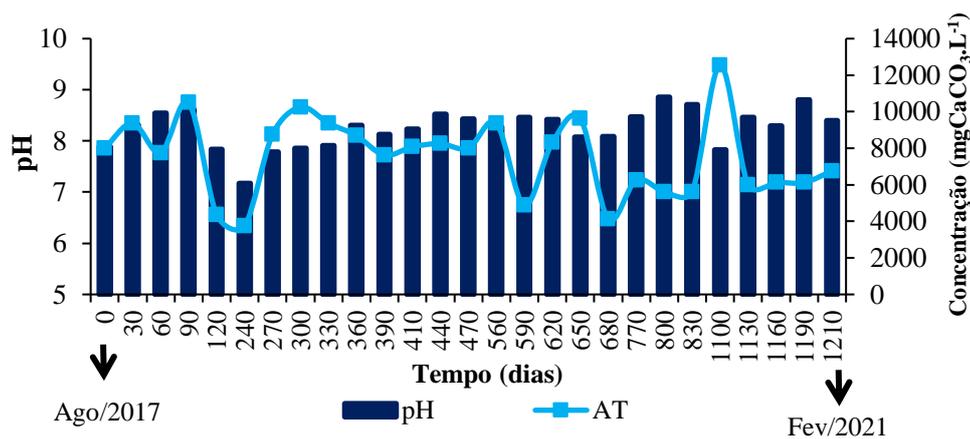
Importante salientar que, apesar do NAT normalmente ser associado a toxicidade, que provoca a inibição do crescimento das sementes, observou-se que os teores desse indicador, nesse estudo, não influenciaram na CE_{50} 5dias. Destaca-se que, as concentrações do NAT aumentaram com o tempo de aterramento e a toxicidade nas sementes reduziu. Isso já era esperado, conforme, Li *et al.* (2017) e Rajan *et al.* (2020), visto que, esse indicador em baixas concentrações, age como nutrientes que estimulam o crescimento das raízes, e só a partir de quantidades maiores é que se observa o efeito de inibição ou retardo de crescimento em plantas.

5.6 Indicadores físico-químicos do lixiviado gerado no ASCG

5.6.1 Potencial hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 46, estão apresentados os valores do pH e da AT mensurados no lixiviado do ASCG ao longo do tempo de monitoramento.

Figura 46 - Comportamento dos valores de pH e da AT no lixiviado



Fonte: Autora (2022)

Analisando a Figura 46, observa-se que os indicadores pH e AT apresentaram, ao longo do tempo de monitoramento, valores variando entre $8,25 \pm 0,37$ e $7.560,19 \pm 2.143,24 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Nota-se que o pH do lixiviado seguiu leve comportamento de crescimento do $240 \leq t \leq 830$ dias, com teores que oscilaram numa faixa mínima de 7,17 e máximo de 8,86. Tal comportamento evidencia que os resíduos depositados no Aterro Sanitário de resíduos sólidos urbanos, encontra-se na fase metanogênica de degradação, uma vez que, nessa fase ocorreu o consumo dos ácidos voláteis pelas *arqueas* metanogênicas.

Segundo Szymańska-Pulikowska e Wdowczyk (2021), os lixiviados gerados durante os primeiros anos de operação do aterro (até 5 anos) são caracterizados por apresentarem pH na faixa de 3,7-6,5 unidades. Esse baixo valor de pH dos lixiviados de aterros jovens está associado à presença de ácidos carboxílicos e íons bicarbonato. Logo, a medida que os aterros sanitários envelhecem, os valores de pH do lixiviado, passam de ácidos para básicos em virtude da evolução natural do processo de digestão anaeróbica no interior do aterro.

De acordo com Ferreira (2010), pH acima de 8 são característicos de lixiviados em estágio avançado de degradação da matéria orgânica. Isso indica que o ASCG encontra-se em estágio avançado de degradação ($\text{pH} > 8$). Esses valores corroboram com os valores típicos encontrados em aterros localizados na região do Nordeste brasileiro que, segundo Giordano (2003), apresenta como característica uma faixa de pH que varia entre 7,80 e 8,50.

Verifica-se, de modo geral, que o pH do lixiviado ao longo do tempo monitorado apresentou valores acima de 7 unidades. Nota-se ainda que, esse indicador, exibiu

menores variações quando comparado às concentrações da Alcalinidade Total. De acordo com Naveen *et al.* (2017), o lixiviado de aterro sanitário com pH levemente acima de 7 podem contribuir para uma maior carga de substâncias dissolvidas.

Observa-se que, entre $120 \leq t \leq 270$ dias foi possível notar a redução dos valores de pH e da AT no lixiviado. Isso se deu provalmente, devido ao início de implantação e operação de uma nova Macrocélula de RSU que gerou, em função da idade dos resíduos, recém-depositados, um lixiviado com características ácidas. De acordo com Castilhos Jr. *et al.* (2003), isso ocorre devido à ação das bactérias acidogênicas, que liberam rapidamente concentrações de ácido láctico, amônia e ácidos graxos voláteis. Além disso, o período de coleta, $t=120$ e $t=240$, coincidiu com o registro de precipitação na cidade de Campina Grande - PB. Conforme os dados apresentados pela Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba (AESPA, 2019), houve uma precipitação de 145,20 mm durante o mês de abril de 2018 ($t=240$).

De acordo com Šourkovuma *et al.* (2020), os valores do pH do lixiviado são afetados pela estação, assim, quando diluídos pela água da chuva podem apresentar valores mais baixos em comparação a períodos de estiagem.

Constata-se que, no $t=590$ e $t=680$, as concentrações de alcalinidade total mensuradas apresentaram redução considerável. Isso pode está relacionado, assim como para o comportamento observado em $t=120$ e $t=240$, ao registro de precipitação pluviométrica na área do Aterro Sanitário, tendo em vista que esse período coincide com o período chuvoso da região onde está localizado o empreendimento. Segundo Moravia (2010), a água da chuva promove um aumento do teor de umidade na massa de resíduos, promovendo uma maior diluição do lixiviado em função da infiltração desses líquidos.

De acordo com Singh, Elumalai e Pal (2016), o pH da chuva natural é em torno de 5,60, devido a ocorrência de dissolução do CO_2 presente na atmosfera em água. Dessa forma, quanto maior o volume de chuva, maior quantidade de água com pH abaixo do pH natural, logo, o lixiviado gerado tende a apresentar menores valores de pH.

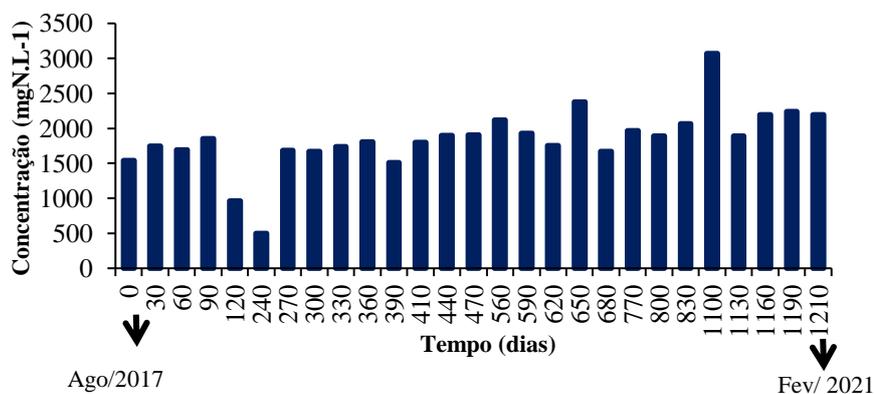
Em se tratando da AT, as altas concentrações decorrem, principalmente, das quantidades significativas de bicarbonato, carbonatos e hidróxidos. Os valores desses compostos mensurados no lixiviado tendem a ser frequentemente elevados em função da decomposição bioquímica e dos processos de dissolução que ocorrem na massa de resíduos. Os processos de biodegradação da matéria orgânica produz quantidades significantes de bicarbonato, que representam o dióxido de carbono dissolvido, um dos principais componentes da alcalinidade (NAVEEN *et al.*, 2017).

A alcalinidade também exerce influência importante em relação a toxicidade do meio, pois, representa a capacidade que um sistema tem de neutralizar ácidos. Isso favorece o aumento do pH e também precipita os metais pesados, consequentemente, reduzindo a toxicidade do meio e minimizando a ação inibidora que os metais exercem no processo de degradação (MELO, 2003). Além disso, devido a sua ação de tamponamento, a AT pode influenciar no efeito tóxico do NAT. Assim, o aumento do pH a valores superiores a 7, torna o meio básico, favorecendo o potencial tóxico da amônia.

5.6.2 Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)

Na Figura 47, demonstram-se as concentrações do NAT mensuradas no lixiviado ao longo do tempo de monitoramento. O nitrogênio amoniacal total é composto pelo somatório do íon amônio (NH_4^+) e a amônia livre (NH_3), sendo esta última considerada tóxica dos organismos vivos.

Figura 47 - Comportamento do nitrogênio amoniacal total no lixiviado



Fonte: Autora (2022)

Ao analisar a Figura 47, observa-se que as concentrações de Nitrogênio Amoniacal Total apresentaram-se elevadas, variando entre $1.839,57 \pm 450,00 \text{ mgN.L}^{-1}$ e com máximos e mínimos de $3.066,00$ e $497,00 \text{ mgN.L}^{-1}$, respectivamente. Esses valores corroboram com os apresentados por Szymańska-Pulikowska e Wdowczyk (2021), que segundo esses autores, entre as formas de nitrogênio, o nitrogênio amoniacal é o mais abundante no lixiviado de aterros. Além disso, Gupta e Rajamani (2015), afirma que os altos teores observados podem ser devido aos processos de desaminação de aminoácidos durante a decomposição de compostos orgânicos.

De acordo com Kjeldsen *et al.* (2002), os valores de NAT em lixiviado de aterro sanitário podem variar entre 50,00 e 2.200,00 mgN.L⁻¹. Wang *et al.* (2018) abordam essa mesma faixa de variação considerando a influência do tempo de vida útil do aterro sanitário, como forma de classificação. Avaliando os teores de NAT mensurados, o lixiviado analisado pode ser enquadrado com uma idade intermediária (5 a 10 anos), corroborando, dessa maneira, com a idade o ASCG.

Verifica-se que os teores do NAT (Figura 47) no lixiviado aumentaram ao longo do tempo avaliado. No entanto, percebe-se que em algumas amostras, houve redução das concentrações, a exemplo de t=120, t=240, t=390, t=620 e t=680 dias e, que entre essas, a que apresentou maior queda foi na amostra analisada em t=240 dias. Tal fato justifica-se pelas mudanças ocorridas na operação do Aterro, como a construção e operação de uma nova Macrocélula de disposição de RSU, assim como pela precipitação registrada na região, contribuindo para a diluição e redução das concentrações do nitrogênio, assim como de outros indicadores no lixiviado. Esse mesmo comportamento foi verificado por Ribeiro (2019), ao analisar o lixiviado *in natura* e o tratado em uma Lagoa do ASCG.

De acordo com Contrera *et al.* (2014), no caso de resíduos de aterros sanitários, por exemplo, a amônia disponível no lixiviado está predominantemente na forma de bicarbonato de amônio ((NH₄)₂CO₃). Tal fato, pode ser confirmado ao se analisar às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal total mensuradas durante o período avaliado.

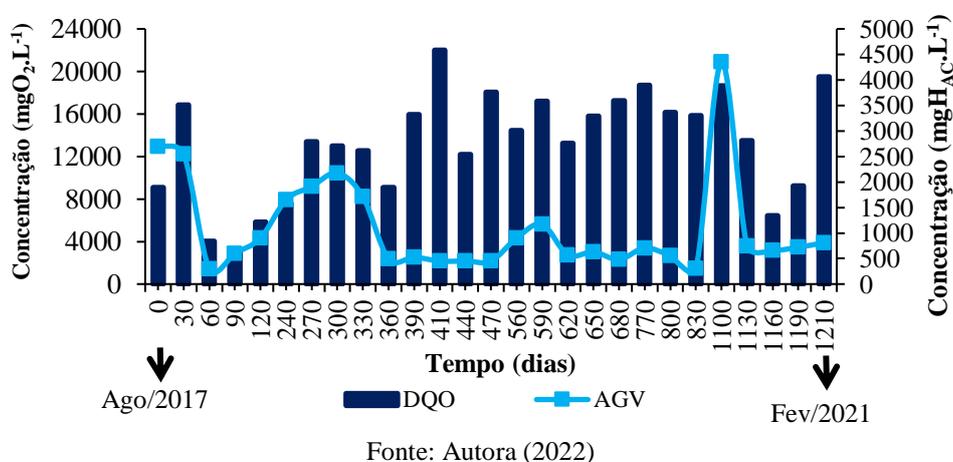
O nitrogênio possui elevado potencial de contaminação ao meio ambiente e à saúde da população, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir. A toxicidade do NAT está diretamente relacionada com os valores do pH do meio, de modo que, segundo Von Sperling (2014), para pH menor que 8, todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma do íon amônio (NH₄⁺), não tóxica. Já para pH igual a 9,2, aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de amônia gasosa (NH₃), tóxica, e 50% na forma de NH₄⁺ e, para valores de pH maiores que 11, praticamente todo o nitrogênio está na forma de NH₃. Assim, nota-se que, na faixa usual de pH, próxima a neutralidade, o NAT apresenta-se na forma de NH₄⁺. Dessa forma, verifica-se que, conforme a análise do pH (Figura 46), no lixiviado há um predomínio do nitrogênio na forma de NH₄⁺. Apesar do NH₄⁺ ser considerada menos tóxica em relação a NH₃, nota-se que, esse indicador contribuiu para o aumento da toxicidade nos organismos-teste, especialmente o microcrustáceo *Daphnia magna*, em que obteve-se uma CE_{50,48h} de 1,22%.

No que se refere aos padrões de lançamento, o NAT é um dos indicadores utilizados na classificação das águas naturais e padrão de lançamento de efluentes. Conforme a Resolução CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011), os limites máximos permitidos para o nitrogênio amoniacal total no meio ambiente é de $20,0 \text{ mgN.L}^{-1}$, valores muito inferiores aos mensurados no ASCG. Em aterros sanitários, esse tipo de NAT pode ser removido utilizando o processo de *air stripping*, conforme Santos *et al.* (2020) e Gomes (2022), embora seja requerido um maior aporte financeiro.

5.6.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Na Figura 48, estão apresentadas as concentrações da DQO e dos AGV mensurados no lixiviado do ASCG ao longo do tempo de monitoramento.

Figura 48 - Comportamento da DQO e dos AGV no lixiviado



Conforme a Figura 48, observa-se altos teores de matéria orgânica em termos de DQO ao longo do monitoramento do lixiviado. Dessa forma, as concentrações de DQO apresentaram-se elevadas, com valores máximos de $22.000 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ e variação de $13.276,02 \pm 4.994 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$. Resultados semelhantes aos mensurados no presente estudo foram relatados por Colombo *et al.* (2019), em que obtiveram uma DQO de $12.797 \pm 156 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, no lixiviado bruto de um aterro sanitário.

Verificou-se que as concentrações de DQO no lixiviado, conforme a Figura 48, variam de forma significativa, e não apresentam um comportamento definido para o período avaliado. Tal fato ocorreu devido o efluente analisado ser o lixiviado *in natura* de um aterro ainda em operação, e que está diariamente recebendo material com elevado teor orgânico, o que contribuiu para os altos valores de DQO mensurados. Apesar dessas

concentrações elevadas ser característico de lixiviado na fase ácida de degradação, pode-se observar que o Aterro em estudo, possuiu pH na faixa acima de 8 unidades, o que indica que está na fase metanogênica de degradação. Isso pode ser confirmado por Guedes *et al.*, (2018), que estudaram as emissões de biogás no ASCG, e obtiveram concentrações médias 57,5, 41,2 e 0,9% de CH₄, CO₂ e O₂, respectivamente, que são valores típicos da fase metanogênica de degradação.

Pode-se observar que, em t=0, o valor da DQO no lixiviado foi de cerca de 9.000 mgO₂.L⁻¹ e no mês seguinte, t=30, esses teores subiram para 16.858,24 mgO₂.L⁻¹, crescimento de cerca de 85% em um curto período de tempo. Esse aumento pode ter ocorrido devido ao início da reciculação do lixiviado na massa de resíduos aterrada na Macrocélula, o que contribuiu para uma recarga de material orgânico e de nutrientes no sistema, elevando desta forma a DQO. Resultados semelhantes foram verificados por Almeida (2019), ao analisar o comportamento da DQO no lixiviado gerado em uma Macrocélula de resíduos sólidos urbanos no Aterro Sanitário em Campina Grande - PB.

Verifica-se que nas amostras analisadas referentes a t=60 a t=240 dias (Figura 48), houve uma redução das concentrações da DQO, o que pode está associado ao início do período chuvoso na região. Esse comportamento também foi observado nos demais indicadores físico-químicos avaliados, a exemplo do pH. Tal informação corrobora com as relatadas por Šourkovuma *et al.* (2020).

A Resolução do CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011) não estabelece um limite máximo permitido para a DQO, quando se trata de lançamento de efluentes de aterros sanitários em corpos receptores. No entanto, sabe-se que o lixiviado com elevados teores de DQO possui potencial de contaminação dos corpos hídricos e do solo.

Em relação aos teores de AGV no lixiviado (Figura 48), nota-se que oscilaram numa faixa de 4.350 a 300 mgH_{AC}.L⁻¹, indicando uma redução a medida que o pH aumenta ao longo do tempo avaliado. Nos primeiros dias de monitoramento, t=0 e t=30 as concentrações encontravam-se maiores em relação aos demais dias avaliados, com exceção do t=1100 dias, que apresentou valor de 4.350 mgH_{AC}.L⁻¹, a maior geração de AGV no lixiviado no tempo de monitoramento. Nesse período também foram registrados os maiores teores de AT e de NAT no lixiviado.

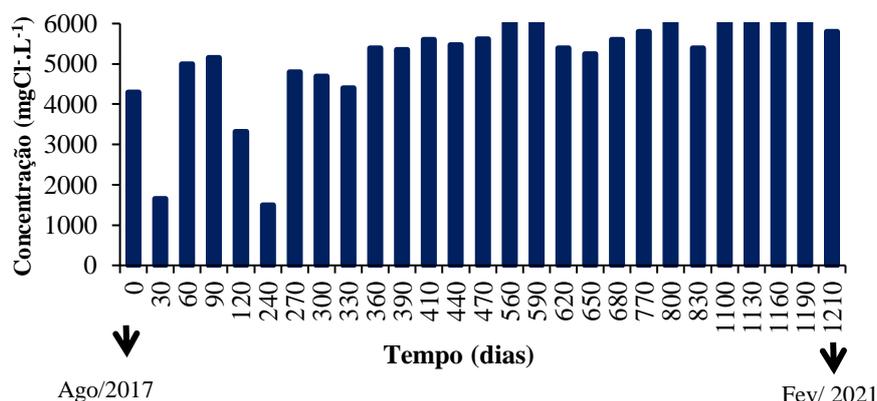
Os AGV são um dos principais contribuintes da DQO em lixiviados (BUDI *et al.*, 2016; EL-FADEL *et al.*, 2002). Esse indicador está relacionado com o pH, e a menor concentração de ácidos voláteis, resultante do aumento do pH, ocorre devido as baixas

concentrações de ácidos disponíveis no meio (LIBÂNIO, 2002). Dessa forma, contribuindo para a redução da toxicidade dos metais pesados presentes no lixiviado.

5.6.4 Cloretos

O monitoramento dos níveis de cloretos no lixiviado são importantes do ponto de vista ambiental, em virtude desse parâmetro funcionar como um traçador natural da poluição de corpos hídricos. Na Figura 49, mostra-se as concentrações dos cloretos mensurados no lixiviado do ASCG.

Figura 49 - Comportamento dos cloretos do lixiviado



Fonte: Autora (2022)

Conforme ilustra-se na Figura 49, as concentrações dos cloretos foram elevadas, com variação de $5.221,95 \pm 1.318,33 \text{ mg Cl}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$, e valores máximos e mínimos de $6.847,88$ e $1.499,54 \text{ mg Cl}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente, no decorrer do tempo de monitoramento. Esses valores corroboraram com os medidos por Szymańska-Pulikowska e Wdowczyk (2021) em aterros sanitários na Polônia. Já Sales Jr *et al.* (2021), reportaram teores menores que os mensurados no presente estudo, os quais obtiveram concentrações de $3.913 \text{ mgCl}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$ no lixiviado *in natura* de um aterro sanitário de RSU.

Souto e Povinelli (2007) em estudos sobre a caracterização de 25 aterros de quatro regiões do Brasil, apresentaram uma faixa de 500 a $3000 \text{ mgCl}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloretos. É notório que o lixiviado avaliado possui elevadas quantidades de sais de cloretos, os quais podem estar associados ao processo de lixiviação na massa de RSU aterrada. Em geral, as características físico-químicas do lixiviado são próximas as relatadas na literatura para outros lixiviados de resíduos sólidos urbanos (BOVE *et al.*, 2015; RENOUE *et al.*, 2008).

Verifica-se que os teores dos cloretos no lixiviado do ASCG apresentaram tendência de aumento com o decorrer do tempo avaliado. Estudos desenvolvidos por Gomes *et al.* (2018), demonstraram o mesmo comportamento ao longo do tempo de monitoramento. Segundo Moravia (2010), a faixa de concentração de cloretos permanecem elevadas em todas as fases de estabilização biológica.

