

**USO DE HORTALIÇAS COMO BIOINDICADORES PARA  
ENSAIOS FITOTÓXICOS AGUDOS E CRÔNICOS DO LIXIVIADO  
DE ATERRO SANITÁRIO**

*Por*

*Samara Teixeira Pereira*

*Tese de Doutorado apresentada à Universidade Federal da Paraíba para  
obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental*

**João Pessoa – Paraíba  
2024**



**USO DE HORTALIÇAS COMO BIOINDICADORES PARA  
ENSAIOS FITOTÓXICOS AGUDOS E CRÔNICOS DO LIXIVIADO  
DE ATERRO SANITÁRIO**

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

**Samara Teixeira Pereira**

**Orientadora: Prof. Dr.<sup>a</sup> Elisângela Maria Rodrigues Rocha**

**Coorientadora: Prof. Dr.<sup>a</sup> Albanise Barbosa Marinho**

**João Pessoa – Paraíba  
2024**

**Catalogação na publicação  
Seção de Catalogação e Classificação**

P436u Pereira, Samara Teixeira.

Uso de hortaliças como bioindicadores para ensaios fitotóxicos agudos e crônicos do lixiviado de aterro sanitário / Samara Teixeira Pereira. - João Pessoa, 2024.

140 f. : il.

Orientação: Elisângela Maria Rodrigues Rocha.

Coorientação: Albanise Barbosa Marinho.

Tese (Doutorado) - UFPB/CT.

1. Monitoramento de poluentes. 2. Sensibilidade aguda. 3. Germinação. 4. Endpoints crônicos. 5. Águas resíduárias. I. Rocha, Elisângela Maria Rodrigues. II. Marinho, Albanise Barbosa. III. Título.

UFPB/BC

CDU 504.5-047.36(043)

**USO DE HORTALIÇAS COMO BIOINDICADORES PARA ENSAIOS FITOTÓXICOS AGUDOS  
E CRÔNICOS DO LIXIVIADO DE ATERRA SANITÁRIO**

**SAMARA TEIXEIRA PEREIRA**

**Tese aprovada em 14 de novembro de 2024.**

**Período Letivo: 2024.2**

Documento assinado digitalmente

 **ELISANGELA MARIA RODRIGUES ROCHA**  
Data: 17/02/2025 09:46:46-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Elisângela Maria Rodrigues Rocha – UFPB**

**Orientador(a)**

Documento assinado digitalmente

 **ALBANISE BARBOSA MARINHO**  
Data: 18/02/2025 11:49:03-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Albanise Barbosa Marinho – UFPB**

**Orientador(a)**

Documento assinado digitalmente

 **LARISSA GRANJEIRO LUCENA**  
Data: 11/02/2025 14:04:25-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Larissa Granjeiro Lucena – UFPB**

**Examinador(a) Interno(a)**

Documento assinado digitalmente

 **CLAUDIA COUTINHO NOBREGA**  
Data: 12/02/2025 14:11:13-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Cláudia Coutinho Nóbrega – UFPB**

**Examinador(a) Externo(a)**

Documento assinado digitalmente

 **DANIELE MAIA BILA**  
Data: 19/02/2025 08:07:55-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Daniele Maia Bila – UERJ**

**Examinador(a) Externo(a)**

Documento assinado digitalmente

 **JULIANE MACIEL HENSCHEL**  
Data: 15/02/2025 09:55:10-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Juliane Maciel Henschel – UFPB**

**Examinador(a) Externo(a)**

Documento assinado digitalmente

 **NAIARA ANGELO GOMES**  
Data: 14/02/2025 22:01:24-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

**Prof(a). Dr(a). Naiara Angelo Gomes – UFCG**

**Examinador(a) Externo(a)**

**João Pessoa/PB**

**2024**

*“Dedico esta tese à memória dos meus queridos avós Edilson Teixeira e Rafael Pereira. Ainda que ausentes fisicamente, a presença de vocês continua viva em cada conquista minha, inspirando-me a seguir em frente e lembrando-me sempre que os maiores ensinamentos da vida vêm da simplicidade, da coragem e do amor.”*

## AGRADECIMENTOS

Esta tese não teria sido possível sem o apoio incondicional de tantas pessoas queridas, e é com o coração cheio de gratidão que registro meus agradecimentos.

Agradeço principalmente a DEUS pelo dom da vida e por todos os privilégios concedidos a mim, por me proporcionar tamanha coragem, determinação e sabedoria. Pela força e resiliência nos momentos de fraqueza e dificuldades. Obrigada, meu Mestre!

À minha orientadora, Prof. Elisângela, agradeço profundamente. Sua personalidade empática norteou a construção deste trabalho e suas orientações foram para além da academia, alcançaram a esfera pessoal, se tornando uma grande amiga, referência de mulher e de profissional apaixonada pelo que faz. Seu conhecimento, paciência, confiança e conselhos foram fundamentais para que eu pudesse ir além das minhas próprias expectativas. Sou eternamente grata por todo o aprendizado e inspiração.

À Prof.<sup>a</sup> Albanise, por aceitar e dedicar com tamanha maestria ao desafio em coorientar esta pesquisa que enfrentou tantos desafios, desde uma pandemia até limitações de estrutura e recursos. Suas contribuições valiosas, enriqueceram este trabalho de forma imensurável. Cada orientação e crítica construtiva foi recebida com grande respeito e gratidão.

Agradeço ao Zé, por todo esforço e empenho que fizeram a estufa acontecer.

À Iris, Raíssa, Iana, Arthur, Guenther, Amanda, Maria Cecília, Viviane, Laís, Bruno, Hellen, Maria Luísa, Karen e Letícia. Obrigada pela rede de apoio, conversas e trocas de experiências. Todo o suporte de vocês foi crucial para a realização dos experimentos e finalização da pesquisa, a qual foi fruto de um trabalho em grupo incrível. O GPOAST mostra a força de uma equipe e que pesquisa não se faz sozinho. Tenho imenso orgulho de fazer parte desse grupo.

À equipe do Laboratório de Saneamento da UFPB, em nome da Prof. Carmem. Particularmente, aos técnicos Elson, Dorivaldo e Romildo, pela ajuda e esclarecimentos, foram momentos de muito aprendizado.

Às Professoras Daniele Bila, Naiara Angêlo, Juliane Henschel, Claudia Coutinho e Larissa Lucena, ao terem prontamente aceitado o convite para participar da banca examinadora.

Especialmente, agradeço à minha família, meu alicerce em todos os momentos. A vocês, Ivete, Romar, Iana e Pedro Luca devo tudo o que sou. Obrigada por cada palavra de incentivo, por cada abraço nas horas de incerteza, e por sempre me lembrarem de que o esforço vale a pena. Este trabalho é tão de vocês quanto meu. Vocês são minha maior fonte de força.

À minha companheira, Dayane, pela sua paciência, compreensão e amor inabalável, sobretudo, nos momentos mais desafiadores. Nos dias de cansaço e dúvida, foram seu apoio, carinho, palavras de encorajamento e seu companheirismo que fizeram toda a diferença. A sua confiança em mim, me manteve de pé.

À Marilize, Raquel, Lívia, Gracielle, Graziela e Ana Cecília que “seguraram a barra” junto comigo e trouxeram momentos de descontração. Vocês tiveram papel imprescindível durante esses anos e assim sempre será.

Agradeço à equipe do Eco Parque João Pessoa, por viabilizar a coleta do lixiviado, o que foi de suma importância para o desenvolvimento da pesquisa.

Aos gestores e colegas da Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Município do Paulista, pelo apoio e flexibilidade para que eu pudesse concluir esta etapa.

À CAPES, pela bolsa de pesquisa e a UFPB pela oportunidade tão enriquecedora.

Por fim, agradeço a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse projeto. Sem cada um de vocês, esta jornada teria sido muito mais difícil e, certamente, muito menos significativa.