Percebe-se que em algumas amostras analisadas, os valores de cloretos apresentaram redução, a exemplo de $t=30$, $t=120$ e, em maior destaque, o $t=240$ dias. Esse decréscimo dos teores de cloretos, deu-se possivelmente, devido ao início do período de chuvas na região, onde localiza-se o ASCG, o que propiciou uma maior diluição dos poluentes no lixiviado (HOAI *et al.*, 2021).

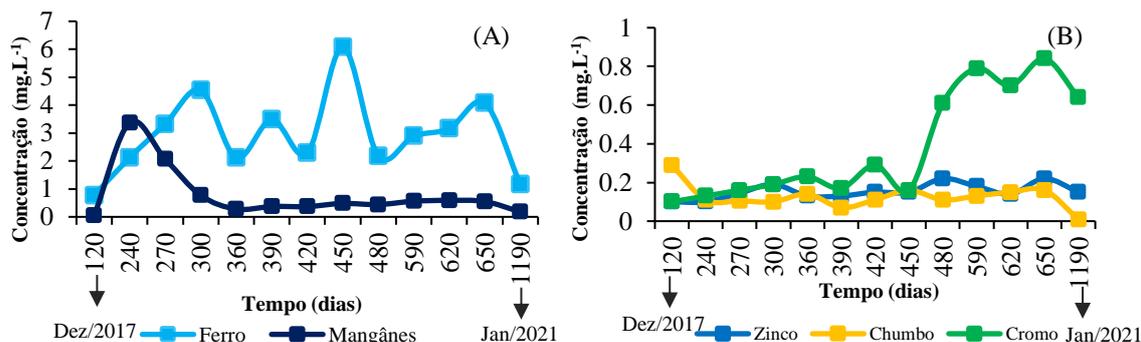
O cloreto apresenta influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocarem alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (VON SPERLING, 2014). Tal fator, também associa a toxicidade do lixiviado aos cloretos, assim como a DQO, NAT e a AT, uma vez que, amostras contendo elevados teores desses elementos causaram efeitos significativos em organismos-teste aquáticos, a exemplo dos peixes, microscrustáceos, assim como efeitos em organismos terrestres, como as minhocas *Eisenia andrei* e as plantas (PABLOS *et al.*, 2011).

Em relação aos padrões de lançamento de lixiviados de aterros sanitários, a Resolução do CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011) não especifica um valor máximo para o parâmetro cloretos. No entanto, segundo Mondelli, Giacheti e Hamada (2016), mesmo que em baixas concentrações em águas subterrâneas, esse indicador comporta-se como íon traçador de contaminação. Segundo Capp *et al.* (2012), quando os cloretos estão em elevados teores em corpos de água, indicam a presença de uma fonte pontual de poluição.

5.6.5 Metais

Na Figura 50 (A e B), ilustra-se os teores dos metais, Ferro, Manganês, Zinco, Chumbo e Cromo mensurados no lixiviado *in natura* do ASCG, no período compreendido entre os meses de dezembro de 2017 a maio de 2019 e janeiro de 2021.

Figura 50 - Concentrações dos metais no lixiviado: (A) Fe e Mn; (B) Zn, Pb e Cr



Fonte: Autora (2021)

Conforme ilustra-se na Figura 50 (A), os teores de Fe e Mn, no lixiviado *in natura*, variaram de $2,96 \pm 1,37$ mg.L⁻¹ e $0,76 \pm 0,89$ mg.L⁻¹, respectivamente. As concentrações desses elementos foram maiores em relação aos demais metais avaliados. O Fe foi o metal mais abundante, com teor máximo de $6,08$ mg.L⁻¹ e mínimo de $0,77$ mg.L⁻¹. Isso pode ter ocorrido devido a lixiviação de partículas de solo das camadas de cobertura e intermediárias para o interior da massa de resíduos, e, conseqüentemente para o lixiviado gerado, visto que, este elemento se encontra elevados nos minerais que compõem o solo, principalmente, na forma de óxidos.

O segundo elemento mais disponível, no lixiviado, foi o manganês, com valores máximo e mínimo de $3,37$ e $0,05$ mg.L⁻¹, respectivamente. As concentrações de Mn mensuradas nesse estudo ficaram dentro da faixa observada por Oliveira e Jucá (2004), em amostra de lixiviado coletado no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca, situado na região metropolitana de Recife, Pernambuco, em que os autores reportaram mínimos de $0,01$ e máximo de 35 mg.L⁻¹ de Mn.

Atualmente, os principais usos do Mn são na siderurgia e na produção de aço, tintas, pilhas e baterias, nas indústrias cerâmicas e vidros e em metais não-ferrosos. Na produção do ferro, o manganês insere características desoxidante (RIZZO, 2015). Os teores do Mn mensurados no presente estudo, podem indicar a presença desses materiais nos resíduos sólidos, que estão sendo encaminhados para o ASCG.

As concentrações do Mn (Figura 50 A), apresentaram-se maiores no início do monitoramento e com tendência de redução ao longo do tempo, com exceção da amostra do $t=120$ dias, a qual houve queda nos seus valores do Mn. Isso ocorreu, possivelmente, devido ao registro de precipitação pluviométrica na área do Aterro Sanitário, o que pode

ter promovido a diluição dos contaminantes no lixiviado, comportamento também observado nos indicadores físico-químicos avaliados.

A tendência de queda do Mn ao longo do tempo dos valores desse elemento é típico de aterros, visto que, quando o pH do lixiviado apresentava-se com valores mais baixos, os elementos encontram-se mais disponíveis na solução. Esse comportamento pode ser observado em um estudo desenvolvido por Celere *et al.* (2007), em que os autores verificaram que os resíduos sólidos com 11 anos de aterramento geraram um lixiviado com valores médios de $0,68 \pm 0,69 \text{ mg.L}^{-1}$ de Mn e que o lixiviado de resíduos aterrados, com aproximadamente 7 anos, apresentaram concentrações de $0,43 \pm 0,42 \text{ mg.L}^{-1}$ de Mn. Dessa forma, com uma redução de cerca de 37% nas concentrações desse metal.

Em estudos realizados por Gomes *et al.* (2018), em lixiviado de uma Célula de RSU, operada de maio a dezembro de 2016. O lixiviado foi monitorado durante 150 dias e observaram concentrações de Fe e Mn em torno de 150 e 25 mg.L^{-1} , respectivamente, no início do monitoramento e em pH abaixo de 6. Esses teores de metais foram superiores aos mensurados na presente pesquisa, isso ocorreu, provavelmente, devido as fases de degradação do maciço sanitário serem diferentes para o estudo de Gomes *et al.* (2018) e o atual estudo, no momento da determinação dos elementos no lixiviado.

No estudo de Gomes *et al.* (2018), no início do monitoramento, o pH do lixiviado, indicava que os RSU aterrados encontravam-se, predominantemente, na fase ácida de degradação. Enquanto que, no presente estudo, o comportamento desse indicador evidencia que os resíduos depositados no ASCG, encontram-se na fase metanogênica de degradação. Tal fato ocorre porque durante a fase ácida de degradação, geralmente, há alta produção de AGV na massa de RSU aterrada, contribuindo para a redução do pH do meio e, corroborando para uma maior solubilização de íons metálicos (XIE *et al.* 2015). Salienta-se que, embora haja indícios da predominância de uma fase ou outra, as fases de degradação não podem ser definidas com exatidão, podendo haver o estabelecimento de mais de uma fase ao mesmo tempo (SILVA, 2016).

No que se refere ao Zn, Pb e Cr mensurados no lixiviado do ASCG (Figura 50 B), verificou-se variação de $0,15 \pm 0,04$; $0,13 \pm 0,06$ e $0,37 \pm 0,27 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Esses elementos apresentaram menores concentrações no lixiviado comparado ao Fe e Mn. Os elementos zinco e chumbo, variaram menos em relação ao Cr total no lixiviado, em que no t=450 dias, apresentou valor máximo de $0,84 \text{ mg.L}^{-1}$.

De acordo com Yang *et al.* (2019) e Mishra *et al.* (2019), metais como arsênio, chumbo, cádmio, zinco, cromo e cobre são poluentes muito agressivos aos ecossistemas

aquáticos, devido sua persistência no meio ambiente, toxicidade e capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar causando efeitos mutagênicos, carcinogênicos e genotóxicos, uma vez que, altera a fisiologia dos organismos. Adicionalmente, segundo Krewski *et al.* (2019) e Yuan *et al.* (2019), metais como As, Cr e Pb apresentam potencial carcinogênico mesmo em baixas concentrações, enquanto que o Cu, Pb, Zn e Cr podem atuar como desreguladores endócrinos (FRANÇA, 2016).

De acordo com Celere *et al.* (2007), os plásticos aparecem como a principal fonte de Cd. Já o Pb e o Cu, se manifestam em quantidades importantes nos metais ferrosos, sendo o papel também é uma fonte importante de Pb. Dessa forma, os resultados obtidos sugerem que quantidade relevante de metais ferrosos, papéis e matéria orgânica foram depositadas no ASCG. Esses resultados corroboram com os estudos de composição gravimétrica dos RSU do município de Campina Grande - PB, realizados por Silva (2012) e Araújo Neto (2016). Os autores observaram que a matéria orgânica, o papel e papelão e os metais constituíram-se nas maiores parcelas de resíduos.

As concentrações dos elementos mensurados nesse estudo seguiram uma tendência de $Fe > Mn > Cr > Pb > Zn$. Esse mesmo comportamento foi observado no estudo de Souto (2009), o qual verificou a faixa desses metais nos lixiviados de aterros brasileiros. Os elementos Cr, Pb e Zn apresentaram-se em baixas concentrações no lixiviado. Isso se deve, provavelmente, ao pH médio de 8,20 mensurado no lixiviado. A faixa de pH determinado, faz com que os metais fiquem adsorvidos nas camadas de solo do aterro, impedindo que sejam lixiviados junto à fase líquida. Esses resultados corroboram com os resultados obtidos por Sales Júnior *et al.* (2021), em lixiviado *in natura* de aterro sanitário.

Segundo Costa, Alfaia e Campos (2019), a baixa concentração de metais deve-se especialmente, aos teores do pH do meio, tendo em vista que, quando esse indicador se apresenta entre a neutralidade e a basicidade a maior parte dos metais têm sua solubilidade reduzida. Para Lee, Coulon e Wagland (2022), as concentrações dos metais no lixiviado de aterros são baixas e são influenciadas por vários fatores, como idade do aterro, tipo de RSU aterrado e pH. Os fatores críticos que afetam a lixiviabilidade dos metais pesados são o pH e os mecanismos químicos como precipitação, adsorção e troca iônica e processos biológicos como microbiomas, que podem dissolver metais (GUTIÉRREZ-GUTIÉRREZ *et al.*, 2015; GU *et al.*, 2018; ROY; SRINIVASAN; CAO, 2021).

Um fator importante a ser considerado quando diz respeito as baixas concentrações de metais pesados no lixiviado do ASCG, é que em estudos mais recentes

de composição gravimétrica de Campina Grande - PB, realizados por Araújo Neto (2016), cerca de 46,50% dos resíduos é composto por matéria orgânica, originados principalmente de restos de alimentos. Segundo Mallick (2017), a matéria orgânica natural, em aterros sanitários, é convertida em substâncias húmicas. Essas substâncias, são os principais compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários, e são geradas por meio de um processo denominado de humificação. Para Qu *et al.* (2019) e Liu, Shi e Gu (2018), os ácidos húmicos afetam no comportamento de especiação dos metais, solubilização e adsorção de poluentes hidrofóbicos, crescimento e dissolução de minerais, comportamento redox no solo, influenciando na sua disponibilidade e toxicidade.

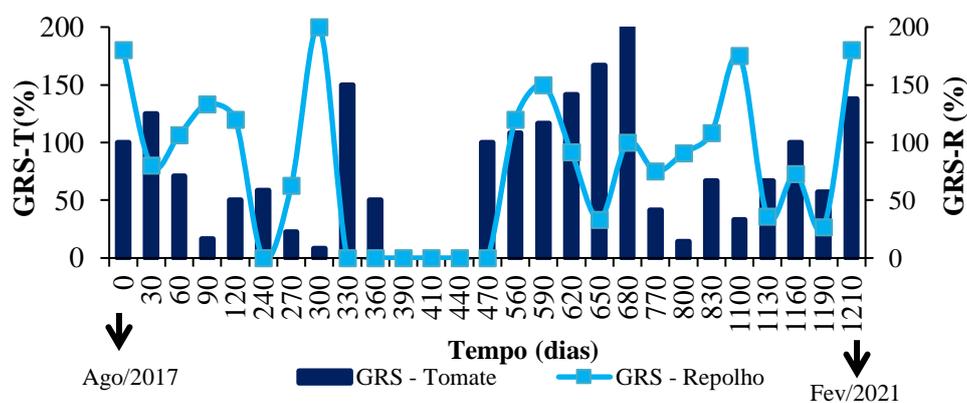
A avaliação dos indicadores físico-químicos permite compreender os processos que ocorrem no interior da massa de resíduos aterrada. Essa compreensão, possibilita a identificação das fases de degradação da matéria orgânica em diversos momentos em um aterro sanitário. Além disso, o conhecimento do comportamento desses indicadores auxilia no entendimento dos processos que estão relacionadas ao desenvolvimento da toxicidade do lixiviado gerado nesses empreendimentos.

5.7 Ensaios ecotoxicológicos no lixiviado

5.7.1 Testes de fitotoxicidade

A Figura 51 ilustra os resultados dos testes de fitotoxicidade para a concentração de 1% do lixiviado *in natura* do Aterro em Campina Grande - PB.

Figura 51 - Germinação Relativa da Raiz do Tomate e do Repolho



Fonte: Autora (2022)

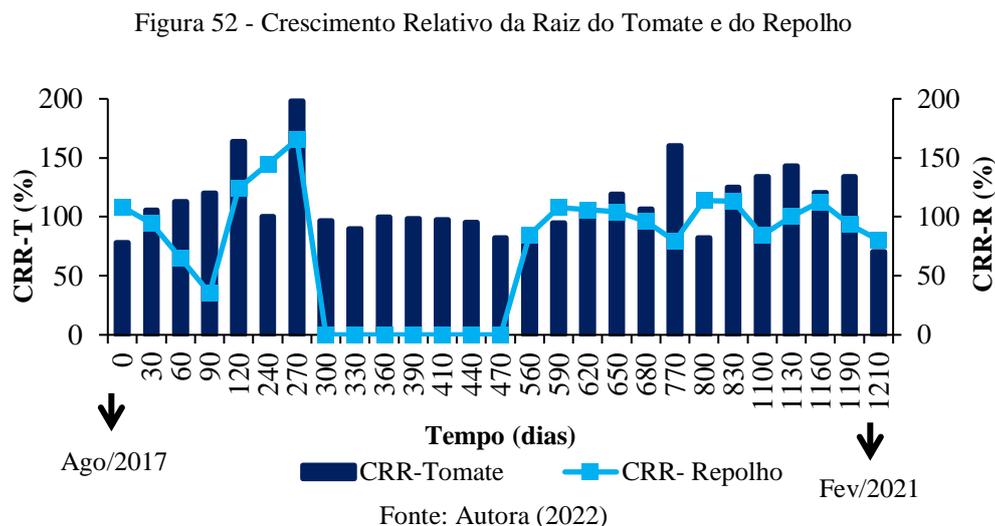
Na Figura 51, verifica-se que a GRS-T e a GRS-R exibiram comportamento variado em todas as amostras analisadas, apresentando valor médio de $83,46 \pm 51,21$ e $107,12 \pm 50,87\%$, respectivamente. O coeficiente de variação da germinação das sementes de tomate foi de 63,56% e do repolho foi de 47,49%, respectivamente. Essas variações, segundo Fonseca e Martins (1996), representam uma grande dispersão dos dados. Isso se dá porque o teste de fitotoxicidade apresenta como uma de suas características a elevada sensibilidade a mudanças ambientais ocorridas durante a sua execução. Além disso, às sementes respondem a diversos fatores, tais como luz, substrato, temperatura, umidade e concentrações de gases, os quais favorecem ao estabelecimento da plântula.

Nota-se que, tanto a GRS-T quanto a GRS-R, foram verificadas germinações com valores superiores à 100%, em que, para as sementes de tomate, esses eventos ocorreram em $t=30$; $t=330$; $t=560$ a $t=680$ e $t=1210$ dias de monitoramento. Já para as sementes de repolho, os dias em que apresentaram germinações maiores que 100% foram de $t=0$; $t=60$ a $t=120$; $t=300$, $t=560$, $t=590$, $t=830$, $t=1100$ e $t=1210$ dias. Isso pode ter acontecido devido terem sido observados menores crescimentos nas raízes das sementes de tomate e de repolho, o que contribuiu para o aumento da germinação em ambas as sementes.

No intervalo de $t=390$ a $t=440$ e $t=330$ a $t=470$ dias, para as sementes de tomate e de repolho, respectivamente, não foi registrado germinação. Isso ocorreu devido a mudança de lote das sementes adquiridas para a realização dos ensaios, descontinuando os testes de fitotoxicidade, que só foram normalizados após esse período de tempo. Destaca-se que isso não interferiu negativamente nos resultados obtidos, devido esse estudo avaliar uma longa série de dados. Segundo Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017), as sementes são altamente sensíveis ao estresse ambiental, o que causa danos fisiológicos e afeta o processo de germinação. Salienta-se que a germinação é um processo físico e ela pode ocorrer só com a presença do lixiviado, entretanto, se esse for muito tóxico essa germinação poderá ser comprometida.

Franco *et al.* (2017), avaliaram a toxicidade do lixiviado de aterro sanitário sobre a germinação de sementes e observaram que, mesmo em baixas concentrações, o lixiviado *in natura* afetou negativamente ao processo de germinação, concluindo que estas espécies possuem baixa tolerância ao lixiviado não tratado. Apesar da germinação ser o índice mais utilizado para determinar a toxicidade em sementes, indicando o ponto letal, não é o parâmetro mais sensível, sendo o comprimento da raiz, um ponto subletal, um parâmetro mais sensível para avaliar a toxicidade, porém não tão fácil de medir quanto a germinação (PRIAC; BADOT; CRINI, 2017).

Na Figura 52, ilustra-se o comportamento do CRR-T e CRR-R ao longo do tempo de monitoramento do lixiviado.



Conforme apresentado na Figura 52, o CRR-T e CRR-R exibiram valores médios que variaram de $111,91 \pm 29,05\%$ e $95,92 \pm 34,65\%$, respectivamente. Verifica-se assim, um comportamento menos variado e crescimento relativo mais baixo em comparação ao exposto na GRS, em termos percentuais (Figura 51). Isso pôde ser visto por meio do coeficiente de variação de 26 e 36% para o CRR-T e CRR-R, respectivamente. Em estudos desenvolvidos por Silva *et al.* (2015), Silva (2015) e Gomes *et al.* (2018), os autores observaram que a germinação relativa das sementes foi maior que o crescimento relativo da raiz. Tal fato ocorre porque, nesta fase do processo, as sementes utilizam suas reservas para nutrir-se e só após o consumo dessas reservas elas buscam nutrientes de fontes externas.

Do mesmo modo que o apresentado para a GRS (Figura 51), no período de $t=300$ a $t=470$ dias, para as sementes de repolho, não foi registrado crescimento das raízes em função da mudança de lote das sementes adquiridas para a realização dos ensaios, sendo normalizado após esse período.

O CRR-T de $t=0$ a $t=120$ dias apresentou tendência de crescimento, já em relação ao CRR-R, notou-se que o crescimento foi menor nos primeiros dias de monitoramento (de $t=0$ a $t=90$) e, esse baixo crescimento, pode estar associado à presença de ácidos no meio. Isso ocorreu porque, no início do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, normalmente, desenvolvem-se traços de diversos ácidos minerais e, em maior

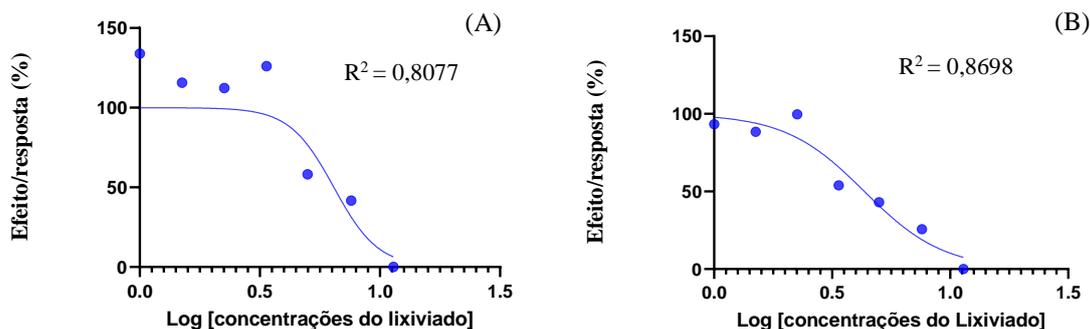
quantidade, os orgânicos, principalmente, o ácido acético e toxinas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade às sementes (SILVA *et al.*, 2015).

Importante salientar que, as sementes de repolho, já nos primeiros dias de monitoramento, exibiram maior sensibilidade ao lixiviado em relação as sementes de tomate. Isso contribui para uma maior inibição no crescimento das raízes das sementes de repolho, mesmo que expostas a baixas concentrações de lixiviado, inclusive, aquelas a 1%. Klauck, Rodrigues e Silva (2015), também verificaram que diferentes sementes apresentaram sensibilidade variadas. Essa afirmativa pôde ser verificada quando se analisou a concentração de inibição do crescimento ($CE_{50,5 \text{ dias}}$) em que se utilizou várias diluições do lixiviado.