## RESUMO

Frente à crescente demanda pela substituição ou redução do uso de animais em experimentação, houve um aumento considerável no uso de organismos-teste alternativos em testes ecotoxicológicos. Torna-se necessário que sejam desenvolvidas pesquisas com o objetivo de inserir as plantas como bioindicadores para o monitoramento de poluentes ambientais. Diante disso, esta pesquisa buscou avaliar o uso de hortaliças como bioindicadores em ensaios de fitotoxicidade aguda e crônica e os efeitos no cultivo irrigado com lixiviado *in natura* de aterro sanitário em diferentes diluições. Na etapa aguda, foram utilizadas sementes de Alface (*Lactuca sativa*), Rúcula (*Eruca sativa*), Agrião (*Barbarea verna*), Tomate (*Solanum Lycopersicum*), Pepino (*Cucumis sativus*), Rabanete (*Raphanus sativus*) e Repolho (*Brassica oleracea*), avaliando o crescimento da radícula (CR) e o índice de germinação (IG) e determinação da concentração efetiva a 50% dos organismos (CE50%). Na etapa crônica, utilizou-se as hortaliças mais resistentes identificadas na etapa aguda, avaliando os possíveis efeitos subletais no crescimento, fisiologia e produção de biomassa das plantas, por meio da irrigação com o lixiviado *in natura* em diferentes diluições, bem como foi avaliada características químicas do solo após o cultivo. Os resultados indicaram que houve efeito fitotóxico agudo do efluente para todas as sementes investigadas, porém o pepino (*Cucumis sativus*) foi mais resistente com CE50 de 11,70% e o agrião (*Barbarea verna*) com CE 50 de 2,20% mais sensível, o que foi analisado a partir da curva de sensibilidade das sementes investigadas. Após o cultivo com Pepino (*Cucumis sativus*) e Rabanete (*Raphanus sativus*) irrigados com lixiviado *in natura* nas diluições de 25% e 10%, o solo apresentou características de salinidade e compactação e foram observados efeitos fitotóxicos crônicos nas plantas, com reduções de aproximadamente 50% e 70%, respectivamente, no crescimento e biomassa das hortaliças, independe do percentual de diluição do lixiviado *in natura*. Os resultados também indicaram uma possível influência do efeito hormese nos dados de fisiologia das duas culturas irrigadas. Concluiu-se que as hortaliças bioindicadores investigadas nesta pesquisa são sensíveis à toxicidade do lixiviado de aterro sanitário e podem ser utilizadas em bioensaios de fitotoxicidade aguda e crônica, de modo a promover sua inserção na rotina em diagnósticos ambientais.

**PALAVRAS-CHAVE:** sensibilidade aguda; germinação; endpoints crônicos; águas residuárias; cultivo irrigado.

## ABSTRACT

Faced with the growing demand for the replacement or reduction of animal use in experimentation, there has been a considerable increase in the use of alternative test organisms in ecotoxicological tests. It has become necessary to develop research aimed at introducing plants as bioindicators for monitoring environmental pollutants. Therefore, this research aimed to evaluate the use of vegetables as bioindicators in acute and chronic phytotoxicity assays and the effects on cultivation irrigated with raw sanitary landfill leachate at different dilutions. In the acute phase, seeds of Lettuce (*Lactuca sativa*), Arugula (*Eruca sativa*), Watercress (*Barbarea verna*), Tomato (*Solanum Lycopersicum*), Cucumber (*Cucumis sativus*), Radish (*Raphanus sativus*), and Cabbage (*Brassica oleracea*) were used to evaluate radicle growth (RG), germination index (GI), and determine the EC50 (effective concentration at 50%). In the chronic phase, the most resistant vegetables identified in the acute phase were used to evaluate possible sublethal effects on plant growth, physiology, and biomass production through irrigation with raw leachate at different dilutions. Chemical characteristics of the soil after cultivation were also assessed. The results indicated an acute phytotoxic effect of the effluent on all seeds investigated; however, cucumber (*Cucumis sativus*) was the most resistant with an EC50 of 11.70%, and watercress (*Barbarea verna*) was the most sensitive with an EC50 of 2.20%, as analyzed from the sensitivity curve of the seeds. After cultivating cucumber (*Cucumis sativus*) and radish (*Raphanus sativus*) irrigated with raw leachate at 25% and 10% dilutions, the soil exhibited salinity and compaction characteristics, and chronic phytotoxic effects were observed in the plants, with reductions of approximately 50% and 70%, respectively, in vegetable growth and biomass, regardless of the dilution percentage of the raw leachate. The results also suggested a possible influence of hormesis effects on the physiological data of both irrigated crops. It was concluded that the bioindicator vegetables investigated in this research are sensitive to the toxicity of industrial (or recalcitrant) effluents and can be used in acute and chronic phytotoxicity bioassays, promoting their integration into routine environmental diagnostics.