5.7.1.1 Análise da $CE_{50,5 \text{ dias}}$ do lixiviado gerado no ASCG

O nível de fitotoxicidade do efluente, *in natura* do ASCG, foi calculado com base na concentração de lixiviado ($CE_{50,5 \text{ dias}}$), que inibiu em 50% o crescimento (CRR%) das raízes das sementes de tomate e repolho. Na Figura 53 (A e B), ilustra-se a curva dose-resposta de toxicidade, nas concentrações de 1; 1,5; 2,25; 3,37; 5,00; 7,60 e 11,39% do lixiviado gerado no ASCG.

Figura 53 - Curva dose-resposta de toxicidade: (A) Sementes de Tomate; (B) Sementes de Repolho



Fonte: Autora (2022)

Na Tabela 19, descreve-se a concentração que inibiu em 50% o crescimento das raízes das sementes de tomate e repolho.

Tabela 19 - Análise da toxicidade do lixiviado em termos de $CE_{50,5 \text{ dias}}$

Semente	Toxicidade
Tomate	$CE_{50,5 \text{ dias}} = 6,43\%$
Repolho	$CE_{50,5 \text{ dias}} = 4,33\%$

Fonte: Autora (2022)

Verifica-se que, a $CE_{50,5\text{dias}}$ foi de 6,43 e 4,33%, para a semente de tomate e de repolho, respectivamente. Tais resultados demonstram elevada toxicidade do lixiviado, a qual está relacionada as características da massa de resíduo aterrada, como também aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior do maciço. Além disso, a toxicidade está associada aos elevados teores de DQO, NAT e aos metais tóxicos presentes no lixiviado, que contribuiu para os baixos valores de $CE_{50,5\text{dias}}$ das sementes de tomate e de repolho avaliados neste estudo. Gomes *et al.* (2018), também atribuíram a elevada toxicidade do lixiviado de aterros aos altos teores de DQO, NAT e metais.

Resultados semelhantes ao presente estudo foram obtidos por Almeida *et al.* (2017). Esses autores verificaram a toxicidade do lixiviado bruto de um aterro sanitário, em sementes de *Lactuca sativa* e obtiveram uma CE_{50} de 4,20%, classificando-o como lixiviado como altamente tóxico. Os autores também associaram a toxicidade nesse lixiviado as altas concentrações do nitrogênio amoniacal.

De acordo com Morel *et al.* (1985), o nível de toxicidade de um aterro de resíduos sólidos pode indicar a fase de maturação em se encontra. Aterros, mais jovens, normalmente apresentam grandes quantidades de componentes tóxicos, a exemplo dos metais, enquanto que aterros que possuem menores quantidades de agentes tóxicos têm resíduos mais estabilizados. O ASCG está enquadrado como sendo um aterro de idade intermediária (5 a 10 anos), assim, ainda apresenta características de aterros jovens, a exemplo da elevada toxicidade do lixiviado para os organismos-teste avaliados.

Importante salientar, que o local onde fica se situa o ASCG possui baixo índice pluviométrico, na maior parte do ano, conforme foi observado na Figura 41 [subseção 5.1.1]. Assim, o lixiviado gerado é muito concentrado, comparado a lixiviados de outros aterros sanitários, corroborando para uma maior toxicidade (baixa $CE_{50,5\text{dias}}$). Para Vaverková *et al.* (2020) e Szymańska-Pulikowska e Wdowczyk (2021), a quantidade e a qualidade do lixiviado depende de muitos fatores, incluindo a composição dos resíduos, idade do aterro, características físico-químicas, localização ou clima local. Nos meses em que as precipitações são mais intensas, os poluentes estão em menores concentrações por estarem diluídos no lixiviado gerado. Por outro lado, durante os meses de seca, os lixiviados ficam mais concentrados.

Tsarpali, Kamilari e Dailianis (2012), investigaram as variações sazonais da composição do lixiviado e seu potencial tóxico em diferentes espécies biológicas em regiões semiáridas. Os autores observaram que as alterações sazonais da composição do lixiviado estão relacionadas com a quantidade de chuva obtida ao longo do ano. Além

disso, verificaram que a toxicidade do lixiviado está relacionada aos indicadores físico-químicos. Wijekoon *et al.* (2022), destacam a importância da avaliação do risco da incorporação de lixiviado de aterros sanitários ao meio ambiente, visto que, esses são altamente tóxicos, e seu monitoramento facilita a tomada de decisão para o gerenciamento e tratamento desses efluentes.

5.7.2 Ensaio em *Daphnia magna* (Microcrustáceo)

5.7.2.1 Toxicidade aguda

Na Tabela 20, descreve-se os resultados do ensaio de letalidade para o microcrustáceo *Daphnia magna*, bem como os dados de temperatura, pH, OD e condutividade elétrica realizados durante o teste, no período de 48 horas.

Tabela 20 - Resultados do ensaio de letalidade em *Daphnia magna*

CA (%)	FT	Mobilidade por				Imobilidade		Iniciais	Finais		
		réplica				Total	(%)	T (°C)	pH	OD (mg.L ⁻¹)	CE (mS.cm ⁻¹)
		1	2	3	4						
Controle	/	5	5	5	5	0	0	21,0	7,8	7,7	679
0,19	512	5	5	5	5	0	0	21,0	7,8	7,7	759
0,39	256	5	5	5	5	0	0	21,0	7,8	7,7	838
0,78	128	5	5	5	5	0	0	21,0	7,8	7,7	967
1,56	64	0	1	1	1	17	85	21,0	7,8	7,7	1264
3,12	32	0	0	0	0	20	100	21,0	7,8	7,7	1765
6,25	16	0	0	0	0	20	100	21,0	8,3	0,5	2740
12,5	8	0	0	0	0	20	100	21,0	8,3	0,5	4670
25	4	0	0	0	0	20	100	21,0	8,3	0,5	8210
50	2	0	0	0	0	20	100	21,0	8,3	0,5	14410
100	1	0	0	0	0	20	100	21,0	8,4	0,0	24200

Legenda: CA – Concentração da Amostra (lixiviado); FT – Fator de Toxicidade; T (°C) – Temperatura; pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; CE – Condutividade Elétrica.

Fonte: Autora (2022)

Verifica-se que os microcrustáceos apresentaram elevada sensibilidade ao lixiviado *in natura*, pois, quando expostos as concentrações entre 3,12 e 100%, houve imobilidade (morte) de 100% dos organismos e que, nas concentrações de 1,56%, ocorreu a imobilidade de 85% dos indivíduos expostos no período de 48 horas. Fernandes *et al.* (2019), também obtiveram mortalidade de 100% dos organismos-teste em diluições acima de 3% de lixiviado de aterro não tratado.

Constatou-se, por meio da análise estatística, que a concentração que causou a imobilidade de 50% dos organismos-teste ficou entre 0,78 e 1,56% e, que a partir desse resultado, obteve-se uma $CE_{50,48h} = 1,22\%$, o que caracterizou o lixiviado do ASCG como muito tóxico. Tal fato, justifica-se devido o lixiviado *in natura* possuir componentes complexos, e alguns dos quais considerados muito tóxicos, a exemplo do nitrogênio amoniacal total, apresentando concentrações de 2.198 mgN.L^{-1} .

Osada *et al.* (2011) realizaram testes em microcrustáceo de água doce, *Daphnia magna*, e observaram que a toxicidade do lixiviado foi devido às concentrações de amônia, em que, a CL_{50} foi de $3,3 \text{ mg.L}^{-1}$, para o N-NH_3 (amônia livre) e, para o N-NH_4^+ (amônia ionizada), a CL_{50} , medida foi de $222,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Dessa forma, percebe-se que a toxicidade foi maior para a amônia em sua forma livre.

Estudos desenvolvidos por Restrepo *et al.* (2017) e Fernandes *et al.* (2019), também aferiram a toxicidade aguda do lixiviado de aterro em *Daphnia magna* e obtiveram uma $CE_{50,48h}$ próximo a 1%, demonstrando um efluente muito tóxico. Sackey, Koci e Van Gestel (2020), estudaram os efeitos ecotoxicológicos em *Daphnia magna* e mediram valores de $CE_{50,48h}$ variando de 2.8 a 29.5%, evidenciando a toxicidade do lixiviado ao microcrustáceo.

Já em um estudo desenvolvido por Wang *et al.* (2016), que avaliaram a toxicidade do lixiviado de um aterro em Xiaping, Shenzhen, na China, os autores verificaram uma $CE_{50,48h} = 15,04\%$ para o lixiviado não tratado, valores que já classificam esse efluente como muito tóxico. As concentrações que causaram a morte de 50% dos organismos em 48 horas, foram superiores às observadas para o ASCG e, isto pode estar relacionado a diversos fatores, como a localização geográfica do aterro, condições climáticas, idade e tipo de resíduo aterrado. Salienta-se que o aterro localizado na China está em operação desde de 2002 e o Aterro em Campina Grande - PB, é considerado de idade intermediária (5 a 10 anos), portanto, com maior potencial de toxicidade.

A elevada toxicidade do lixiviado gerado no ASCG aos organismos-teste, ocorreu devido a esse efluente possuir componentes complexos, e alguns dos quais considerados muito tóxicos, a exemplo dos Cloretos e DQO, com teores de $6497,98 \text{ mgCl.L}^{-1}$ e $19496,86 \text{ mgO.L}^{-1}$, respectivamente. Além disso, os metais que, mesmo em baixas concentrações, como é o caso dos elementos Al, Fe, Mn, Cr, Pb e Zn (Tabela 3) também contribuíram para a toxicidade. Conforme Mkhinini *et al.* (2019) e Uwizeyimana *et al.* (2017), os metais podem se acumular em diferentes organismos e, como consequência provocar à perda de funções orgânicas, prejudicar sua função biológica, comprometer a

reprodução, o crescimento, a sobrevivência, como também, afetar os sistemas imunológico e nervoso desses organismos. Além desses parâmetros analisados rotineiramente em laboratórios, existem outros compostos que são muito tóxicos aos organismos vivos. Dentre os compostos tóxicos encontrados em lixiviados não tratados, encontram-se o tolueno, um composto perigoso e que está presente em vários produtos de uso de uma forma geral (SILVA *et al.*, 2021).

Verifica-se também, conforme ilustrado na Tabela 20, que a condutividade elétrica foi elevada, variando de 679 a 24.200 mS.cm⁻¹, na amostra controle e no lixiviado *in natura*, respectivamente. A condutividade contribuiu para a toxicidade do lixiviado, como também o alto teor orgânico, que resultou no esgotamento do conteúdo de oxigênio na amostra, afetando a taxa de sobrevivência da *Daphnia magna*. Resultados semelhantes ao presente estudo foram observados por Žaltauskaitė e Vaitonytė (2016) e Sackey, Kočí e Van Gestel (2020).

Um dos problemas associados ao lixiviado é que, mesmo que tratado, possui elevada toxicidade à *Daphnia magna*, isso pôde ser comprovado em trabalho desenvolvido por Fernandes *et al.* (2019). Esses autores estudaram a avaliação ecotoxicológica da oxidação eletroquímica para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários e verificaram que o tratamento foi eficaz na remoção de carga orgânica e nitrogênio amoniacal e na redução das concentrações de íons metálicos. Assim, foi observada uma diminuição de 2,5 vezes na toxicidade aguda para *D. magna* após 36 h de tratamento (CE₅₀ = 2,48% e UT = 40,3), entretanto, a toxicidade do lixiviado tratado foi ainda muito alta. Dessa forma, recomenda-se tratamento adicional para se obter um efluente sem toxicidade aos organismos-teste.

Em se tratando da legislação ambiental, que estabelece o padrão de lançamento em corpos receptores de efluentes tratados, no Brasil, têm-se a Resolução do CONAMA n.430 (BRASIL, 2011). De acordo com o Capítulo II, Art. 18, dessa resolução, “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos”.

Importante destacar que, o Fator de Toxicidade (FT), juntamente com a CE_{50,48h}, são utilizadas para determinar a toxicidade do efluente. A própria resolução do CONAMA faz referência ao uso do FT como uma das formas para determinar a Concentração do Efluente no Corpo Receptor – CECR. Dessa forma, a CECR deve ser menor ou igual à concentração do efluente, que não causa efeito agudo aos organismos aquáticos, ou seja, CECR deve ser menor ou igual ao valor da Concentração Letal Mediana-CL₅₀ dividida

por 3, ou menor ou igual a 100 dividido pelo FT, quando for realizado teste de ecotoxicidade aguda. Na Tabela 21 apresenta-se um resumo dos parâmetros utilizados para classificar a toxicidade do lixiviado na *Daphnia magna*.

Tabela 21 - Resumo dos parâmetros utilizados para classificar a toxicidade do lixiviado

Parâmetro	<i>Daphnia magna</i>
Toxicidade	$CE_{50,48h} = 1,22\% (0,78-1,56\%)$
Fator de Toxicidade	FT = 128
Unidade Tóxica	$UT_a = 81,96$

Fonte: Autora (2022)

Conforme ilustrado na Tabela 21, além da apresentação da toxicidade por meio da $CE_{50,48h}$, outros parâmetros como o FT e a UT_a foram utilizados para expressar a toxicidade do lixiviado do ASCG. Essa forma de apresentação foi utilizada para facilitar a comparação e fazer com que esses parâmetros demonstrassem uma relação direta com a toxicidade. Isso porque, de acordo com Costa *et al.* (2008), os valores numéricos expressos em termos de CE_{50} , demonstram uma relação inversa à toxicidade, isto é, menores valores numéricos indicam maiores toxicidades. Dessa forma, o lixiviado do ASCG, exibiu uma baixa $CE_{50,48h}$, e elevados FT e UT_a , o que caracteriza um efluente com elevada toxicidade aguda para a *Daphnia magna*.

Verifica-se que o FT foi de 128, ou seja, a maior concentração do lixiviado que não causou efeito deletério agudo aos organismos-teste, no período de exposição e nas condições do teste. Assim, o FT=128 foi o que apresentou menor efeito em relação a amostra controle. Desta forma, o efluente deverá ser diluído 128 vezes para que possa ser lançado em um corpo hídrico receptor sem causar impactos negativos a biota. Além disso, constata-se que o lixiviado apresentou valores de UT_a de 81.96%, o que representa um efluente com toxicidade aguda alta. Fernandes *et al.* (2019), obtiveram uma UT_a de 98.60% no lixiviado *in natura*, de um aterro em Portugal, demonstrando um efluente muito tóxico. Carabalí-Rivera, Barba-Ho e Torres-Lozada (2017), realizaram ensaios de toxicidade aguda em microcrustáceo, utilizando lixiviado de um aterro sanitário, de idade intermediária (5-10 anos), na Colômbia, e obtiveram uma UT_a de 49.5%, indicando que o lixiviado é muito tóxico, e não deve ser lançado diretamente no ambiente.

Maia *et al.* (2015), obtiveram $CE_{50,48h} = 26\%$ e FT = 11 para um lixiviado tratado e com remoção média de 44% de toxicidade. Segundo os autores, para esses valores, o lixiviado foi ainda considerado tóxico para a *Daphnia magna*. Salienta-se que,

dependendo do tipo de tratamento aplicado ao lixiviado, a toxicidade a esses organismos pode ser maior quando comparado ao lixiviado *in natura*. Isso pôde ser observado por Silva *et al.* (2021), no lixiviado do ASCG, tratado por processos Fenton, em que o efluente apresentou maior proporção de compostos classificados como tóxicos e menor proporção de compostos não tóxicos quando comparado ao lixiviado não tratado. Salienta-se que o lixiviado gerado no ASCG não é e nem será lançado no ambiente sem tratamento adequado. No entanto, é imprescindível avaliar de maneira preditiva quais os riscos potenciais que esse efluente possui em causar efeitos adversos aos corpos receptores.

5.7.3 Ensaio em *Eisenia andrei* (Minhoca)

5.7.3.1 Ensaio preliminar de letalidade

O ensaio preliminar de letalidade foi realizado para que fosse conhecida a faixa aproximada das concentrações do lixiviado do ASCG a serem utilizadas no ensaio definitivo. Na Tabela 22, mostra-se os resultados do ensaio realizado durante 7 dias.

Tabela 22 - Resultados do ensaio de letalidade preliminar em *Eisenia andrei*

CA (%)	CA (mL.kg ⁻¹)	Organismos expostos	Morte por réplica		Organismos não encontrados		Total de mortes (%)	T (°C) Ambiente
			1	2	1	2		
Controle	0,00	20	0	0	0	0	0	
1	1,03	20	0	0	0	0	0	
5	5,20	20	0	0	0	1	0	
10	10,40	20	0	0	1	2	0	24±2
25	26,00	20	0	1	0	1	1	5
50	42,00	20	0	4	1	6	11	20
75	78,00	20	10	10	0	0	20	100
100	104,00	20	10	10	0	0	20	100

Legenda: CA – Concentração da Amostra

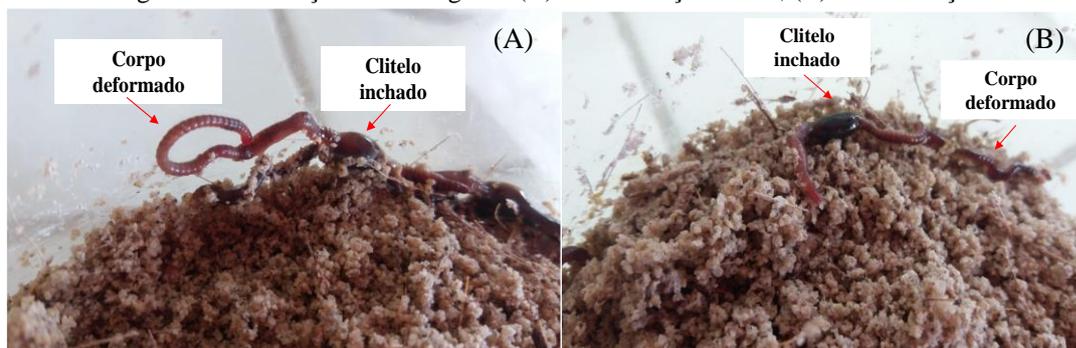
Fonte: Autora (2022)

Salienta-se que no ensaio preliminar de letalidade (Tabela 22), nas concentrações 1, 5 e 10% não houve letalidade entre os organismos expostos ao SAT contaminado com lixiviado. No entanto, foi observada uma elevada letalidade dos indivíduos expostos as

concentrações de 50, 75 e 100% do lixiviado do ASCG, correspondentes a 42,00, 78,00 e 104,00 mL.kg⁻¹ (volume de lixiviado por quilograma de SAT contaminado), respectivamente. Importante destacar que, apesar de o ensaio preliminar de letalidade ter duração de 7 dias, após 24 horas de exposição, foi necessário a realização da primeira avaliação dos organismos nos recipientes-teste e, nesse período, foi registrado a maior letalidade nas minhocas *Eisenia andrei*. Isso ocorreu em função do lixiviado ser composto por uma mistura heterogênea de compostos de várias naturezas.

De acordo com um estudo desenvolvido por Silva *et al.* (2021), foram detectados no lixiviado *in natura* do ASCG 154 compostos tóxicos. Alguns desses, foram anéis monoaromáticos contendo fração alquila, hidroxila, grupo carboxila e halogênios. Entre esses compostos, estavam o etilbenzeno e xilenos, fenol, ácido benzóico e compostos orgânicos voláteis como o clorobenzeno. Em meio aos compostos persistentes, encontrados no estudo desses autores, ainda se inclui moléculas alifáticas e aromáticas com átomos de oxigênio, cetona e álcool juntamente com grupos amina, ácidos graxos de cadeia média e álcoois. Esses poluentes tóxicos, além de outros, podem ter sido responsáveis pelas alterações morfológicas e pela letalidade dos organismos-testes ao SAT contaminado com as maiores concentrações do lixiviado, conforme se mostra na Figura 54 (A e B).

Figura 54 - Alterações morfológicas: (A) Concentração 100%; (B) Concentração 75%

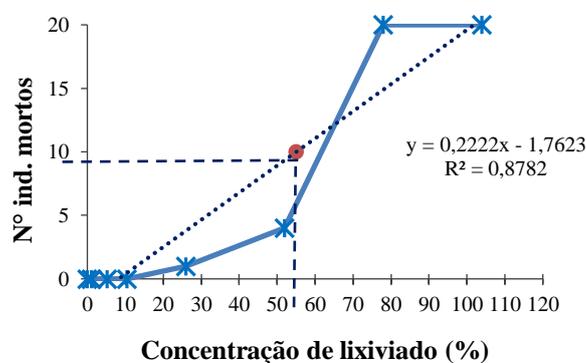


Fonte: Autora (2022)

Conforme se observa na Figura 54 (A e B), as minhocas foram afetadas quando expostas as maiores concentrações do lixiviado, nas quais se verificou que os organismos mortos apresentaram deformação na estrutura corporal, inchaço do clitelo e visível perda de biomassa. Segundo Nunes (2010) e Sales Jr. (2019), não se sabe ainda as causas das alterações morfológicas em organismos edáficos. Entretanto, alterações morfológicas como o enrolamento, afilamento, descoloração, estrangulamento, inchaço, secreção de

mucosa e fragmentação com perda de segmento, ocorrem no momento em que o tecido na parede do corpo sofre danos. Esses danos ocorrem quando há o contato desses tecidos biológicos com as substâncias tóxicas encontradas no lixiviado (RAO; PAVAN; MADHAVENDRA, 2003; REDDY; RAO, 2008). Na Figura 55, ilustra-se a Curva dose-resposta no ensaio preliminar de letalidade, no período de 7 dias de exposição.

Figura 55 - Curva dose-resposta dos organismos-teste no ensaio preliminar



Fonte: Autora (2022)

Conforme ilustrado na Figura 55, observa-se a forma sigmoide, em que, quanto maior a concentração, maior a resposta dos organismos ao contaminante. Para as menores doses (1, 5 e 10%), não foi observado efeito aos organismos-teste e, que a partir de 25% notou-se os primeiros efeitos. No entanto, destaca-se que para as concentrações 5, 10, 25 e 50%, observou-se a ausência de organismos nos recipientes-teste, sendo contabilizando como efeito de evasão. Tal fato ocorreu, possivelmente, nas primeiras horas do ensaio, período em que os organismos estão se acomodando ao solo-teste, o que possibilitou a fuga através dos furos das tampas dos recipientes-teste. Nesse ensaio, a evasão foi apenas um efeito observado, não sendo levado em consideração para a letalidade.

A partir do ensaio preliminar, os resultados obtidos com a exposição aos solos-teste foram comparados com os obtidos em solo-controle (não contaminado) e utilizados para estimar a concentração que causou entre 10% e 90% de mortalidade dos organismos expostos, bem como a maior concentração de efeito não observado (CENO) e a menor concentração de efeito observado (CEO). A Tabela 23, apresenta um resumo dos resultados para os parâmetros avaliados para classificar a toxicidade do lixiviado na *Eisenia andrei*, no ensaio preliminar de letalidade.

Tabela 23 - Valores da CL₅₀ (%) e em mL.kg⁻¹ do ensaio preliminar em *Eisenia andrei*

Parâmetro	Toxicidade
CL ₅₀ (%)	53% (50 - 75%)
CL ₅₀ (mL.kg ⁻¹)	55,07
CEO (%)	75
CENO (%)	10

Legenda: CL₅₀ – Concentração do agente tóxico que causa efeito agudo a 50% dos organismos-teste; CEO – Concentração do Efeito Observado; CENO – Concentração do Efeito não Observado.

Fonte: Autora (2022)

Verifica-se que a concentração do efeito observado (CEO) e a concentração de efeito não observado (CENO) e seus valores corresponderam as concentrações de 75 e 10%, respectivamente. Esses valores foram obtidos por meio da observação do comportamento dos organismos em cada recipiente-teste (Tabela 22).

5.7.3.2 Ensaio definitivo de letalidade

A análise do ensaio definitivo foi realizada em duas etapas gerais de avaliação (com 7 e 14 dias), no entanto, diariamente foram realizadas observações nos recipientes-teste para acompanhamento da mortalidade dos organismos e controle de odores na área do laboratório. Sendo assim, a primeira avaliação ocorreu após 72h de exposição, em que os organismos foram avaliados e cada organismo morto foi contabilizado e retirado dos recipientes-teste. Na Tabela 24, estão demonstrados os resultados do ensaio de definitivo de letalidade no período de 72 horas, 7 e 14 dias de exposição.

Tabela 24 - Resultados do ensaio definitivo de letalidade para a *Eisenia andrei*

CA (%)	CA (mL.kg ⁻¹)	Mortalidade por réplica 72h			Morte		Mortalidade por réplica 7 e 14 dias			Morte		Inicial (D1)	Final (D14)
		1	2	3	Total	Total (%)	1	2	3	Total	Total (%)	pH do Solo-teste	pH do Solo-teste
Controle	0	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0,00	7,47	7,09
13	13,52	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0,00	7,66	7,00
20	20,80	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0,00	7,59	7,33
26	27,04	1	1	0	2	6,60	1	1	0	2	6,60	7,52	7,36
34	35,36	2	0	3	5	16,60	2	0	4	6	20,00	7,59	7,38
44	45,76	1	1	1	3	10,00	1	2	1	4	13,20	7,54	7,39
57	59,28	4	9	8	21	70,00	5	9	9	24	80,00	7,69	7,39

Legenda: CA – Concentração da Amostra; D1 – Dia 1; D14 – Dia 14; pH – potencial Hidrogeniônico

Fonte: Autora (2022)

Observa-se que não houve nenhuma morte no grupo controle ao final de 14 dias de exposição. Sales Jr *et al.* (2021) também observaram esse mesmo comportamento no teste agudo em solo natural contaminado com lixiviado. Nota-se que a mortalidade das minhocas só ocorreu a partir da concentração de 27,04 mL.kg⁻¹, em que foram registradas 2 mortes, representando 6,60% do total dos organismos-teste expostos. Conforme Pereira *et al.* (2020), a letalidade nem sempre é um resultado imediato, visto que, inicialmente, os organismos absorvem os contaminantes e, só a partir daí, respondem a estes compostos. Assim, após um determinado período de tempo de exposição, as minhocas sofrem mudanças na sua estrutura corporal (alterações morfológicas) e que, posteriormente, os contaminantes se acumulam acarretando em patologias mais severas, levando-as à morte.

Em estudo desenvolvido por Sales Jr. (2019), relata-se que a exposição prolongada ao lixiviado, na concentração de 10,5 mL.kg⁻¹, já causa efeito negativo aos organismos, a exemplo da redução da viabilidade e a densidade celular. Com isso, demonstra-se o elevado risco que o lixiviado sem tratamento pode acarretar ao meio ambiente e, conseqüentemente, à saúde da população.

Ainda conforme a Tabela 24, nota-se uma tendência de crescimento da letalidade nas concentrações 13,52 a 35,36 mL.kg⁻¹ de lixiviado ao SAT, ou seja a medida que se elevou-se os teores do contaminante disposto no solo, aumentou-se a letalidade. Por outro lado, a concentração de 45,76 mL.kg⁻¹ de lixiviado, se comportou de forma contrária ao esperado, pois, apesar de haver o aumento da quantidade do poluente disponível aos organismos, não houve efeito letal maior quando comprado aos recipientes-teste com 35,36 mL.kg⁻¹ de lixiviado ao SAT, que foi de 13,20%. Isso ocorreu, possivelmente, devido os organismos incubados nessa diluição possuir menor resistência aos contaminantes, mesmo que selecionados conforme recomendações da ISO 11268-1 (ISO, 2012), com peso dentro da faixa de 300 a 600 mg. Destaca-se ainda que, organismos próximo a faixa de peso mínimo, são potencialmente mais sensíveis ao lixiviado, e isso, pode ter influenciado nos resultados observados.

Sendo assim, verificou-se que, dentre as concentrações testadas de lixiviado no SAT, a que causou maior letalidade foi a 57% (59,28 mL.kg⁻¹), provocando a morte de 24 dos 30 organismos expostos no período de 14 dias, representando 80% do total. Desse total, 21 indivíduos (70%) morreram já nas primeiras 72 horas de ensaio, demonstrando a elevada letalidade a *Eisenia andrei*. Comportamento semelhante ao obtido no presente estudo foi visto por Sales Jr *et al.* (2021), em que houve a maior letalidade dos organismos nas primeiras horas de exposição. Além disso, Sales Jr. (2019), observou que as minhocas

expostas às concentrações a partir de 35 mL kg⁻¹ apresentaram alterações morfológicas, como as mutilações. As mutilações são reconhecidas por alguns autores como forma estratégica de eliminação dos contaminantes do corpo. Na Figura 56, ilustra-se um exemplo de automutilação dos organismos, no teste preliminar de letalidade (Concentração de 42 mL.kg⁻¹).

Figura 56 - Automutilação dos organismos no teste preliminar de letalidade



Fonte: Autora (2022)

Apesar de haver diferença no número de mortes entre as concentrações 13, 20, 26, 34 e 44%, não foi observada diferença estatisticamente significativa (p -valor $>0,05$) em relação a amostra controle. Entre as concentrações testadas, 57% foi a única que apresentou diferença estatisticamente significativa em comparação a amostra controle (p -valor $<0,05$). Tal fato, ocorreu devido à grande diferença de letalidade observada em comparação com as demais concentrações testadas, em que, ao final dos 14 dias de exposição, houve uma mortalidade de 80% dos indivíduos avaliados.

A elevada letalidade observada na maior concentração do lixiviado, no solo-teste (SAT), deu-se devido a esse efluente possuir composição complexa, que envolve compostos como bisfenol-A (BPA), hormônios como 17 β -estradiol (E2), nitrogênio amoniacal associado a presença de metais como Zn, Cu, Pb, Ni, Cr e Hg. Além disso, a ação sinérgica com outros contaminantes aumenta os riscos para os organismos expostos, justificando a toxicidade letal observada (SALES Jr *et al.*, 2021; HONG *et al.*, 2021).

Embora o ensaio ecotoxicológico não identifique precisamente o tipo de poluente que está causando a toxicidade, ele desempenha papel de indicador de possível contaminação, tanto ambiental quanto para a saúde humana. Assim, a partir da avaliação integrada entre os diversos parâmetros de qualidade do lixiviado, como nitrogênio amoniacal, demanda química de oxigênio, fósforo, sulfatos, condutividade elétrica e os

metais tóxicos, pode-se ter uma resposta mais completa da ação dos compostos tóxicos nos organismos-teste.

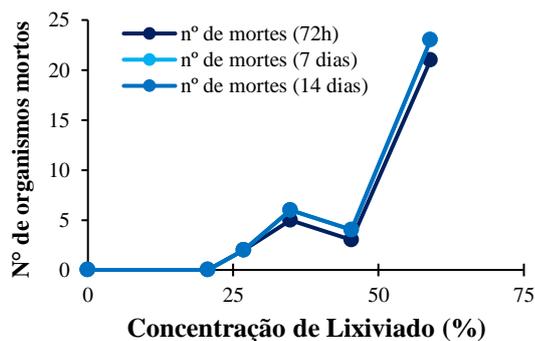
Em relação ao pH do solo nos recipientes-teste, notou-se uma leve queda após os 14 dias de ensaio. A redução entre o pH pós-contaminação (D1) e o pH de 14 dias (D14), foi confirmada pela análise estatística ANOVA, cujo p-valor foi inferior a 0,05. Tal fato, pode ter sido influenciado pela própria atividade dos organismos presentes no solo, pois as minhocas são espécies que conseguem modificar algumas condições físicas e químicas do ambiente, causadas principalmente em decorrência da estabilização da matéria orgânica do meio (SINGH; SINGH; VIG, 2016). A Tabela 25 apresenta um resumo dos parâmetros utilizados para classificar a toxicidade do lixiviado na *Eisenia andrei*, no teste definitivo de letalidade.

Tabela 25 - Valores da CL_{50} (%) e em $mL.kg^{-1}$ do ensaio definitivo em *Eisenia andrei*

Tempo de ensaio	Toxicidade (CL_{50})
Toxicidade 72 horas	$CL_{50} = 61\%$ ($63,29 mL.kg^{-1}$)
Toxicidade 7 dias	$CL_{50} = 56\%$ ($58,00 mL.kg^{-1}$)
Toxicidade 14 dias	$CL_{50} = 56\%$ ($58,00 mL.kg^{-1}$)

Fonte: Autora (2022)

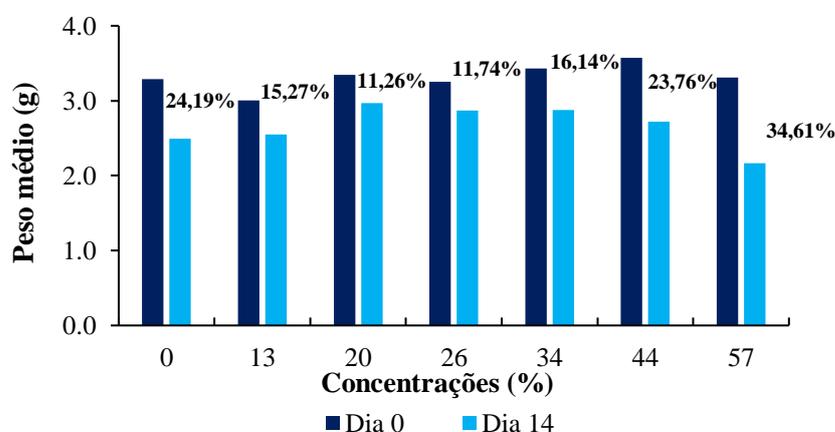
Conforme ilustrado na Tabela 25, os testes de toxicidade utilizando a *Eisenia andrei* mostraram um valor de $CL_{50,72 \text{ horas}} = 63,29 mL.kg^{-1}$ e $CL_{50,7 \text{ dias}} = 58,00 mL.kg^{-1}$, para o período de 72 horas e de 14 dias de exposição dos organismos-teste ao lixiviado, respectivamente. Constata-se que a maior letalidade aos organismos-teste ocorreu nas primeiras horas do ensaio, e que aos 7 e 14 dias de exposição não foi verificada diferença entre a mortalidade dos organismos. Comportamento semelhante ao observado no presente estudo foi obtido por Sales Jr. (2019) e Sales Jr *et al.*, (2021), em que, conforme os autores, só foi possível estimar a CL_{50} apenas para 48 e 72 h, por não terem sido encontrados indivíduos mortos após 24 h de exposição. O ensaio revelou que a exposição das minhocas ao lixiviado apresentou toxicidade tempo-dependente. A Figura 57, representa o número de organismos mortos observados nas diferentes concentrações de lixiviado para o período de 72 horas, 7 e 14 dias de exposição.

Figura 57 - Curva dose-resposta para o ensaio de letalidade em *Eisenia andrei*

Fonte: Autora (2022)

Verifica-se que, quanto maior a concentração do lixiviado no solo, maior a letalidade aos organismos-teste. Estudos desenvolvidos por Gomes *et al.* (2016) verificaram que quanto maior o percentual de contaminante no solo, maior é o número de indivíduos, expostos, mortos. Importante destacar, que no presente estudo a concentração de lixiviado no SAT de 35,36 mL.kg⁻¹, apresentou maior letalidade em relação a concentração 45,76 mL.kg⁻¹ do contaminante. Apesar disso, não foi verificada diferença estatisticamente significativa entre as concentrações testadas. Além da letalidade, foi observada a perda de biomassa dos indivíduos expostos as diferentes concentrações do lixiviado. Na Figura 58, ilustra-se o peso médio dos organismos em grupos de 10, correspondentes a cada replicata, no dia inicial e o peso médio dos grupos após o período de 14 dias.

Figura 58 - Variação da biomassa dos organismos-teste no ensaio de letalidade



Fonte: Autora (2022)

Conforme a Figura 58, verifica-se que houve variação da biomassa corporal dos organismos após 14 dias de exposição, em todas as concentrações testadas. As maiores

reduções foram mensuradas na concentração de lixiviado de 57% (58,28 mL.kg⁻¹), o qual representou uma queda de 36,61%, após o período do ensaio. A amostra controle exibiu diminuição de cerca de 24,19%. As concentrações 13, 20, 26, 34 e 44% apresentou redução da biomassa em menores proporções em relação a amostra controle (0%). Isso se deu, devido o lixiviado ter servido de base de alimento aos organismos-teste no período do ensaio. Dessa forma, para todas as concentrações testadas houve perda significativa de biomassa entre o período inicial e o final do teste (p-valor<0,05).

Quanto a avaliação da variação entre as concentrações de lixiviado testadas, em relação a amostra controle (0%), observa-se que, entre 13, 20 e 25% houve diferença estatisticamente significativa, sendo a amostra controle a que apresentou maior perda de biomassa (p-valor<0,05). Entre as concentrações 34, 44 e 57% não houve diferença estatisticamente significativa, apesar de em 34%, ter apresentado maior letalidade, a maior perda de biomassa ocorreu na diluição de 44%. Resultados semelhantes aos observados no presente estudo foram relatados por Sales Jr. *et al.* (2021). Segundo os autores, as variações de biomassa isoladamente não podem ser consideradas um ponto final robusto para avaliar os efeitos de certos contaminantes. Na Tabela 26, mostra-se os *p-valores* obtidos pelo teste ANOVA, para avaliar a perda de biomassa dos organismos em diferentes concentrações de lixiviado ao SAT antes e após o ensaio definitivo de letalidade.

Tabela 26 - p-valores obtidos pelo teste ANOVA para avaliar a perda de biomassa dos organismos

Concentração (%)	Concentração (mL.kg ⁻¹)	<i>p-valores</i>
0	0	0,011869
13	13,52	0,002952
20	20,80	0,011446
26	27,04	0,004346
34	35,36	0,000706
44	45,76	0,001303
57	59,28	0,003383

Fonte: Autora (2022)

5.7.3.3 Ensaio comportamental ou de fuga

Na Tabela 27, mostra-se a média do percentual de fuga da *Eisenia andrei* após 48 horas de exposição às diferentes concentrações do lixiviado *in natura* no SAT.

Tabela 27 - Média do percentual de fuga nas diferentes concentrações do lixiviado no SAT

Concentração (%)	Concentração (mL.kg ⁻¹)	Disposição dos indivíduos (Após 48h)		Evitamento ou fuga (F) % (Média das concentrações)	Avaliação comportamental
		Solo-controle	Solo-teste		
10,00	10,38	34	6	70,00	EFO
14,00	14,53	30	9	52,50	EFO
19,60	20,34	35	4	77,50	EFO
27,44	28,47	31	9	55,00	EFO
38,41	39,86	31	5	65,00	EFO
53,78	55,80	35	0	87,50	PDH

Legenda: EFO - Efeito de fuga Observado; PDH - Perda de habitat.

Fonte: Autora (2022)

Os resultados do ensaio comportamental ou de fuga, ilustrados na Tabela 27, demonstraram que a exposição as concentrações entre 10,38 e 39,86 mL.kg⁻¹ de lixiviado no SAT provocou a evasão ou fuga das minhocas, no entanto, não apresentaram uma porcentagem de evitamento suficiente que indicasse a função de habitat limitada ($\geq 80\%$). A perda de habitat foi observada na concentração de 55,80 mL.kg⁻¹, em que se obteve $F \geq 80\%$. Assim, de acordo com a Norma 17512-1(ISO, 2011), a função habitat é limitada se, em média, mais de 80% das minhocas forem encontradas no solo-controle, ou seja, nesse caso a substância pode provocar impacto quando lançada no ambiente, tornando o solo inapto para servir como suporte para o desenvolvimento e manutenção da vida animal e vegetal.

Franco, Marques e Pérez (2016), verificaram a fuga de minhocas em substratos de produção de mudas florestais expostas a diferentes concentrações de lixiviado e foi observado níveis de evitação acima de 60%, em concentrações de lixiviado de 12,5% (v/v). Esses valores de fuga apresentam-se próximos aos mensurados no presente estudo, em que se obteve fuga de 52,50% dos organismos-teste na concentração de lixiviado de 14,00% (v/v). Já Sales Jr *et al.* (2021), obtiveram um efeito de fuga das minhocas *Eisenia andrei* em concentrações de lixiviado em solo, variando de 35,0 a 70,0 mL kg⁻¹ e perda de habitat de 87,5 mL.kg⁻¹ de exposição ao lixiviado, valores superiores aos obtidos na presente pesquisa.

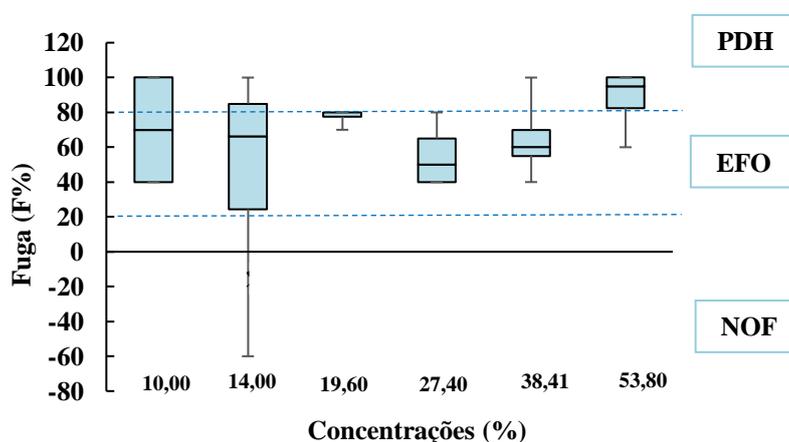
Deve-se considerar que as minhocas têm como alimento a matéria orgânica (MO) e, o lixiviado apresenta MO em sua constituição, contribuiu para a permanência desses organismos nos solos-teste, desde que as concentrações desse efluente sejam baixas. Esse comportamento também foi observado nos testes de fitotoxicidade, em que, menores

concentrações do lixiviado, favoreceu a germinação e ao crescimento das sementes de tomate e de repolho. Apesar desse efeito “positivo” observado inicialmente, sabe-se que a composição do lixiviado é complexa e que a presença de poluentes xenobióticos podem influenciar negativamente o ciclo de vida dos organismos, podendo afetar o equilíbrio ecológico do solo e, conseqüentemente, toda a cadeia alimentar.

Os resultados encontrados para o ensaio de fuga da presente pesquisa corroboram com o estudo desenvolvido por Sales Jr *et al.* (2021) e também com trabalhos desenvolvidos por Garbo *et al.* (2019) e Józwiak *et al.* (2019), que sugeriram *Eisenia andrei* (minhocas) como organismos adequados para tratar solos contaminados com lixiviado, sobretudo devido ao consumo de MO e bioacumulação de metais.