**KEYWORDS:** Acute sensitivity; germination; chronic endpoints; wastewater; irrigated cultivation.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
<b>2 HIPÓTESES .....</b>	<b>18</b>
<b>3 OBJETIVOS .....</b>	<b>19</b>
<b>4 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>20</b>
4.1 BIOENSAIOS DE FITOTOXICIDADE.....	20
4.2 HORTALIÇAS COMO ORGANISMOS TESTES EM ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE AGUDA .....	24
4.3 HORTALIÇAS COMO ORGANISMOS TESTES EM ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE CRÔNICA .....	28
4.4 TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	32
4.5 PADRONIZAÇÃO E NORMATIVAS PARA BIOENSAIOS DE FITOTOXICIDADE .....	39
<b>5 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>42</b>
5.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO <i>IN NATURA</i> .....	42
5.2 ETAPAS DA PESQUISA.....	44
5.3 ETAPA 1: BIOENSAIO DE FITOTOXICIDADE AGUDA DE LIXIVIADO <i>IN NATURA</i> COM DE DIFERENTES SEMENTES DE HORTALIÇAS .....	45
5.3.1 <i>Procedimento experimental</i> .....	45
5.3.2 <i>Índice de germinação (IG)</i> .....	47
5.3.3 CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DE SENSIBILIDADE (CDSE) DAS SEMENTES DE HORTALIÇAS .....	47
5.4 ETAPA 2: BIOENSAIO DE FITOTOXICIDADE CRÔNICA DE LIXIVIADO <i>IN NATURA</i> NO DESENVOLVIMENTO DAS CULTURAS DE PEPINO ( <i>CUCUMIN SATIVUS</i> ) E RABANETE ( <i>RAPHANUS SATIVUS</i> ) .....	48
5.4.1 <i>Procedimento experimental</i> .....	48
5.4.2 <i>Análises de crescimento</i> .....	52
5.4.3 <i>Análise fisiológica</i> .....	54
5.4.4. <i>Biomassa</i> .....	55
5.4.5 <i>Análise estatística</i> .....	55
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>57</b>
6.1 ETAPA 1: EFEITOS FITOTÓXICOS AGUDOS DE LIXIVIADO <i>IN NATURA</i> PARA A GERMINAÇÃO DE DIFERENTES SEMENTES DE HORTALIÇAS .....	58
6.2 ETAPA 2: EFEITOS FITOTÓXICOS CRÔNICOS DE LIXIVIADO <i>IN NATURA</i> NO DESENVOLVIMENTO DA CULTURA DE PEPINO ( <i>CUCUMIN SATIVUS</i> ) E RABANETE ( <i>RAPHANUS SATIVUS</i> ) .....	66
6.2.1. <i>Caracterização química do solo pós cultivo do pepino (Cucumis sativus L.) e rabanete (Raphanus sativus)</i> .....	67
6.2.2 <i>Fitotoxicidade crônica e endpoints de crescimento das plantas</i> .....	70
6.2.3 <i>Fitotoxicidade crônica e endpoints de análise fisiológica</i> .....	86
6.2.4 <i>Fitotoxicidade e endpoints de análise de biomassa</i> .....	105
<b>7 CONCLUSÃO.....</b>	<b>114</b>
<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>116</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>118</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>Endpoints</i> fitotoxicológicos de germinação de sementes (aguda) e crescimentos das plantas (crônica) .....	22
Figura 2 - Esquema de plântula de <i>Lactuca sativa</i> .....	25
Figura 3 - Curva de distribuição da sensibilidade das espécies construída com base nos valores de CE50 (círculos abertos) e de CENO (círculos fechados) para diuron.....	28
Figura 4 - Poluentes presentes no lixiviado de aterros sanitários.....	33
Figura 5 - Vista do Eco Parque João Pessoa com destaque para o sistema de lagoas para o de tratamento do lixiviado .....	42
Figura 6 - Procedimento de coleta do lixiviado <i>in natura</i> proveniente do ECPJP .....	43
Figura 7 - Visão geral da pesquisa para os ensaios de fitotoxicidade aguda (etapa 1) e fitotoxicidade crônica (Etapa 2) com as respectivas condições dos testes e <i>endpoints</i> ..	44
Figura 8 - Placas de Petri com as sementes de agrião e lixiviado <i>in natura</i> após 120 h de ensaio de fitotoxicidade aguda .....	46
Figura 9 – Instrumento utilizado para medição do comprimento da plântula .....	46
Figura 10 – Estufa agrícola utilizada no bioensaio de fitotoxicidade crônica.....	49
Figura 11 - Arranjo dos experimentos para o bioensaio de fitotoxicidade crônica com as culturas de pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) a partir do experimento com DIC em estufa agrícola no período de outubro a novembro de 2023	49
Figura 12 – Disposição das sementes utilizada nas unidades experimentais no bioensaio de fitotoxicidade crônica .....	50
Figura 13 - Coleta de dados de <i>endpoints</i> para análise de crescimento das plantas no bioensaio de fitotoxicidade crônica .....	53
Figura 14 - Medição do <i>endpoint</i> de alongamento das raízes utilizando régua graduada .....	53
Figura 15 - Modelo de medidor de clorofila portátil tipo <i>spad</i> utilizado no bioensaio de fitotoxicidade crônica. ....	54
Figura 16 - Analisador de fotossíntese IRGA utilizado no bioensaio de fitotoxicidade crônica da cultura de com pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e o rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ). 55	55
Figura 17 - CE <sub>50</sub> para o lixiviado <i>in natura</i> e sementes de hortaliças a partir da curva dose (%diluição) x resposta (IG) .....	62
Figura 18 - Curva de distribuição de sensibilidade das espécies de sementes de hortaliças com base nos valores de CE <sub>50</sub> (%) para lixiviado de aterro sanitário .....	64
Figura 19 - Escala de sensibilidade das sementes de hortaliças com base nos valores de CE <sub>50</sub> .....	64
Figura 20 – Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para altura das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	71
Figura 21 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para altura das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> diluído e água de torneira.....	72
Figura 22 - Plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) após 4 dias de exposição ao lixiviado <i>in natura</i> em diferentes diluições e água da torneira.....	74
Figura 23 - Plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) após 7 dias de exposição ao lixiviado <i>in natura</i> em diferentes diluições e água da torneira.....	75
Figura 24 - Plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) na fase fenológica de plântula, após 14 dias de irrigação com as diferentes diluições do lixiviado <i>in natura</i> e água da torneira .....	76