Salienta-se que nas concentrações de 14,53 mL.kg⁻¹, 20,34 mL.kg⁻¹, 39,86 mL.kg⁻¹ e 55,80 mL.kg⁻¹ de lixiviado em SAT, ao final do ensaio de fuga, não foi possível contabilizar o mesmo número de indivíduos do início do teste, isso se deu devido a fuga registrada dos organismos dos recipientes-teste durante o andamento do ensaio, conforme observa-se na Tabela 27. Na Figura 59, ilustra-se a média do percentual de fuga das minhocas após 48 horas de exposição às diferentes concentrações do lixiviado *in natura* no SAT.

Figura 59 - Média do percentual de fuga das minhocas às diferentes concentrações do lixiviado



Legenda: EFO - Efeito de fuga Observado; PDH - Perda de habitat; NOF - Não Observado Fuga.

Fonte: Autora (2022)

Para ambas as concentrações de lixiviado testadas, as minhocas apresentaram um comportamento preferencial ao solo-controle, apresentando a mesma tendência para todas

as diluições e suas respectivas replicatas, exceto, em 14%, que em uma das replicatas, a porcentagem de evitamento foi negativa. Nesse caso, quando respostas negativas são obtidas, indicam que a maioria das minhocas preferiu o solo-teste, assim, considera-se como 0% de comportamento de fuga ou evitamento. Saggiaro *et al.* (2019), também obtiveram respostas negativas, representando uma atração sutil das minhocas pelo solo contaminado em baixas doses do contaminante.

Sales Júnior *et al.* (2021) também obtiveram valores negativos na amostra controle e nas concentrações 17,50 e 26,25 mL.kg⁻¹. Segundo os autores o teste de fuga deve ser considerado como ensaio mais sensível entre os testes que visam observar a mortalidade e os efeitos na reprodução e no desenvolvimento dos organismos. Além disso, o ensaio de fuga serve como complemento aos ensaios de letalidade e de reprodução. Desse modo, percebe-se que o ensaio comportamental de fuga apresentou relação com o ensaio letalidade, já que, as concentrações de lixiviado dispostas no solo que causaram perda de habitat foi de 55,80 mL.kg⁻¹ e a CL₅₀ estimada foi de 55,07 mL.kg⁻¹ apresentaram valores muito próximos.

Verificou-se o comportamento de fuga significativo em todas as concentrações testadas nesse estudo, quando comparada ao efeito de fuga não observada (NOF). Esses resultados foram comprovados pelo Teste de Exato de *Fisher*. Segundo Yang *et al.* (2018) e Lisbôa *et al.* (2021), as minhocas são organismos que possuem elevada sensibilidade a poluentes presentes no solo, sendo assim, dependendo da concentração e do tempo de exposição ao contaminante, pode ocorrer mudanças de comportamento e os efeitos inibitórios na reprodução. Isso pôde ser percebido por meio da análise dos resultados obtidos no presente estudo. Dessa forma, o lixiviado não deve ser lançado no ambiente sem o devido tratamento adequado, pois, os poluentes deste efluente causam efeitos negativos na fauna edáfica, podendo afetar o equilíbrio ecológico do solo e, conseqüentemente, toda a cadeia alimentar.

5.8 Comparação entre a toxicidade dos RSU aterrados e do lixiviado

Na Tabela 28, apresenta-se a comparação entre a toxicidade dos RSU urbanos aterrados com 1 e 2 anos de aterramento e do lixiviado gerado, por meio dos ensaios de fitotoxicidade. Salienta-se que não foi possível realizar a comparação entre a toxicidade dos RSU e do lixiviado com os organismos-teste *Daphnia magna* e *Eisenia andrei*, nem

para a toxicidade das sementes tomate e repolho para os RSU recém-aterrados em virtude de aspectos técnicos e operacionais no momento das coletas de RSU.

Tabela 28 - Comparação da toxicidade entre os RSU aterrados e o lixiviado gerado

Tipo de amostra	Semente	Toxicidade
RSU - 1 Ano de aterramento	Tomate	CE _{50,5dias} = 20,85%
	Repolho	CE _{50,5dias} = 12,75 %
RSU - 2 Anos de aterramento	Tomate	CE _{50,5dias} = 47,91%
	Repolho	CE _{50,5dias} = 16,78 %
Lixiviado	Tomate	CE _{50,5dias} = 6,43%
	Repolho	CE _{50,5dias} = 4,33%

Fonte: Autora (2022)

Em análise comparativa entre a toxicidade dos RSU, com 1 ano de aterramento e do lixiviado gerado no ASCG, verificou-se que, a CE_{50,5dias} nas sementes de tomate, foi maior nos RSU (CE_{50,5dias} = 20,87%) que para o lixiviado (CE_{50,5dias} = 6,43%). Do mesmo modo, para os RSU com 2 anos de aterramento, a concentração de inibição para a semente de tomate foi maior nos RSU (CE_{50,5dias} = 47,91%), o que classificou o lixiviado como mais fitotóxico que os RSU aterrados. Semelhantemente, para as sementes de repolho obtiveram-se o mesmo comportamento tóxico, com uma CE_{50,5dias} = 12,75 e 16,78% para os RSU com 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente e uma CE_{50,5dias} = 4,33% para o lixiviado gerado.

Em estudos desenvolvidos por Melo (2003) no Aterro Sanitário da Muribeca, região Metropolitana do Recife - PE, também foi verificado uma maior toxicidade ao lixiviado quando comparado aos RSU aterrados. O autor associou isso ao fato do lixiviado apresentar, em sua composição, metais pesados e outros contaminantes tóxicos dissolvidos em solução e, portanto, com maior disponibilidade as sementes se comparada aos resíduos.

Em relação a comparação da toxicidade entre as sementes avaliadas, verifica-se que as sementes de repolho foram mais sensíveis, quando comparadas as sementes de tomate, expostas ao extrato dos RSU com 1 e 2 anos de aterramento e no lixiviado. Tal fato, ocorreu porque, essas sementes são pequenas, conseqüentemente, possuem menor reserva nutritiva, tornando-as mais sensíveis aos compostos tóxicos. Isso pôde ser observado por meio da análise da CE_{50,5dias}, que foi menor que às sementes de tomate para todos os anos de aterramento avaliados.

Salienta-se que o conhecimento dos efeitos tóxicos dos RSU e do lixiviado sobre os organismos-teste é essencial para auxiliar a tomada de decisões na área de regulamentação do descarte de resíduos, a fim de estabelecer um gerenciamento que ofereça menos riscos ao meio ambiente e à saúde da população.

5.9 Análise da sensibilidade dos organismos-teste

Na Tabela 29 demonstra-se a sensibilidade entre os organismos-teste quando expostos a diferentes concentrações de lixiviado *in natura*.

Tabela 29 - Sensibilidade dos organismos-teste ao lixiviado *in natura*

Organismo-teste	Lixiviado <i>in natura</i>	Toxicidade
Tomate	Fitotoxicidade (5 dias)	CE _{50,5dias} = 6,43%
Repolho	Fitotoxicidade (5 dias)	CE _{50,5dias} = 4,33%
<i>Daphnia magna</i>	Toxicidade aguda (48 horas)	CE _{50,48h} = 1,22%
<i>Eisenia andrei</i>	Toxicidade aguda (14 dias)	CL ₅₀ = 56%

Fonte: Autora (2022)

Verifica-se que as sensibilidades dos organismos-teste estudados se apresentaram diferentes quando submetidos a diversas concentrações do lixiviado *in natura*, variando de 1,22 a 56% no período dos ensaios. Observa-se que as espécies vegetais testadas apresentaram CE_{50,5dias} = 6,43% para as sementes de tomate e CE_{50,5dias} = 4,33%, para as sementes de repolho, o que demonstra que a espécie que apresentou maior sensibilidade ao lixiviado foi as sementes de repolho, quando comparada a semente de tomate. Resultados semelhantes aos observados no presente estudo, no que tange a sensibilidade das sementes, foram obtidos por Melo (2003), Silva *et al.* (2015); Silva (2015); Silva (2017) e Nascimento (2021), nas quais os autores observaram maior sensibilidade ao desenvolvimento nas sementes de repolho. Isso se deu devido, estas apresentarem pequenas reservas de internas e assim necessitarem, mais rapidamente, de fontes externas de nutrientes para seu crescimento, logo, mais sensíveis a alterações do meio.

Segundo Silva (2016), a resposta dos testes de fitotoxicidade é dada em função da composição dos resíduos sólidos, em que a maior germinação e o crescimento haverá quando a presença de compostos, ainda que tóxicos, estiverem em concentrações que não afetem o desenvolvimento das plântulas, e dessa maneira, sirvam de nutrientes para as sementes, permitindo um maior crescimento em relação as amostras com menores concentrações, bem como a amostra controle (amostra com água destilada).

Em se tratando do teste de toxicidade em organismos aquáticos, verifica-se que a *Daphnia magna* apresentou elevada sensibilidade, com $CE_{50,48h} = 1,22\%$, ou seja, baixas concentrações do lixiviado foi considerado muito tóxico ao microcrustáceo, quando comparado aos demais organismos avaliados. Restrepo *et al.* (2017), observaram que a *Daphnia magna* foi mais sensível ao lixiviado de aterro sanitário. Os autores atribuíram essa elevada toxicidade a natureza diversificada dos RSU e às diferentes fases da sua decomposição, logo, o lixiviado gerado em aterro sanitário é resultante de uma mistura química complexa com potencial tóxico. Wang *et al.* (2016), verificaram que o microcrustáceo *Daphnia magna* foram os mais sensíveis ao lixiviado bruto de aterro sanitário.

Em se tratando da minhoca *Eisenia andrei*, dentre as espécies testadas, foi a que apresentou maior $CL_{50} = 56\%$, o que representou o organismo mais resistente. De acordo com Budi *et al.* (2016), a diferença de sensibilidade, possivelmente, ocorre devido a diferenças entre os indivíduos testados. Assim, espécies distintas são conhecidas por responderem de forma diferente a tóxicos semelhantes, e alguns do nível inferior da cadeia alimentar são aparentemente menos suscetíveis quando comparados com aqueles no nível superior.

5.10 Análises estatística

5.10.1 Matriz de Correlação dos indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos

Na Tabela 30 estão demonstrados os dados da matriz de correlação entre os indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos do lixiviado. A análise da correlação amostral estuda o comportamento conjunto de duas ou mais variáveis distintas, ao medir o grau de associação entre elas.

O objetivo da análise foi verificar o nível de relação entre as variáveis, apresentando as correlações positivas ou negativas. De acordo com Dancey e Reidy (2013), as correlações que variaram entre $\pm 0,10$ e $\pm 0,30$, podem ser consideradas fracas; entre $\pm 0,40$ e $\pm 0,60$ consideradas moderadas; e valores entre $\pm 0,70$ e $\pm 1,0$ podem ser classificados como fortes. Neste trabalho, foram consideradas e discutidas apenas correlações significativas moderadas e fortes.

Tabela 30 - Matriz de correlação entre os indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos do lixiviado

	<i>Tempo</i>	<i>pH</i>	<i>AT</i>	<i>Cloretos</i>	<i>AGV</i>	<i>DQO</i>	<i>NAT</i>	<i>Fe</i>	<i>Zn</i>	<i>Mn</i>	<i>Pb</i>	<i>Cr</i>	<i>CRR-T</i>	<i>CRR-R</i>	<i>GRS-T</i>	<i>GRS-R</i>
Tempo	1															
pH	0,360	1														
AT	-0,190	-0,065	1													
Cloretos	0,693	0,570	0,080	1												
AGV	-0,112	-0,552	0,474	-0,252	1											
DQO	0,363	0,097	0,070	0,289	0,102	1										
NAT	0,631	0,459	0,505	0,724	0,169	0,393	1									
Fe	0,388	0,332	0,495	0,338	0,089	0,180	0,427	1								
Zn	0,631	0,519	0,638	0,523	-0,114	0,484	0,639	0,378	1							
Mn	-0,312	-0,761	-0,349	-0,664	0,561	-0,289	-0,603	-0,050	-0,309	1						
Pb	-0,258	0,059	-0,455	-0,188	-0,190	-0,537	-0,251	-0,334	-0,283	-0,318	1					
Cr	0,872	0,579	0,112	0,588	-0,306	0,421	0,534	0,044	0,665	-0,249	-0,018	1				
CRR-T	0,186	-0,102	-0,083	0,019	0,078	-0,112	0,057	-0,228	-0,357	0,254	0,368	-0,369	1			
CRR-R	0,121	-0,234	-0,489	-0,165	-0,041	0,085	-0,247	-0,536	-0,548	0,463	0,189	-0,140	0,318	1		
GRS-T	0,292	0,163	-0,194	0,094	-0,209	0,168	0,173	0,124	0,384	-0,322	0,013	0,667	-0,225	0,181	1	
GRS-R	0,084	0,016	0,108	0,128	0,305	-0,107	0,140	0,242	0,089	-0,454	-0,111	-0,097	-0,273	-0,350	0,215	1

Fonte: Autora (2022)

Por meio da análise da matriz de correlação (Tabela 30), de maneira geral, verificou-se que vários indicadores se correlacionaram entre si, com correlações que chegam à ordem de $-0,603$ a $+0,872$. Observa-se que o tempo é um fator importante que se relaciona com vários parâmetros. Com o passar do tempo foi possível perceber o aumento das concentrações dos Cloretos, do NAT e dos metais Zn e Cr total, que tiveram correlações positivas moderadas a fortes.

O pH é uma variável de grande importância, visto que, explica as mudanças que ocorrem no interior da massa de resíduos aterrada, bem como no lixiviado gerado no Aterro. Esse indicador se correlacionou com os cloretos, com o NAT e com os metais Zn e Cr, em que, à medida que o pH aumentou, os teores desses indicadores também aumentaram. Ao contrário, o pH se correlacionou de maneira moderada e forte, porém negativa, com os AGV e com o Mn, em que o aumento do pH favoreceu a redução dos teores desses indicadores. O crescimento dos valores do pH torna os metais menos solúveis e, portanto, menos tóxicos (XIE *et al.*, 2015). Reduções no teor de ácidos graxos voláteis ao longo do tempo, é típico do processo natural de degradação, pois, à medida que o tempo passa ocorre a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, as reduções nos teores dos AGV (GOMES *et al.*, 2018).

O NAT é também um indicador importante no entendimento da toxicidade do lixiviado, bem como nos riscos que podem oferecer ao meio ambiente (SILVA, 2016). Constata-se que esse indicador apresentou correlações com o Fe, Zn e Cr, indicando que a medida que ocorre o aumento das concentrações do NAT, esses elementos também aumentaram. Já o Mn, apresentou redução de suas concentrações, corroborando com o que foi observado em relação ao pH e ao cloreto.

Lee, Coulon e Wagland (2022), também encontraram correlação do Mn e o Zn com pH em amostras de lixiviado de RSU. Na presente pesquisa, o Zn teve correlação moderada positiva com o pH. Segundo esses autores, o aumento da alcalinidade da solução reduz as quantidades de lixiviação dos metais de aproximadamente 99% para 32%, embora alguns elementos metálicos tenham aumentado em condições alcalinas, conforme observado com o Zn (Tabela 30).

Com relação aos ensaios fitotoxicológicos, expressos pela: GRS-T, GRS-R, CRR-T e CRR-R não foram observadas correlações significativas, mostrando que não existe uma relação direta (tendencial) do comportamento das variáveis estudadas com os testes de fitotoxicidade, exceto, para a AT, que apresentou correlação moderada negativa com o CRR-R.

6 CONCLUSÕES

- Os resíduos com maior tempo de aterramento (2 anos), demonstraram menor fitotoxicidade em relação aos resíduos recém-aterrados e com 1 ano, visto que, ocorreu crescimento das raízes nas sementes de tomate e de repolho mesmo quando submetidas a maiores concentrações do extrato dos resíduos sólidos.

- A ecotoxicidade do lixiviado nas sementes de tomate e de repolho foram elevadas ao longo do tempo de monitoramento, demonstrando que esse efluente oferece riscos de contaminação ao meio ambiente.

- O microcrustáceo *Daphnia magna*, quando expostos as baixas concentrações do lixiviado *in natura*, apresentaram alta letalidade, constatando elevada toxicidade do efluente a esses organismos.

- O ensaio de toxicidade aguda na *Eisenia andrei*, demonstrou que a maior letalidade ocorreu nas primeiras 72 h de exposição, não sendo verificada diferença na mortalidade entre 7 e 14 dias.

- A perda de habitat da *Eisenia andrei* foi observada apenas na concentração em que se obteve Fuga (F) $\geq 80\%$, mesmo que verificada fuga de organismos em concentrações mais baixas de lixiviado.

- A toxicidade aguda nas sementes de tomate e de repolho expostas aos RSU com 1 e 2 anos de aterramento foi menor, quando comparado toxicidade obtida para o lixiviado gerado no aterro, o que classificou esse efluente como mais tóxico para ambas as espécies vegetais avaliadas.

- A $CE_{50,5\text{dias}}$ das sementes de repolho expostas ao lixiviado, foi menor quando comparada a concentração de inibição das sementes do tomate, assim, a semente de repolho apresentou maior sensibilidade ao lixiviado do ASCG.

- Dentre os organismos-teste avaliados, o mais sensível ao lixiviado foi a *Daphnia magna*, pois, em baixas concentrações o efeito de letalidade foi elevado, já a minhoca *Eisenia andrei*, apresentou maior resistência aos contaminantes, com isso, os organismos

analisados são adequados para avaliação ecotoxicológica em lixiviados de aterros sanitários.

- Os efeitos ecotoxicológicos dos resíduos sólidos e do lixiviado de Aterro Sanitário forneceram informações precisas do grau de toxicidade em organismos de diferentes níveis tróficos e de diferentes ambientes.

REFERÊNCIAS

AESA - **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba**. Meteorologia. Monitoramento. AESA, Jul. 2019. Disponível em <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>. Acesso em: 05 de jul. 2020.

ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; ANSARI, M.; EL-SHAFIE, A. Leachate generation rate modeling using artificial intelligence algorithms aided by input optimization method for an MSW landfill, **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 26, p. 3368-3381, 2019. 10.1007/s11356-018-3749-5

ABBAS, M.; ADIL, M.; EHTISHAM-UL-HAQUE, S.; MUNIR, B.; YAMEEN, M.; GHAFFAR, A.; SHAR, G.A.; ASIF TAHIR, M.; IQBAL, M. Vibrio fischeri bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. **Science of the Total Environment**, v.626, p.1295-1309, 2018.

ABDEL-SHAFY, H.I.; MANSOUR, M. S.M. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization, **Egyptian Journal of Petroleum**, v.7, n. 4, p. 1275-1290, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>.

ADHIKARI, B.; KHANA, S.N. Qualitative study of landfill leachate from different ages of landfill sites of various countries including Nepal. **Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology**, n. 9, p. 23-36, 2015.

ALGHAMDI, A. G.; ALY, A. A.; IBRAHIM, H. M. Assessing the environmental impacts of municipal solid waste landfill leachate on groundwater and soil contamination in western Saudi Arabia. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 5, 2021.

ALKMIN, D.E.; UBERTO JÚNIOR, L.R. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, estado de Minas Gerais. **Caminhos da Geografia**, v. 18, n. 61, p. 65-82, 2017.

ALMEIDA, M, V.A. **COMPORTAMENTO BIODEGRADATIVO DO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB EM FUNÇÃO DOS SUBPRODUTOS GERADOS**. 2019. 149f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Centro de Ciência Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande-PB. 2019.

ALMEIDA, J.C.B.; AMARAL, L.F.S.; DIAS, N.C.; BRAGA, M.C.B. **AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO ARTEMIA SALINA E LACTUCA SATIVA APÓS ADSORÇÃO DE N-NH⁴⁺**. Congresso ABES/ FENASAN, São Paulo, SP, 2017.

ALVES, A. C. B.; SILVANO, J. Avaliação da sensibilidade de Daphnia magna Straus, 1820 (*Cladóccera, Crustácea*) ao Dicromato de Potássio. **Inst. Adolfo Lutz**, v.65, n.1, 2006.

AL-SALEM, S.M.; ANTEVALA, A.; CONSTATINOU, A.; MANOS, G.; DUTTA, A. A review on thermal and catalytic pyrolysis of plastic solid waste (PSW). **Journal of Environmental Management**, v. 197, p.177-198, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.084>

Al-YAQOUT, A.; HAMODA, M.F. Long-term Temporal Variations in Characteristics of Leachates from a Closed Landfill in an Arid Region. **Water Air Soil Pollut**, v 231, n. 319, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04688-7>

ANDRADE, S. F. **Aplicação da técnica de recirculação de chorume em aterros tropicais: estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC)**. 173p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana). Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2014.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2017. 1496 p.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C.A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.l. n.4, p.295-304, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000400001>.

ARAÚJO, P. D. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 139p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campina Grande-PB, 2017.

ARAÚJO NETO, C. L. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. 2016. 163 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB.

ARAÚJO, G. P.; ROSA, V. P. B.; FELIX, L. C.; ARGOLO, A. S.; GOMES, G.; VENDRAMEL, S. M. R.; FERREIRA, J. A.; RITTER, E.; BILA, D. M. **Avaliação da ecotoxicidade e estrogenicidade de lixiviados Resíduos sólidos urbanos do Estado Rio de Janeiro**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA. Aracaju, SE, 15, 2018.

ARENZON, A. **Manual sobre toxicidade em efluentes industriais**. Federação das Indústrias do Rio Grande do Sul – FIERGS. Conselho de Meio Ambiente – CODEMA. 40 p. Porto Alegre, 2011.

ARUNBABU, V.; INDU, K.S.; RAMASAMY, E.V. Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. **Waste Management**, v. 68, p.329-336, 2017.

ARCHARYA, K.; SCHULMAN, C.; YOUNG, M. H.; Physiological response of *Daphnia magna* to linear anionic polyacrylamide: Ecological implications for receiving waters. **Water, Air, & Soil Pollution**, v.212, p. 309-317, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004-2004**: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.77p.

_____. **NBR 10.005**: Resíduos Sólidos - procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 16p.

_____. **NBR 10.006:** Resíduos Sólidos- procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.7p.

_____. **NBR 10007:** Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004. 21 p.

_____. **NBR 12713:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

_____. **NBR 13373:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Rio Janeiro: ABNT, 2017.

_____. **NBR 15499:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com peixes – Referências – Elaboração. Rio de Janeiro, 2016. 23p.

_____. **NBR 15411:** Ecotoxicologia aquática - ensaio de bactéria luminescente - *Vibrio fischeri*, Parte 3. Método utilizando bactérias liofilizadas. Rio Janeiro: ABNT, 2012. 23p.

_____. **NBR15308:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com misídeos (Crustacea). Rio Janeiro: ABNT, 2017. 20p.

_____. **NBR15088:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes (*Cyprinidae*). Rio Janeiro: ABNT, 2016. 25p.

_____. **NBR15469:** Ecotoxicologia - Coleta, preservação e preparo de amostras. Rio Janeiro: ABNT, 2015. 16p.

_____. **NBR12648:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*). Rio Janeiro: ABNT, 2018. 27p

_____. **NBR 6457:** amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro. 9p.

_____. **NBR 15537:** Ecotoxicologia terrestre - Toxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas (Lumbricidae). Rio de Janeiro: ABNT, 2014. 13 p.

_____. **NBR ISO 17512-1:** Qualidade do solo – Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento. Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida e Eisenia andrei*). Rio de Janeiro: ABNT, 26p., 2011.

_____. **NBR ISO 11267:** Qualidade do solo - Inibição da reprodução de Collembola (*Folsomia candida*) por poluentes do solo. Rio de Janeiro: ABNT, 2019. 23 p.

_____. **NBR ISO 17616:** Qualidade do solo - Guia para a seleção e a avaliação de bioensaios para caracterização ecotoxicológica de solos e materiais de solo. Rio de Janeiro: ABNT, 2010. 11 p.

_____. **NBR ISO 11269-2:** Qualidade do solo - Determinação dos efeitos de poluentes na flora terrestre: Efeitos do solo contaminado na emergência e no crescimento inicial de vegetais superiores. Rio de Janeiro: ABNT, 2014. 23 p.

_____. **NBR ISO 16387**: Qualidade do solo - Efeitos de poluentes em Enchytraeidae (*Enchytraeus sp.*) - Determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência. Rio de Janeiro: ABNT, 2012. 29 p.

Association of Official Analytical Chemists. 1995. **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists**. 17a ed., Arlington, USA, AOAC. 1141p

AZEVEDO, A. R.; CORONAS, M.V. Uso de testes de fuga com minhocas *Eisenia andrei* E *Eisenia fetida* para identificação da toxicidade de agrotóxicos no Brasil: uma breve revisão da literatura. **Ciência e Natura**, v.40, p. 18-26, 2018.

BAUER, L. H. **Sensibilidade do método de ensaios de toxicidade aguda com embriões de peixes na avaliação de efluente de indústria metalmeccânica**. 23f. Trabalho de Conclusão de Curso de graduação. Porto Alegre, 2017.

BADERNA, D.; CALONI, F.; BENFENATI, E. Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints. **Environment International**, v. 122, n. November 2018, p. 21–30, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.024>>.

BADERNA, D.; MAGGIONI, S.; BORIANI, E.; GEMMA, S.; MOLTENI, M.; LOMBARDO, A.; COLOMBO, A.; BORDONALI, S.; ROTELLA, G.; LODI, M.; BENFENATI, E. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. **Environmental Research**, v. 111, p. 603-613, 2011. doi: 10.1016/j.envres.2011.01.015 21316652

BARETTA, D.; SEGAT, J. C.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; MACCARI, A. P.; SOUSA, J. P.; ROMBKE, J. Ecotoxicologia terrestre com ênfase na fauna edáfica. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. (Org.). **Ecotoxicologia Terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas**. Brasília: EMBRAPA, 2019. p. 23-43.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region. **American Journal of Botany**, v. 75, n.2, p. 286-305, 1998.

BATISTA, M.M. **Eficiência do processo foto-Fenton solar em um fotorreator piloto no pós-tratamento do lixiviado do aterro sanitário metropolitando de João Pessoa**. 2016. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016.

BEGUM, S.; JUNTUPALLY, S.; ANUPOJU, G.R.; ESHTIAGHI, N. Comparison of mesophilic and thermophilic methane production potential of acids rich and high-strength landfill leachate at different initial organic loadings and food to inoculum ratios. **Science of The Total Environment**, v. 715, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136658>.

BELEVI, H.; BACCINI, P. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. **Waste Management & Research**, v. 7, n. 1, p. 43-56, 1989.

BERNARD, C.; GUIDO, P.; COLIN, J.; ANNE, L. D. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates I. determination of leachate toxicity with a battery of acute tests. **Chemosphere**, v.33, n.11, p.2303-2320, 1996.

BIDONE, F.R.A. **Resíduos Sólidos provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização**. Projeto PROSABE 2, ABES, RJ, 2001. p. 218.

BILA D.M.; MONTALVÃO, A.F.; SILVA, A.C.; DEZOTTI, M. Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. **Journal of Hazard Materials**, v. 117, p. 235-242, 2005.

BOVE, D.; MERELLO, S.; FRUMENTO, D.; ARNI, S. A.; ALIAKBARIAN, B.; CONVERTI, A. A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. **Chemical Engineering & Technology**, v.38, n.12, p.2115-2126, 2015. doi:10.1002/ceat.201500257

BOŻYM, M.; KRÓL, A.; MIZERNA, K. Leachate and contact test with *Lepidium sativum* L. to assess the phytotoxicity of waste. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 18, n. 7, p. 1975-1990, 2020. doi: 10.1007/s10646-020-02197-1.

BUDI, S. Suliasih, B. A.; Othman, M.S.; Heng, L.Y.; Surif, S. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, p. 231-237, 2016.

BÜKS, F.; KAUPENJOHANN, M. Global concentrations of microplastics in soils – a review, **SOIL**, v. 6, n.2, p.649-662, 2020. <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>

BURANTINI, S. V.; BRANDELLI, A. Bioacumulação. In: ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. (Org.). **Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações**. São Carlos: RiMa. 2014. p. 55-88.

BHATT, A. H.; KARANJEKAR, R.V.; ALTOUQI, S.; SATTTLER, M. L.; HOSSAIN, M.D. S.; CHEN, V. P. 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.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 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. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 16 de out. 2016.

BRASIL. **Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos- PNRS. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.

BRASIL. **Lei Federal n. 7.802, de 11 de julho de 1989**. “Lei dos agrotóxicos”. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 12 jul. 1989.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias

químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 460, de 2013.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. **Dados históricos da estação meteorológica convencional nº 82795 de Campina Grande – PB.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em 05 jan. 2020.

CAMPOS, A.L.B.; SANTOS, G.B.S.; LARA, J.R.; SILVA, F.L.; CARVALHO, R.R. **Análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Barão de Melgaço - Mato Grosso.** In: 27 Silubesa: painel aborda a Regulação em Serviços de Saneamento. Costão do Santinho – Florianópolis. 2016.

CANDELLO, F. P. **Comportamento de fuga de minhocas na presença do antimicrobiano sulfadiazina em solo.** 2014. 92p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, SP.

CÂNDIDO, V. B.R.; BRANCO, O. E.A. ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO DA CONTAMINAÇÃO MERCURIAL EM DESCOBERTO – MG. 2018. In Simpósio de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul 3, Juíz de Fora, MG. **Anais...** Disponível em: <<https://www.ufjf.br/srhps/files/2018/09/Anais-III-SRHPS.pdf>> Acesso em: 21 de abr. 2021.

CAPP, N.; AYACH, L.R.; SANTOS, T.M.B.; GUIMARÃES, S.T.L. Qualidade da água e fatores de contaminação de poços rasos na área urbana de Anastácio (MS). **Geografia Ensino e Pesquisa**, v. 16, n. 3, 2012.

CARABALÍ-RIVERA, Y., BARBA-HO, L., e TORRES-LOZADA, P. Determination of leachate toxicity through acute toxicity using *Daphnia pulex* and anaerobic toxicity assays. **Ingeniería e Investigación**, v. 37, n.1, p.16-24, 2017. DOI: 10.15446 / ing.investig.v37n1.54220.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos.** Brasil, Rio de Janeiro. 2003.

CAVALCANTI, A. S.; IZÁRIO FILHO, H. J.; GUIMARÃES, O. L. C.; SIQUEIRA, A. F. Modelagem neural e análise estatística do processo de degradação de chorume por foto-Fenton solar. **Ambiente e Água**, v. 10, n.1, p. 89-106, 2015.

CAVALCANTE, A.K.; MAMEDE, F.C.S.; MAZIERO, J.S.; ROGERO, S.O.; ROGERO, J.R.; LUGAO, A. B. **A ecotoxicologia como ferramenta na nanotecnologia.** CONGRESSO DA SOCIEDADE LATINO AMERICANA DE BIOMATERIAIS, ORGÃOS ARTIFICIAIS E ENGENHARIA DE TECIDOS – SLABO. 5 ed. Workshop

de Biomateriais, Engenharia de Tecidos e Órgãos Artificiais – OBI. Maresias, SP – Brasil, 14, 2017.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**. v. 23, n.4, p. 939-947, 2007.

COELHO, R. S. **Avaliação da toxicidade de fluídos de usinagem através da ecotoxicologia aquática**. 2006. 136 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

COLOMBO, A.; MÓDENES, A.N.; TRIGUEROS, D.E.G.; MEDEIROS, B.L.; MARIN, P.; MONTE BLANCO, S.P.D.; HINTERHOLZ, C.L. Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes. **Environmental Science and Health, Part A**. v.54, n.4, p.269-276, 2019. DOI: 10.1080/10934529.2018.1544475

CONTRERA, R.C.; DA CRUZ S.K.C.; MORITA, D.M.; DOMINGUES R.J.A.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. **Journal of environmental management**, v. 145, p. 385-393, 2014.

COSTA, F. M.; CAMPOS, J. C.; FONSECA, F.V.; BILA, D. M. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Ambiente e Água**, v. 10, n. 1, 2015.

COSTA, A. J. C. **Análise de viabilidade da utilização de lodo de ETA coagulado com Cloreto de Polialumínio (PAC) composto com areia como agregado miúdo em concreto para recomposição de calçadas – Estudo de caso na ETA do município de Mirassol -SP**. 155f. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. 2011.

COSTA, F. M.; DAFLON, S. D. A.; BILA, D. M.; FONSECA, F. V.; CAMPOS, J. C. Evaluation of the biodegradability and toxicity of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. **Waste Management**, v. 76, p. 606-613, 2018.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v.31, n.7, p. 1820-1830, 2008.

COSTA, A.M.; VALENTIM, M.R.S.; SILVA, L.F.; MARTINS, M.D.; DAFLON, S.D.A.; CAMPOS, J.C. **Avaliação da ecotoxicidade do lixiviado do aterro sanitário de Seropédica - RJ utilizando os organismos fischeri, D. similis e D. rerio**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA. Aracaju, SE, 15, 2018.

COSTA, F. M.; CAMPOS, J.C.; FONSECA, F.V.; BILA, D.M. Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. **Ambiente e Água**, v.10, n. 1, p.107-116, 2015.

COSTA, A.M.; COSTA, SILVA, C.A.M.C.; DAFLON, S.D.A.; QUINTAES, B.R.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C. Evaluation of toxic potential of leachate originating from experimental landfill cells containing household waste and healthcare waste. **Waste Management & Research**. v.37, n10, p.1003-1011, 2019.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. November 2018, p. 110-116, 2019.

CHILTON, J. CHILTON, K. A Critique of risk modeling and risk assessment of municipal landfills based on U.S. Environmental Protection Agency techniques. **Waste Management & Research**, v. 10, p. 505-516. 1992.

CPRM, DIAGNÓSTICO DO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE. Recife - PE, 2005.

CRUZ, J. V. B.; SANTOS, E. P.; SILVA, N. J.; LIMA, F. L. O.; MARTINELLI, P. P.; VASCONCELLOS NETO, J. R. T. Influence of heavy metals on cancer accommodation: A literature review. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 6, p. e45810615992, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i6.15992.

DANCEY, C.P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**, 5 ed., Porto Alegre: Penso, 2013. 608 p.

DASARATHY, S.; MOOKERJEE, R. P.; RACKAYOVA, V.; THRANE, V. R.; VAIRAPPAN, B.; OTT, P.; ROSE, C. F. Ammonia toxicity: from head to toe?. **Metabolic brain disease**, v. 32, n.2, p. 529-538, 2017.

DOMINGUEZ, J.; VELANDO, A.; FERREIRO, A. **Are Eisenia fetida (Savigny, 1826) and Eisenia andrei Bouché (1972) (Oligochaeta, Lumbricidae) different biological species?** *Pedobiologia*, n° 49, p. 81-87, 2005.

DGGT, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (1994): **Empfehlungen des Arbeitskreises “Geotechnik der Deponien und Altlasten”**. E 1-7: Identifizierung und Beschreibung von Abfällen (Entwurf). Bautechnik 71, Helf 9, Berlin: Wilhelm Ernst & Sohn.

ECOSAM, Empresa de Consultoria em Saneamento Ambiental. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos do município de Campina Grande – PB**: Diagnostico da situação atual dos resíduos sólidos urbanos. 2014. 289p. Disponível em: <http://sesuma.org.br/estudos/Diagnostico_2204_VF.pdf> Acesso em: Maio. 2014.

ECOSOLO. **Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande**. Campina Grande: ECOSOLO, 2016. (Documento impresso).

EDJABOU, M.E.; JENSEN, M.B.; GÖTZE, R.; PIVNENKO, K.; PETERSEN, C.; SCHEUTZ, C.; ASTRUP, T.F. Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. **Waste Management**. v. 36, p. 12-23, 2015.

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

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

FELZENSZWALB, I.; FERNANDES, A. S.; BRITO, L.B.; OLIVEIRA, G.A.R.; SILVA, P.A.S.; ARCANJO, M.E.; MARQUES, M.R.C.; VICARI, T.; LEME, D.M.; CESTARI, M.M.; FERRAZ, E.R.A. Toxicological evaluation of nail polish waste discarded in the environment. **Environmental Science and Pollution Research**, n. 26, p. 27590-27603, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1880-y>

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

FERNANDES, A.; PASTORINHO, M.R; SOUSA, A.C.; SILVA, W.; SILVA, R.; NUNES, M.J.; RODIGUES, A.S.; PACHEGO, M.J.; CIRÍACO, L.; LOPES, A. Ecotoxicological evaluation of electrochemical oxidation for the treatment of sanitary landfill leachates. **Environmental Science and Pollution Research**, v.26, p.24-33, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2650-6>

FESB-CETESB. **Estudos efetuados na represa de Americana e no trecho do Rio Atibaia, a montante do reservatório**. Relatório técnico, São Paulo. 1971, 66p.

FIRMO, A. L. B. (2013) **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. An overview of landill leachate treatment via activated carbon adsorption process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 171, p.54-60, 2009.

FONSECA, J. S.; MARTINS, G. A. **Curso de Estatística**. Editora Atlas. 6 ed. 1996.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. **Metal Pollution in the Quatic Environment**. 2 ed. Berlin, Springer Verlag, p. 230-486, 1983.

FRANCO, H.A.; MARQUES, M.R.C.; PÉREZ, D.V. **Aplicação de lixiviado de aterro sanitário em substrato para produção de mudas florestais: uma abordagem ecotoxicológica**. In: IV CBRA-CONGRESSO BRASILEIRO DE REFLORESTAMENTO AMBIENTAL, 2016, RIO DE JANEIRO/RJ.

FRANCO, H.A.; MARQUES, M.R.C.; MARTINS, G.M.O.; MUSSEL, Y.L.; THODE FILHO, S. Ecotoxicological evaluation of the application of landfill leachate on the germination of cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata). **Educação e Tecnologia Ambiental**, v.21, p. 45-57, 2017.

FRANCO, H.A.; MARTINS, G.M.O.; MUSSEL, Y.L.; MORENO, S.C.; THODE FILHO, S.; MARQUES, M.R.C. Ecotoxicity of Landfill Leachate on Germination of

Lettuce (*Lactuca sativa* L.) and Cucumber Seed (*Cucumis sativus* L.). **Revista de Estudos Ambientais**, v.19, n. 1, p. 36-43, 2017.

FRANÇA, F. DE O. M. **Avaliação de Atividade Estrogênica e Toxicidade de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2016. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro de Tecnologia e Ciências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ.

GAO, D.W.; WEN, Z.D. Phthalate esters in the environment: A critical review of their occurrence, biodegradation, and removal during wastewater treatment processes. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 986-1001, 2016. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.148 26473701

GALDINO, S. D. J.; MARTINS, C. H. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional de um município de pequeno porte. **Tecno-Lógica**, v.20, n.1, p.01-08, 2015. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v20i1.6060>

GARBO, F.; PIVATO, A.; MANACHINI, B.; MORETTO, C. G.; LAVAGNOLO, M. C. Assessment of the ecotoxicity of phytotreatment substrate soil as landfill cover material for in-situ leachate management. **Journal of Environmental Management**, v.231, p.289-296, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.014>.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de campina grande – PB**. 2009. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB.

GARCIA, M. V. B. **Effects of pesticides on soil fauna**: development of ecotoxicological test methods for tropical regions. 2004. 283 f. Thesis (Ph.D.) - University of Bonn, Bonn.

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

GOMES, B.C.V.; KUMMER, G.; PEREIRA, M.M.S.M.; IZÁRIO FILHO, H.J; SALAZAR, R.F.S.; VASCONCELLOS, N.J.S. Potencial toxicológico de metais presentes em solos de cemitérios de Santa Maria - RS. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n.1, p.145-155, 2016.

GOMES, L.P.; SCHOENELL, E.K. Aplicação de ozônio e de ozônio + peróxido de hidrogênio para remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.1, p. 113-124, 2018.

GOMES, N.A. ALMEIDA, M.V.A.; MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D.; OLIVEIRA, R. Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. **Matéria**, v. 23, n. 3, 2018.

GOMES, N. A. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de air stripping e adsorção em leito fixo**. 2022. 205 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

GU, T.; RASTEGAR, S.O.; MOUSAVI, S.M.; LI, M.; ZHOU, M. Advances in bioleaching for recovery of metals and bioremediation of fuel ash and sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 261, p. 428-440, 2018. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2018.04.033>.

GUEDES, M. J. F.; MOREIRA, F. G. S.; PAIVA, W.; CURI, R. C. Avaliação de emissões de biogás e geração de energia em aterro sanitário no semiárido brasileiro. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.3, p.188-203, 2018. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.003.0016>

GUIMARÃES, A. A. **As raízes e a minhoca. Jornal da minhoca**, v. 53, 2006.

GUPTA, A; RAJAMANI, P. Toxicity assessment of municipal solid waste landfill leachate collected in different seasons from Okhala landfill site of Delhi. **Journal of Biomedical Science and Engineering**, v. 8, n.6, p.357-369, 2015.

GUTIÉRREZ-GUTIÉRREZ, S.C.; COULON, F.; JIANG, Y.; WAGLAND, S. Rare earth elements and critical metal content of extracted landfilled material and potential recovery opportunities. **Waste Management**, v. 42, p.12-136, 2015.

GHERSA, C.M.; BENECH-ARNOLD, R.L.; MARTINEZ-GHERSA, M.A. The role of fluctuating temperatures in germination and establishment of Sorghum Hapelense: Regulation of germination at increasing depths. **Functional Ecology**, v. 6, p. 460-468, 1992.

GHIASINEJAD, H.; GHASEMI, M.; PAZOKI, M.; SHARIATMADARI, N.; Prediction of landfill leachate quantity in arid and semiarid climate: a case study of Aradkouh, Tehran. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 18, n. 3, 2021, p. 589-600. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02843-5>

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v.141, p.259-270, 2017.

GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). **Relatório do Monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande - PB**. Nº 004/2018.

GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). **Relatório do Monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande - PB**. Nº 005/2019.

GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). **Relatório do Monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande - PB**. Nº 006/2020.

HOAI, S.T.; LAN, H. N.; VIET, N. T. T.; HOANG, G. N.; KAWAMOTO, K. Characterizing seasonal variation in landfill leachate using leachate pollution index (LPI) at nam son solid waste landfill in Hanoi, Vietnam. **Environments - MDPI**, v. 8, n. 3, p. 1-11, 2021.

HONG, Y.K.; YOON, D.H.; KIM, J.W.; CHAE, M.J.; KO, B.K.; KIM, S.C. Ecological risk assessment of heavy metal-contaminated soil using the triad approach. **Soils Sediments**, v. 21, p. 2732-2743, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02750-9>

HUSSEIN, M.; YONEDA K.; ZAKI, Z.M.; OTHMAN, N.; AMIR, A. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v.12, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>

IDEHAI, I. M.; AKUJIEZE, C. N. Assessment of some physiochemical impacts of municipal solid waste (MSW) on soils: a case study of landfill areas of Lagos, Nigeria. **British Journal of Applied Science & Technology**, v. 4, n. 33, p. 4623, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades**. 2010. Disponível em: <<http://ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?lang=&codmun=250400&search=paraiba|campina-grande|infograficos:-dados-gerais-do-municipio>>. Acesso em: 18 maio. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativa populacional**. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/campina-grande.html>>. Acesso em: 22 out. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativa populacional**. 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/campina-grande.html>>. Acesso em: 22 mar. 2022.