Figura 25 - Plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigada com água em comparação com as irrigadas com o lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> em diferentes diluições aos 14 dias após a semeadura.....	77
Figura 26 - Plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) na fase fenológica do crescimento vegetativo, após 25 dias de exposição ao lixiviado <i>in natura</i> em diferentes diluições ..	77
Figura 27 - Surgimento de flores nas plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas no tratamento controle com água da torneira .....	79
Figura 28 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para o número de folhas das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	79
Figura 29 - Número de folhas das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) expostas ao lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> comprando os valores médios entre a condição controle e os demais tratamentos.....	81
Figura 30 – Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para diâmetro do caule das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	82
Figura 31 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para diâmetro do caule das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	82
Figura 32 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para o alongamento das raízes de plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	83
Figura 33 - Alongamento da raiz das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) expostas ao lixiviado de aterro sanitário comprando os valores médios entre a condição controle e os demais tratamentos .....	84
Figura 34 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para teores de clorofila a e clorofila b nas plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	88
Figura 35 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para teores de clorofila A e clorofila B nas plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	89
Figura 36 – Razão entre clorofila A e clorofila B das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com as diferentes diluições do lixiviado <i>in natura</i> e com água da torneira .....	90
Figura 37 - Vista frontal e superficial das plantas de pepino de ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) para o comparativo da coloração das folhas na condição controle e expostas ao lixiviado <i>in natura</i> de aterro sanitário.....	92
Figura 38 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para condutância estomática nas folhas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	92
Figura 39 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para condutância estomática nas folhas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	93
Figura 40 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a taxa de transpiração nas plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	96
Figura 41 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a taxa de transpiração nas plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	97