ISO. International Organization for Standardization. **ISO 11268-1**: soil quality: effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*): part 1: M: determination of acute toxicity using artificial soil substrate. Geneva, 2012.

ISO. International Organization for Standardization. **ISO 11268-2**: soil quality: effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*): part 2: determination of effects on reproduction. Geneve, 2012.

JEMEC, A., TIŠLER T.; GOTVAJN, A. Ž. Assessment of landfill leachate toxicity reduction after biological treatment. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 62, n. 2, p.210-21, 2012.

JONSSON, S.; EJLERTSSON, J.; LEDIN, A.; MERSIOWSKY, I.; SVENSSON, B.H. Mono- and diesters from o-phthalic acid in leachates from different European landfills. **Water Research**, v. 37, p. 609-617, 2003. doi: 10.1016/S0043-1354(02)00304-4 12688695

JÓZWIAK, M.M.A.; JÓZWIAK, M.M.A.; KOZŁOWSKI, R.; ZELEZIK, M. Zooremediation of leachates from municipal waste using *Eisenia fetida* (SAV.). **Environmental Pollution**, v. 254, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.039>.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: Maturação e qualidade do composto**. São Paulo: Piracicaba, 1998.

KOLESNIKOV, S.; MINNIKOVA, T.; KAZEEV, K. AKIMENKO, Y.; EVSTEGNEEVA, N. Assessment of the Ecotoxicity of Pollution by Potentially Toxic Elements by Biological Indicators of Haplic Chernozem of Southern Russia (Rostov region). **Water Air Soil Pollution**, v 233, n. 18, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05496-3>

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 297-336, 2002.

KLAUCK, C.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 57- 62, 2015.

KLAUCK, C. R.; GIACOBBO, A.; ALTENHOFEN, C.G.; SILVA, L.B.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A.M.; RODRIGUES, M.A.S. Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and absorption. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 246 - 255, 2017.

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**, v.19, n.2, p.541-551, 2017.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

KNISZ, J.; SHETTY, P.; WIRTH, R.; MARÓTI, G.; KARCHES, T.; DALKÓ, I.; BÁLIET, M.; VADKERTI, E.; BÍRÓ, T. Genome-level insights into the operation of an on-site biological wastewater treatment unit reveal the importance of storage time, **Science. Total Environmental**, v. 766, 2021. [10.1016/j.scitotenv.2020.144425](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144425)

KREWSKI, D.; BIRD, M.; AL-ZOUGHLOO, M.; BIRKETT, N.; BILLARD, M.; MILTON, B.; RICE, J.M.; GROSSE, Y.; COGLIANO, V.J.; HILL, M.A.; BAAN, R.A.; LITTLE, J.; ZIELINSKI, J.M. Key characteristics of 86 agents known to cause cancer in humans, **Toxicology and Environmental, Health Part B**, v. 22 p. 244-263, 2019, [10.1080/10937404.2019.1643536](https://doi.org/10.1080/10937404.2019.1643536)

LEE, H.; COULON, F.; WAGLAND, S.T. Influence of pH, depth and humic acid on metal and metalloids recovery from municipal solid waste landfills, **Science of The Total Environment**, v, 806, Part 1, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150332>.

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

LEITE, H. E. A. S.; NETO, J. M. V.; MONTEIRO, V. E. D.; SILVA, S. A. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Campina Grande-PB**. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL –SILUBESA, 23, 2008.

LI, G.; CHEN, J.; YAN, W.; SANG, N. A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L. (maize). **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 55, n. 2008, p. 206–213, 2017.

LIU, H.; LIANG Y.; ZHANG, D.; WANG, C.; LIANG, H.; CAI, H. Impact of MSW landfill on the environmental contamination of phthalate esters. **Waste Management**, v. 30, p.1569-1576, 2010. doi: 10.1016/j.wasman.2010.01.040 20202809

LIU, X.; SHI, L.; GU, J.D. Microbial electrocatalysis: redox mediators responsible for extracellular electron transfer. **Biotechnology Advances**, v. 36, n.7, p. 1815-1827, 2018. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2018.07.001>.

LIBÂNIO, P.A. C. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume**. 2002. 156 f. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

LIMA, P. G.; DESTRO, G. E.; BRAGA JUNIOR, S. S.; FORTI, J. C. GRAVIMETRIC ANALYSIS OF URBAN SOLID WASTE FROM A SANITARY LANDFILL. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, Tupã, São Paulo, Brazil, v. 12, n. 4, p. 410-426, 2018. DOI: 10.18011/bioeng2018v12n4p410-426

LIN, S.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. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00403-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00403-5)

LISBÔA, R.M.; STORCK, T. R.; SILVEIRA, A. O.; WOLFF, D.; TIECHER, T.L.; BRUNETTO, G.; CLASEN, B. Ecotoxicological responses of *Eisenia andrei* exposed in field-contaminated soils by sanitary sewage. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 2014, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112049>

LYUBENOVA, M.; BOTEVA, S. **Biotests in Ecotoxicology: Current Practice and Problems**. In *Toxicology: New Aspects to This Scientific Conundrum*, edited by Sonia Soloneski, Marcelo Larramendy. London: IntechOpen, 2016. 10.5772/64776

LOMBARDI, J.V. Fundamentos de Toxicologia Aquática. In: **Sanidade de organismos aquáticos**. ed. Varela, p.263-272, 2004.

LUO, H.; ZENG, Y.; CHENG, Y.; HE, D.; PAN, X. Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 135468, 2020.

LUCENA, L.G.; ROCHA, E. M. R.; SILVA, F. L. H.; CAHINO, A. M. Otimização multivariada do processo foto-Fenton solar na remoção da demanda química de oxigênio em lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.3, p.499-507, 2018.

LU, M. C.; CHIOU, M. R.; CHEN, M.Y.; FAN, H. J. Occurrence and treatment efficiency of pharmaceuticals in landfill leachates. **Waste Management**, v. 55, p. 257-264, 2016.

LUMBAQUE, E. C.; GOMES, M.F.; CARVALHO, V.S.; FREITAS, A.M.; TIBURTIUS, E.R.L. Degradation and ecotoxicity of dye Reactive Black 5 after reductive-oxidative process. **Environmental Science and Pollution Research**, v.24, p. 6126-6134, 2017.

MAIA, I. S.; RESTREPO, J.J.B.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; FRANCO, D. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 665-675, 2015.

MAIA, I. S. **Avaliação de lagoas anaeróbias em escala real no tratamento de lixiviados: estudo de caso**. 2015. 276p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MAIORAMA, S.; TEOLDI, F.; SILVANI, S.; MANCINI, A.; SANGUINETI, A.; MARIANI, F.; CELLA, C.; LOPEZ, A.; POTENZA, M.A. C.; LODI, M.; DUPIN, D.; SANVITO, T.; BONFANTI, A.; BENFENATI, E.; BADERNA, D. Phytotoxicity of wear debris from traditional and innovative brake pads. **Environment International**, n.123, v. 2019, p. 156-163, 2019. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.057>.

MAITI, S.K.; DE, S.; HAZRA, T.; DEBSARKAR, A.; DUTTA, A. Characterization of Leachate and Its Impact on Surface and Groundwater Quality of a Closed Dumpsite – A Case Study at Dhapa, Kolkata, Índia. **Procedia Environmental Sciences**, v.35, p.391 - 399, 2016.

MACHADO, A.A.; AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P.; CARRASCHI, S.P.; CRUZ, C.; MACHADO-NETO, J. G. Toxicidade aguda e risco ambiental do antibiótico oxitetraciclina para tilápia (*Oreochromis niloticus*), *Daphnia magna* e *Lemna minor*. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.68, n.5, p.1244-1250, 2016.

MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S. **A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos**. *Oecol. Bras.* v.12, n.3, p. 355-381, 2008.

MALLICK, S.P. (2017). **Method development for aquatic humic substance isolation and its application to landfill leachate**. Thesis for: Master of Science in Environmental Engineering. 10.13140/RG.2.2.21573.99046.

MANAHAM, S.E. **Toxicological Chemistry**. 2. ed. New York, Lewis Publisher, p. 249-251, 1992.

MARANHO, L. A.; BOTELHO, R. G.; NOGUEIRA, L. A.; TORNISIELO, V. L. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.1, p.195-201, 2017.

MAVAKALA, B.K.; LE FAUCHEUR, S.; MULAJI, C.K.; LAFFITE, A.; DEVARAJAN, N.; BIEY, E.M.; GIULIANI, G.; OTAMONGA, Jean-Paul.; KABATUSUILA, P.; MPIANA, P.T.; POTÉ, J. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests. **Waste Management**, v. 55, p. 238-248, 2016.

MEDEIROS, B. L.; MÓDENES, A. N.; DALL'OGGIO, I. C.; PAULI, A. R. COLOMBO, A. **Avaliação da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário pós-tratamento fotofenton.** In: Congresso ABES - FENASAN, 2017.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca.** 2003. 127p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MENEZES, R.O.; CASTRO, S.R.; SILVA, J.B.G.; TEIXEIRA, G.P.; SILVA, M.A. M. Análise estatística da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n.2, p. 271-282, 2019.

MIAO, L.; YANG, G.; TAO, T.; PENG, Y. Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 235, n. November 2018, p. 178-185, 2019.

MINAS GERAIS (Estado). **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01, de 05 de 71 maio de 2008.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

MISHRA S.; BHARAGAVA, R.N.; MORE, N.; YADAV, A.; ZAINITH, S.; MANI, S.; CHOWDHARY, P. Heavy Metal Contamination: An Alarming Threat to Environment and Human Health. Em: Sobti R., Arora N., Kothari R. (eds) **Environmental Biotechnology: For Sustainable Future**, p.103-125, 2019. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7284-0_5

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

MONDELLI, G.; GIACHETI, H. L.; HAMADA, J. Avaliação da contaminação no entorno de um aterro de resíduos sólidos urbanos com base em resultados de poços de monitoramento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 169-182, 16 abr. 2016.

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

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

MOREL, J.L., COLIN, F., GERMON, J.C., GODIN, P., JUSTE, C. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In Composting of Agricultural and Other Wastes, ed. J.K.R. Gasser. **Elsiever Applied Scienc**, p. 56-72. 1985.

MOSCHEM, J. C.; GONÇALVES, P. R. Impact of Heavy Metals: An Analysis of Biochemical and Cellular Effects. **Health and Biosciences**, v.1, n.2, p. 88-100, 2020.

MUKHERJEE, S.; MUKHOPADHYAY, S.; HASHIM, M. A.; GUPTA, B. S. Contemporary environmental issues of landfill leachate: Assessment and remedies. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 5, p. 472-590, 2015.

MKHININI, M.; BOUGHATTAS, I.; BOUSSERHINE, N.; BANNI, M. Biochemical and transcriptomic response of earthworms *Eisenia andrei* exposed to soils irrigated with treated wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 3, p. 2851-2863, 2019.

NASCIMENTO, S.C.; SILVA, E.M.; GOMES, N.A.; MELO, M.C. Influência de indicadores químicos presentes no lixiviado de aterro sanitário na inibição do crescimento de raízes de brassica oleracea. **Anais do V CONAPESC...** Campina Grande: Realize Editora, 2020. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/73098>. Acesso em: 02 fev.2022.

NASCIMENTO, J. C. F. (2007). 160f. **Comportamento Mecânico dos Resíduos Sólidos Urbanos” São Carlos - SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Programa de Engenharia Civil.

NASCIMENTO, S. C. **Ecotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando minhocas e sementes como organismos-teste**. 2021. 109 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

NEERATANAPHAN, L.; KAMOLLERD, C.; SUWANNATHADA, P.; SUWANNATHADA, P.; TENGJAROENKUL, B. Genotoxicity and Oxidative Stress in Experimental Hybrid Catfish Exposed to Heavy Metals in a Municipal Landfill Reservoir. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.17, n.6, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph17061980>

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1-12, 2017.

NIEMEYER, J. C.; CARDOSO, E. J. B. N.; NUNES, M. E. T.; ALVES, P. R. L.; MARTINES, A. M.; ANDREA, M. M.; BROWN, G. G.; NIVA, C. C. Preparo do substrato teste. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. (Org.). **Ecotoxicologia Terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas**. Brasília: Embrapa, 2019.p. 143-151.

NIVA, C. C.; NIEMEYER J.C.; SILVA JÚNIOR, F.M. R.; NUNES, M.E.T.; SOUSA, D.L.; ARAGÃO, C.W.S.; SAUTTER, K.D.; ESPINDOLA, E.G.; SOUSA, J.P.; RÖMBKE, J. Soil ecotoxicology in Brazil is taking its course. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 11, p. 11363-11378, 2016.

NUNES, M. E. T. **Avaliação dos efeitos de agrotóxicos sobre a fauna edáfica por meio de ensaios ecotoxicológicos com *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) e com comunidade natural de solo.** Universidade de São Paulo, 2010.

OECD (1984), *Test No. 207: Earthworm, Acute Toxicity Tests*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264070042-en>.

OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. **Earthworm reproduction tests (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*).** Paris, 2004a. (OECD. Guideline for the testing of chemicals, 222).

OLIVEIRA, B. O. S.; OLIVEIRA, L. F.; MOURA, D. B. Avaliação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos gerados no conjunto Uruapiara do Município de Humaitá-AM. **Scientia Amazonia**, v. 6, n. 2, 58-62, 2017.

OLIVEIRA, E. C.; NOGUCHI, H.S.; GUEDES, S. D. A.; CALLEJAS, J.G. C.; SANTOS, A.A.; ALMEIDA, E. A.; SILVA, W.T.P. Caracterização físico-química de lixiviado produzido em um aterro em escala experimental. In: XIV ENEEAmb, II Fórum Latino de Engenharia e Sustentabilidade, e I SBEA, Brasília, DF, 2016... **Anais**.

OLIVEIRA, F. S. J.; JUCÁ, F.T.J. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, p.211-217, 2004.

OLIVEIRA, L. R. G.; SANTOS FILHO, D.A.; VASCONCELOS, K. C.; LUCENA, T.V.; JUCA, J.F.T.; SANTOS, A F.M.S. Methanization potential of anaerobic biodigestion of solid food waste. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n.1, p.69-73, 2018.

OLIVEIRA, M. N.P. B. V. **Reutilização de áreas de lixões encerrados: aspectos jurídicos e ensaios ecotoxicológicos em chorume do lixão de Santa Cruz – RJ.** Rio de Janeiro, 2017. 106p. Dissertação de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

OSADA, T.; NEMOTO, K.; NAKANISHI, H.; HATANO, A.; SHOJI, R.; NARUOKA, T.; YAMADA, M. Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates. **International Scholarly Research Network**. ISRN Toxicology. 6 p, 2011.

ØYGARD, J.K.; MÅGE, A.; GJENGEDAL, E. Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate. **Water Research**, v. 38, p. 2851-2858. 2004.

PAIXÃO FILHO, J.L **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro.** 2017. 246 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Unicamp, Campinas, SP.

PABLOS, M. V.; MARTINI, F.; FERNÁNDEZ, C.; BABÍN, M. M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTÍNEZ, J.; CARBONELL, G.; SAN-SEGUNDO, L.; GARCÍA-HORTIGÜELA, P.; TARAZONA, J. V. Correlation between physicochemical and

ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1841-1847, ago. 2011.

PALM, E.R.; NISSIM, W. G.; ADAMCOVÁ, D.; PODLASEK, A.; JAKIMIUK, A.; VAVERKOVÁ, M.D. *Sinapis alba* L. and *Triticum aestivum* L. as biotest model species for evaluating municipal solid waste leachate toxicity, **Journal of Environmental Management**, v. 302, Part A, 2022, 114012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114012>.

PANZARINO, O.; HYRŠL, P.; DOBEŠ, P.; VOJTEK, L.; VERNILE, P.; BARI, G.; TERZANO, R.; SPAGNUOLO, M.; LILLO, E. Rank-based biomarker index to assess cadmium ecotoxicity on the earthworm *Eisenia andrei*. **Chemosphere**, v.145, p.480-486, 2016. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.077

PARANÁ (Estado). **Resolução CEMA nº 081/2010, do Estado do Paraná**. Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Curitiba, 2010.

PEIXOTO, A.L.C.; SALAZAR, R.F.S.; BARBOZA, J.C.S.; IZÁRIO FILHO, H.J. Characterization of controlled landfill leachate from the city of Guaratinguetá - SP, Brazil. **Ambiente e Água**, v. 13 n. 2, p. 1-16, 2018.

PELOZATO, M. **Valores de referência de cádmio, cobre, manganês e zinco para solos de Santa Catarina**. 70p. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lajes. 2008.

PEREIRA, P. C. G.; SOARES, L. O. S.; SALES JÚNIOR, S. F.; SAGGIORO, E. M.; CORREIA, F. V.; Sub-lethal effects of the pesticide imazalil on the earthworm *Eisenia andrei*: reproduction, cytotoxicity, and oxidative stress. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 27, p. 33474-33485, 2020.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gasproduction from landfills. **Tech Project**, n. E20 G01, 1985.

POMPÊO, M.; CARLOS, V.M.; NISHIMURA, P. Y.; SILVA, S. C.; DOVAL, J. C. L. (orgs). Ecologia de reservatórios e interfaces. In: SILVA, D.C.V.R.; POMPÊO, M.; PAIVA, T.C.B. In: **A ecotoxicologia no contexto atual no Brasil**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. cap. 22, p.340-353.

PRIAC, A.; BADOT, P. M.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes Rendus Biologies**, v. 340, p. 188-194, 2017.

PRZYDATEK, G. The analysis of the possibility of using biological tests for assessment of toxicity of leachate from an active municipal Environmental. **Toxicology and Pharmacology**, v.67, p.94-101, 2019.

PRZYBYLINSKA, P.A.; WYSZKOWSKI, M. Environmental contamination with phthalates and its impact on living organisms. **Ecological Chemistry and Engineering S**. n.23, v.2, p. 347-356, 2016.

QIU, A.; CAI, Q.; ZHAO, Y.; GUO, Y.; ZHAO, L. Evaluation of the Treatment Process of Landfill Leachate Using the Toxicity Assessment Method. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.13, n.12, 2016.

QU, C.; CHEN, W.; HU, X.; CAI, P.; CHEN, C.; YU, X.Y.; HUANG, Q. Heavy metal behaviour at mineral-organo interfaces: mechanisms, modelling and influence factors. **Environment International**, v.131. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104995>

RAO, J. V.; PAVAN, S. Y.; MADHAVENDRA, S. S. Toxic effects of chlorpyrifos on morphology and acetylcholinesterase activity in the earthworm, *Eisenia foetida*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 54, n. 3, p. 296-301, 2003.

RADWAN, M.A.; EL-GENDY, K.S.; GAD, A.F. Biomarker responses in terrestrial gastropods exposed to pollutants: A comprehensive review, **Chemosphere**, v. 257, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127218>.

RAJAN, S.; ZULKEPLI, M. H. A. B.; MOHD SHAHID, N. S. B.; ISHAK, A. R.; SHAFIE, F. A. B; MOHD YATIM, S. R. B.; Phytotoxicity of leachate from closed sanitary landfill on Mung Bean Seed (*Vigna radiata*). **Healthscope**, v.1, p. 189-192, 2020.

RAMIRES, M. F.; SOUZA, E. L.; VASCONCELOS, M.C.; CLASEN, B. E.; FONTANIVE, D. E.; BIANCHETTO, R.; CEZIMBRA, J.C.G.; ANTONIOLLI, Z.I. Enzyme assays and toxicity of pig abattoir waste in *Eisenia andrei*. **Environmental Pollution**, v. 260, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113928>

RAMOS, B.F. (2007). **Indicadores de qualidade dos resíduos da construção civil do município de Vitória-ES**. 2007. 161 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of aquatic toxicology**. Washington, 665p. 1985.

RAND, G. M., WELLS, P. G., McCARTY, L. S. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment**. 2.ed., Taylor & Francis Washington. DC, 1995, 1125p

REIS, J. A. T; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.14, n.3. p. 353-362. 2009.

REDDY, N. C.; RAO, J. V. Biological response of earthworm, *Eisenia fetida* (Savigny) to an organophosphorous pesticide, profenofos. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, n. 2, p. 574-582, 2008.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POUNAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **J. Hazard. Mater**, v. 150, p. 468-493, 2008.

RESTREPO, J.J.B.; FLHOR, L.; MELEGARI, S.P.; COSTA, C. H.; FUZINATTO, C.F.; CASTILHOS Jr, A.B.; MATIAS, W.G. Correlation between acute toxicity for *Daphnia*

magna, *Aliivibrio fischeri* and physicochemical variables of the leachate produced in landfill simulator reactors. **Environmental Technology**, v. 38, n.22, p.2898-2906, 2017. DOI: 10.1080/09593330.2017.1281352

RIEDL, S.A.B.; VÖLKL, M.; HOLZINGER, A.; JASINSKI, J.; JÉRÔME, V.; SCHEIBEL, T.; FELDHAAR, H.; FREITAG, R. Cultivo in vitro de células intestinais primárias de *Eisenia fetida* como base para estudos ecotoxicológicos. **Ecotoxicologia**, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02495-2>

RIBEIRO, V.R.A. **Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural**. 2019. 88p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; MELO, M. C.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. D. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 1-9, 2016.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Norma Operacional Padrão INEA - n. 008/2018**. Dispõe sobre critérios e padrões para controle da ecotoxicidade aguda em efluentes líquidos. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/NOP-INEA-08.pdf>. Acesso em 05 de fev. 2022

RIO GRANDE DO SUL (Estado). **Fundação Estadual de Proteção Ambiental - FEPAM n. 66/2017**. Dispõe sobre o estabelecimento da frequência de monitoramento de toxicidade para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no território do Estado do Rio Grande do Sul, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/LEGISLACAO/ARQ/PORTARIA066-2017.PDF>. Acesso em 05 de fev. 2022.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water Research**, vol. 45, n. 15, p. 4311-4340, 2011.