Figura 42 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para Taxa de assimilação líquida de CO <sub>2</sub> nas plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira.....	98
Figura 43 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a taxa de assimilação de CO <sub>2</sub> (micromol/m <sup>2</sup> /s) nas plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	99
Figura 44 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para eficiência do uso da água em plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	101
Figura 45 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a eficiência do uso da água nas plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	102
Figura 46 - Redução da firmeza e murchamento das Plantas de pepino irrigadas com diferentes diluições do lixiviado <i>in natura</i> aos 32 dias após a semeadura .....	104
Figura 47 - Destaque para rachadura no rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigado com a diluição de 25% do lixiviado <i>in natura</i> aos 25 dias de cultivo .....	105
Figura 48 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa fresca (g) das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	107
Figura 49 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa fresca (g) das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	108
Figura 50 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa seca (g) das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	109
Figura 51 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa seca (g) das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário <i>in natura</i> e água de torneira .....	110
Figura 52 - Razão entre biomassa fresca e seca das plantas de o pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) irrigadas com as diferentes diluições do lixiviado <i>in natura</i> e com água da torneira.....	112

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lixiviado in natura oriundo do ECPJP. ....	43
Tabela 2 - Valores médios das triplicatas dos parâmetros químicos da água da torneira .	51
Tabela 3 - Valores do <i>endpoint</i> de comprimento médio (cm) das plântulas das sementes de hortaliças diferentes expostas ao controle negativo e as diluições de 25%, 20%, 15%, 10%, 5%, 2,5% e 1% do lixiviado de aterro sanitário .....	58
Tabela 4 - Índice de germinação (%) das diferentes sementes de hortaliças expostas ao controle negativo e as diluições de 25%, 20%, 15%, 10%, 5%, 2,5% e 1% do lixiviado de aterro sanitário .....	59
Tabela 5 - Índice de correlação de <i>Sperman</i> para as sementes de hortaliças .....	61
Tabela 6 - Caracterização do solo pós cultivo das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) nos tratamentos com diluições do lixiviado 25%, 10% e na condição controle.....	67
Tabela 7 - Análise de variância (ANOVA) para análise de crescimento das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L</i> ) .....	70
Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) para análise de crescimento das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ).....	71
Tabela 9 - Fitotoxicidade crônica do lixiviado <i>in natura</i> para o pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) em termos de crescimento da planta.....	85
Tabela 10 - Análise de variância (ANOVA) para os endpoints de fisiologia considerando a atividade fotossintética das plantas de pepino ( <i>Cucumis sativus L</i> ). ....	87
Tabela 11 – Análise de variância (ANOVA) para análise da fisiologia das plantas de rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ). ....	87
Tabela 13 - Fitotoxicidade crônica do lixiviado <i>in natura</i> para o pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) em termos de análise fisiológica.....	104
Tabela 14 - Análise de variância (ANOVA) para os endpoints de biomassa das plantas rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) .....	106
Tabela 15 - Análise de variância (ANOVA) para os endpoints de biomassa das plantas pepino ( <i>Cucumis sativus L.</i> ) .....	106
Tabela 16 - Fitotoxicidade crônica do lixiviado <i>in natura</i> para o pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) em termos de biomassa.....	111