RODRIGUES, N. L.V. B.; PAWLOWSKY, U. Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos classe II A – não inertes e classe II B – inertes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.1, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000100002>

RODRIGUEZ-SEIJO, A.; LOURENÇO, J.; ROCHA-SANTOS, T.A.P.; COSTA, J.; DUARTE, A.C.; VALA, H.; PEREIRA, R. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. **Environmental Pollution**, 220, p.495–503, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092>

ROMANI, Andrea Pitanguy; SEGALA, Karin. **Planos de resíduos sólidos: desafios e oportunidades no contexto da Política Nacional de Resíduos Sólidos**, 98p., Rio de Janeiro, IBAM, 2014. Disponível em: Acesso em: 05 jan 2022.

RONG, L.; ZHANG, C.; JIN, D.; DAI, Z. Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill, **Journal of Cleaner Production**, v.142, Part 1, p. 413-419, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.050>.

ROSNER, A.; ARMENGAUD, J.; BALLARIN, L.; BARNAY-VERDIER, S.; CIMA, F.; COELHO, A.V.; DOMART-COULON, I.; DROBNE, D.; GENEVIÈRE, A.; KOKALJ, A.J.; KOTLARSKA, E.; LYONS, D.M.; MASS, T.; PAZ, G.; PAZDRO, K.; PERIĆ, L.; RAMŠAK, A.; RAKERS, S.; RINKEVICH, B.; SPAGNUOLO, A.; SUGNI, M.; CAMBIER, S. Stem cells of aquatic invertebrates as an advanced tool for assessing ecotoxicological impacts, **Science of The Total Environment**, v. 771, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144565>

ROY, J.J.; SRINIVASAN, M.; CAO, B. Bioleaching as an Eco-friendly Approach for Metal Recovery From Spent NMC-based Lithium-ion Batteries at a High Pulp Density. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 9, n.8, p. 3060-3069, 2021. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c06573>.

RUBINGER, C.A. **Seleção de métodos biológicos para a avaliação toxicológica de efluentes industriais**. 2009. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais.

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

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Resolução SMA n. 3, de 22 de fevereiro de 2000**. Dispõe sobre as relações que fixam a toxicidade permissível no controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo. São Paulo, 2000.

SACKEY, L.N.A.; KOČÍ, V.; VAN GESTEL, C.A.M. Ecotoxicological effects on *Lemna minor* and *Daphnia magna* of leachates from differently aged landfills of Ghana, **Science of The Total Environment**, v. 698, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134295>.

SAGGIORO, E. M.; SANTO, D. G.E.; SALES JÚNIOR, S.F.; HAUSER-DAVIS, R. A.; CORREIA, F.V. Lethal and sublethal effects of acetamiprid on *Eisenia andrei*: Behavior, reproduction, cytotoxicity and oxidative stress, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.183, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109572>.

SALES JUNIOR, S.F. **Avaliação ecotoxicológica de lixiviado de aterro de resíduos sólidos utilizando minhocas da espécie *Eisenia andrei*: estresse oxidativo, citotoxicidade e genotoxicidade**. 2019. 105 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2019.

SALES JUNIOR, S.F.; MANNARINO, C.F.; BILA, D. M.; PARENTE, C.E.T.; CORREIA, F.V.; SAGGIORO, E.M. Lethal and long-term effects of landfill leachate on *Eisenia andrei* earthworms: Behavior, reproduction and risk assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 285, p. 112029, 2021.

SANTA CATARINA (Estado). **Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina Portaria n. 017/02: Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens**. Santa Catarina, 2002.

SANTOS, G.O.; MOTA, F. S. B. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares de Fortaleza/CE Dispostos no Aterro Sanitário de Caucaia/CE. **Tecnologia**. Fortaleza, v. 31, n. 1, p. 39-50, 2010.

SANTOS, M. M.; HOPPE-JONES, C.; SNYDER, S.A. DEET occurrence in wastewaters: Seasonal, spatial and diurnal variability - mismatches between consumption data and environmental detection, **Environment International**, v. 132, 2019. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105038

SANTOS, H. A. P.; CASTILHOS JÚNIOR.; NADALETI, W.C.; LOURENÇO, V.A. Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 36, p. 45108-45120, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10397-9>

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA Jr., G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v. 55, n.2, p. 207-214, 2004.

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

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. **Matéria**, v.20, n.4, p.840-851, 2015.

SILVA, A. S. **Avaliação da Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande – PB**. 2012. 139p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande - PB.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande - PB**. 2015. 81p. Dissertação (Dissertação de mestrado), Centro de Tecnologias e recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande - PB.

SILVA, L. F.; COSTA, A. M.; QUINTAES, B.R.; CAMPOS, J.C. **Importância da utilização de bioensaios com diferentes níveis tróficos para a avaliação da ecotoxicidade de lixiviados de aterros sanitários**. CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA. Aracaju, SE, 15, 2018.

SILVA, L. M.; ALVES, V. M.; DANTAS, E.R.B.; SCOTTI, L.; LOPES, W.S.; MURATOV, E.N.; SCOTTI, M. T.; Chemical safety assessment of transformation products of landfill leachate formed during the Fenton process, **Journal of Hazardous Materials**, v. 419, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126438>.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. DEC/CCT/UFGP, Campina Grande-PB, 2001, 270p.

SILVA, D.C.V.R.; POMPÊO, M.; PAIVA, T.C.B. In: **A ecotoxicologia no contexto atual no Brasil**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. cap. 22, p. 340-353. Disponível

em: <http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._22_Ecotoxicologia.pdf>. Acesso em 15 de março/2021.

SIMÕES, B.F.; MAZUR, N.; CORREIA, M.E.F.; NIEMEYER, J.C.; MATOS, T. S. Ecotoxicity test as an aid in the determination of copper guideline values in soils, **Ciência Rural**, v.50, n. 6, 2020. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180961>

SIMÕES, G.F.; CATAPRETA, C.A.A. Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil. **Waste Management**, v. 33, n. 2, p. 420-430, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.001>

SINGH, S.; ELUMALAI, S. P.; PAL, A. S. Rain pH estimation based on the particulate matter pollutants and wet deposition study. **Science of the Total Environment**, v. 563-564, p. 293-301, 2016.

SINGH, S.; SINGH, J.; VIG, A. P. Earthworm as ecological engineers to change the physico-chemical properties of soil: Soil vs vermicast. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 1-5, 2016.

SIQUEIRA, H. E.; SOUZA, A. D.; BARRETO, A. C.; ABDALA, V. L. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Nova Ponte (MG). **DAE**, n. 202, p.39-52, 2016.

SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. **Princípios de Toxicologia Ambiental**, Interciência. Rio de Janeiro, Brasil, 2013, 198 p.

SISINNO, C.L.S.; NIEMEYER, J.C.; SEGAT, J.C.; OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; NIVA, C.C.; BROWN, GG. **Importância e aplicações dos ensaios ecotoxicológicos com oligoquetas**. In: NIVA, C.V e BROWN, G.G, (org.). Ecotoxicologia Terrestre Métodos e Aplicações dos Ensaios com Oligoquetas. Brasília, DF, 2019. cap. 2, p. 45-70.

SOARES, P.R.L.; ANDRADE, A.L.C.; SANTOS, T.P.; SILVA, S.C. B.L.; SILVA, J.F.; SANTOS, A.R.; SOUZA, E.H.L.S.; CUNHA, F.M.; TEIXEIRA, V.W.; CADENA, M.R.S.; SÁ, F.B.; CARVALHO JÚNIOR, L.B.; CADENA, P.G. Acute and chronic toxicity of the benzoylurea pesticide, lufenuron, in the fish, *Colossoma macropomum*. **Chemosphere**, v. 161, p. 412-421, 2016.

SOUSA, A. N.; JUCÁ, J. F.T.; SILVA JÚNIOR, D.B.; OLIVEIRA, J.P.F.; SALES, J.S. **Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares da região administrativa sul do município de Teresina/PI**. In: 14 SIBESA – Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu/PR, 18 a 20 de junho de 2018.

SOUSA, J.P.; NIVA, C.C. **Dados de ecotoxicidade e desenho experimental**. In: Ecotoxicologia Terrestre Métodos e Aplicações dos ensaios com Oligoquetas. cap.10. p.163-166, 2019.

SOUZA, Z. H.; MOURA, V. S. F.; MACHADO, B.L. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares dispostos no lixão do município de Mineiros – Goiás. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.5, p.31392-31401, 2020. <https://doi10.34117/bjdv6n5-556>

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y.; DEUS, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v.9, n.3, p.95-106, 2018.

ŠOURKOVUMA, M.; ADAMCOVUMA, D.; ZLOCH, J.; SKUTNIK, Z.; VAVERKOVU, M.D. Evaluation of the Phytotoxicity of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill: The Case Study of Bukov Landfill. **Environments**, v.7, n.12, p.111, 2020. <https://doi.org/10.3390/environments7120111>

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

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

SOTO, J. M.; BLÁZQUEZ, G.; CALERO, M.; QUESADA, L.; GODOY, V.; MARTÍN-LARA, M.Á. A real case study of mechanical recycling as an alternative for managing of polyethylene plastic film presented in mixed municipal solid waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 777-787, 2018.

SUPERINTENDÊNCIA DE ADMINISTRAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (SUDEMA). **NT 301 DE 24 de fevereiro de 1988**. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Paraíba: SUDEMA, 1988.

SCHIEDECK, G.; PASINI, A.; ALVES, P. R. L.; NIVA, C. C.; CANTELLI, K.; BUCH, A. C.; BROWN, G. G.; MARTIN, J. D. Criação e manutenção dos organismos. In: NIVA, C. C.; BROWN, G. G. (Org.). **Ecotoxicologia Terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas**. Brasília: Embrapa, 2019. p. 167-181.

SCHIEDECK, G.; STRASSBURGER, K. F.S.; SILVEIRA, E. F.; HOLZ, F. P. **Alimentação de minhocas: teste de aceitação do alimento**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2010. 8 p. (Comunicado técnico, 236).

SHARMA, P.; KUMAR, S. Characterization and phytotoxicity assessment of organic pollutants in old and fresh municipal solid wastes at open dump site: A case study, **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, 2021, 101938. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101938>.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Série histórica**. Resíduos Sólidos. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/municipio/index#>>. Acesso em 27 Mar.2022.

SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A.; WADOWCZYK, A. Changes of a Landfill Leachate Toxicity as a Result of Treatment With *Phragmites australis* and *Ceratophyllum demersum*—A Case Study. **Environmental Science**, v. 10, 2021. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.739562>

TEIXEIRA, C. A.; FRANÇA, F. O. M.; RITTER, E.; BILA, D. M. **Avaliação Ecotoxicológica de Lixiviados de Dois Aterros Sanitários de Grande Porte e de um Lixão Desativado Localizados na Região Metropolitana do Rio de Janeiro.** In: Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica: O Futuro Sustentável do Brasil passa por Minas, 18, p 19-22. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2016.

TÍQUIA, S. M.; TAM N.F.Y; HODGKISS, I. J. Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter. Hong Kong. **Environmental Pollution**, v.93, n.3, p.249-256, 1996.

TORRES, N. H.; SOUZA, B. S.; FERREIRA, L.F.R. ; LIMA, A.S.; SANTOS, G. N.; CAVALCANTI, E.B. Real textile effluents treatment using coagulation/flocculation followed by electrochemical oxidation process and ecotoxicological assessment. **Chemosphere**, v. 236, p.124309, 2019.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues.** USA: McGraw-Hill, 1993. 978 p.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: Principles, Objectives and Perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v.1, p.151-173, 1977.

TSARPALI, V.; KAMILARI, M.; DAILIANIS, S. Seasonal alterations of landfill leachate composition and toxic potency in semi-arid regions, **Journal of Hazardous Materials**, v. 233-234, p. 163-171, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.007>

UWIZEYIMANA, H.; WANG, M.; CHEN, W.; KHAN, K. The eco-toxic effects of pesticide and heavy metal mixtures towards earthworms in soil, **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 55, p. 20-29, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.08.001>.

VAHABIAN, M.; HASSANZADEH, Y.; MAROFI, S. Assessment of landfill leachate in semi-arid climate and its impact on the groundwater quality case study: Hamedan, Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 1-19, 2019. <https://doi:10.1007/s10661-019-7215-8>

VASCONCELOS, D.V.; SILVA, L.L.S.; GUERRA, I.L.; CAMPOS, J. C. Estudo da tratabilidade de lixiviado gerado em um aterro controlado, **Ambiente e Água**, v. 12, n. 3, p.457 - 467, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1957>

VAN TURNHOUT, A. G.; BRANDSTÄTTER, C.; KLEEREBEZEM, R.; FELLNER, J.; HEIMOVAARA, T.J . Theoretical analysis of municipal solid waste treatment by leachate recirculation under anaerobic and aerobic conditions. **Waste Management**, v. 71, p. 246-254, 2018.

VAVERKOVÁ, M. D.; ZLOCH, J.; ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M.; VYHNÁNEK, T.; TROJAN, V.; WINKLER, J.; ĐORĐEVIĆ, B.; ELBL, J.; BRTNICKÝ, M. Landfill Leachate Effects on Germination and Seedling Growth of Hemp Cultivars (*Cannabis Sativa* L.). **Waste and Biomass Valorization**, v. 10, n. 2, p. 369-376, 2019.

VAVERKOVÁ, M. D.; ELBL, J.; KODA, E.; ADAMCOVÁ, D.; BILGIN, A.; LUKAS, V.; PODLASEK, A.; KINTL, A.; WDOWSKA, M.; BRTNICKÝ, M.; ZLOCH, J. Chemical composition and hazardous effects of leachate from the active municipal solid waste landfill surrounded by farmLands. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 11, p. 1-20, 2020.

VIEIRA, E.M.S. **AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO E RESISTÊNCIA AO CISALHAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DISPOSTOS EM ATERRO SANITÁRIO**. 34f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, 2018.

VON SPERLING, M., **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

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

WANG, W; KETURI, P.H. Comparative Seed Germination Tests Using Ten Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample. **Water, Air and Soil Pollution**, 52, p. 369-376, 1990.

WANG, K.; QIAO, Y.; ZHANG, H.; YUE, S.; LI, H.; JI, X.; LIU, L. Bioaccumulation of heavy metals in earthworms from field contaminated soil in a subtropical area of China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, n. 2017, p. 876-883, 2018.

WANG, G.; LU, G.; ZHAO, J.; YIN, P.; ZHAO, L. Evaluation of toxicity and estrogenicity of the landfill-concentrated leachate during advanced oxidation treatment: chemical analyses and bioanalytical tools. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p.16014-16024. 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6669-2>

WANG, K.; LI, L.; TAN, F.; WU, D. Treatment of landfill leachate using activated sludge technology: A review. **Archaea**, v. 2018, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/1039453>

WEBLER, A.D.; MAHLER, C.F.; DEZOTTI, M. Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, air stripping, ozonização e lodo ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.5, p.901-911, 2018.

WIDOMSKI, M.K.; STĘPNIEWSKI, W.; MUSZ-POMORSKA, A. Clays of different plasticity as materials for landfill liners in rural systems of sustainable waste management. **Sustainability**, v.10, p 7-10, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10072489>

WIJEKOON, P.; KOLIYABANDARA, P. A.; COORAY, A.T.; LAM, S. S.; ATHAPATTU, B.C.L.; VITHANAGE, M. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges, **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, 2022, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126627>

WOWKONOWICZ, P.; KIJEŃSKA, M. Phthalate release in leachate from municipal landfills of central Poland, **PLOS One**, v,12, n.3, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174986>

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A. Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 221, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112434>.

YANG, H.; YUE, B.; LIU, Y.; WU, X.; GAO, H.; ZHANG, Z.; YAN, Z. Rural solid waste - characteristics and leachate pollution assessment for different precipitation levels, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p.11234 -11244, 2019.

YANG, G.; CHEN, C.; YU, Y.; ZHAO, H.; WANG, W.; WANG, Y.; CAI, L.; HE, Y.; WANG, X. Combined effects of four pesticides and heavy metal chromium (VI) on the earthworm using avoidance behavior as an endpoint. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 157, p. 191-200, 2018. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.03.067.

YOUNIS, A. M.; AMIN, H.F.; ALKALADI, A.; MOSLEH, Y.Y. I. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish, Squids and Crustaceans from the Red Sea, Jeddah Coast, Saudi Arabia. **Open Journal of Marine Science**. v. 5, 2015, p. 369-378.

YUAN, Y.; WU, Y.; GE, X.; NIE, D.; WANG, M.; ZHOU, H.; CHEN, M. In vitro toxicity evaluation of heavy metals in urban air particulate matter on human lung epithelial cells. **Science of The Total Environment**, v. 678, p. 301-308, 2019. 10.1016/j.scitotenv.2019.04.431

XAYPANYA, P.; TAKEMURA, J.; CHIEMCHAI SRI, C.; SEINGHENG, H.; TANCHULING, M. A. N. Countries - Heavy Metal Partitioning in Municipal Solid Waste Leachate. **Environments**, n.5, v. 65, p. 1-24, 2018.

XIE, S.; MA, Y.; STRONG, P. J.; CLARKE, W.P. Fluctuation of dissolved heavy metal concentrations in the leachate from anaerobic digestion of municipal solid waste in commercial scale landfill bioreactors: The effect of pH and associated mechanisms. **Journal of hazardous materials**, v. 299, p. 577-583, 2015.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. “**Ecotoxicologia Aquática, Princípios e Aplicações**”, 2.ed. São Carlos: Rima, 2008.

ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. (Org.). **Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações**. São Carlos: RiMa. 2014. p. 1-13.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; VAITONYTE, I. Toxicological assessment of closed municipal solid-waste landfill impact to the environment. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 72, n. 4, 2016. DOI 10.5755/j01.arem.72.4.16555

ZEGUERROU, N.; ADJROUDI, R.; SI BACHIR, A.; EL OKKI, M.El H. Effect of the poultry droppings waste on the different life stage of *Eisenia fetida* (Savigny, 1826). **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 28, n. 2, 2021. DOI : 10.1504 / IJEW.2021.117191

ZWOLAK, A.; SARZYŃSKA, M.; SZPYRKA, E.; STAWARCZYK, K. Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: a Review. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, n. 7, 2019.

APÊNDICE A – Registro de Dados Ensaio com *Daphnia magna*

REGISTRO DE DADOS DE ENSAIO COM *Daphnia magna*

Ensaio n°: Dm 031/21	Nº. indivíduos/replicata: 5
Data Inicial: 17/03/21 Hora: 15:10	Data Final: 19/03/21 Hora: 15:10
Nº da amostra: 070/21	Responsável pelo ensaio: Larissa

Concentrações da Amostra	FT	Mobilidade por réplica				Imobilidade		Iniciais	Finais		
		1	2	3	4	Total	%	Temp. (°C)	pH	OD (mg/L)	Cond (mS ₂₅ /cm)
Controle	/	5	5	5	5	0	0	21,0	7,8	7,7	679
0,19%	512	5	5	5	5	0	0	/	/	/	759
0,39%	256	5	5	5	5	0	0	/	/	/	838
0,78%	128	5	5	5	5	0	0	/	/	/	967
1,56%	64	0	1	1	1	17	85	/	/	/	1264
3,12%	32	0	0	0	0	20	100	/	/	/	1765
6,25%	16	0	0	0	0	20	100	/	8,3	0,5	2740
12,5%	8	0	0	0	0	20	100	/	/	/	4670
25%	4	0	0	0	0	20	100	/	/	/	8210
50%	2	0	0	0	0	20	100	/	/	/	14410
100%	1	0	0	0	0	20	100	21,0	8,4	0,0	24200
FT = 128						CE ₅₀ = 1,22%					

CE(I)_{48h}: Concentração do agente tóxico que causa efeito agudo, imobilidade, a 50% dos organismos-teste em período 48h de exposição, nas condições do ensaio.

ND: Não Detectada

NC: Não Calculável

Dados Brutos Transcritos por: Larissa	Data: 19/03/21
---------------------------------------	----------------

ANALISE ESTATÍSTICA

TRIMMED SPEARMAN-KARBER (TSK) PROGRAM VERSION 1.5

ECOLOGICAL MONITORING RESEARCH DIVISION, U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, CINCINNATI, OHIO 45268

RAW DATA:	Concentration	Number	Mortalities
-----	< >	Exposed	
	.000	20	0
	.19	20	0
	.39	20	0
	.78	20	0
	1.56	20	17
	3.12	20	20
	6.25	20	20
	12.50	20	20
	25.00	20	20
	50.00	20	20
	100.00	20	20
SPEARMAN-KARBER TRIM:		.00%	
SPEARMAN-KARBER ESTIMATES:		EC50:	1.22
		95% LOWER CONFIDENCE:	1.10
		95% UPPER CONFIDENCE:	1.37