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 - Elementos químicos e suas fontes de geração, possíveis de serem encontrados em lixiviados de aterro sanitário.....	34
Quadro 2 - Espécies de plantas com respectivos nomes científicos e popular; os endpoints utilizadas para avaliação de toxicidade em lixiviado de aterro sanitário no período de 2015 a 2023 .....	37
Quadro 3 – <i>Endpoints</i> avaliados nos ensaios de fitotoxicidade crônica do lixiviado <i>in natura</i> com pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ) e o rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ) .....	52

## 1 INTRODUÇÃO

Os testes ecotoxicológicos que envolvem organismos vegetais vêm ganhando destaque e têm sido amplamente utilizados para avaliar a toxicidade de amostras ambientais (Ma *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2013; Oliveira, *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2016). Segundo Franco *et al.* (2017), as plantas são consideradas bioindicadores eficientes e importantes instrumentos para o monitoramento de diversos poluentes.

Dentre esses testes, ressalta-se a fitotoxicidade com sementes de hortaliças, pois apresenta baixo custo para aquisição de materiais, curto tempo de execução e pode ser avaliada por diversos parâmetros, como taxa de germinação, alongamento de raízes, ganho de biomassa e aspectos bioquímicos. Além disso, as hortaliças possuem rápido crescimento, sensibilidade aos contaminantes, facilidade de cultivo e controle, ciclo de vida curto, relevância alimentar e ambiental e podem representar um tipo de vegetação nos ecossistemas (Ahanger *et al.*, 2020; García-Gómez *et al.*, 2020; Mendes *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2016; Zhang; Wang; Zang, 2020).

As respostas, conhecidas como *endpoints*, desses organismos vegetais podem relacionar a sensibilidade e tolerância de cada espécie e variar entre alterações genéticas, bioquímicas, morfológicas ou fisiológicas, indicando efeitos letais e subletais (Morefran *et al.* 2016; Wang *et al.* 2023). Dessa forma, o entendimento da bioacumulação de poluentes nesses organismos testes contribui para compreender os impactos ambientais dos contaminantes nos ecossistemas e possíveis implicações à saúde pública.

Ao utilizar as sementes de hortaliças como bioindicadores é possível investigar a toxicidade aguda, que mensura os efeitos de agentes tóxicos sobre as espécies durante um curto período (24 a 120h) e a toxicidade crônica que avalia os efeitos sobre uma parte ou todo o ciclo de vida do organismo teste (Al-kshab; Fathi, 2021).

Em vista disso, a presente pesquisa se destaca a partir da avaliação do perfil fitotóxico do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa, mediante a ensaios de toxicidade aguda com a definição de concentrações letais para hortaliças, e ensaios de toxicidade crônica indicando efeitos como inibição do crescimento da raiz ou alterações no desenvolvimento ao longo do ciclo de vida da planta. Ambos os aspectos são cruciais para entender o impacto ambiental e propor medidas de mitigação adequadas.

Entretanto, o método ainda carece de padronização, como também de estudos mais aprofundados sobre os efeitos letais e subletais nas sementes expostas à substância tóxica. Dessa maneira, identificar *endpoints*, padronizar e aperfeiçoar a condução dos bioensaios

vegetais, assim como, avançar no conhecimento das espécies quanto à fisiologia e o comportamento do agente tóxico no seu organismo, constitui um passo fundamental para a utilização de hortaliças como organismos-teste (bioindicadores) em ensaios de fitotoxicidade aguda e crônica.

Além disso, torna-se de grande relevância a investigação do potencial fitotóxico de matrizes aquosas recalcitrantes. O lixiviado *in natura*, consiste na principal fonte de contaminantes ambientais dos aterros sanitários, com composição altamente complexa e variável, resultado da diversidade de materiais aterrados, dos processos biológicos e químicos que ocorrem durante a decomposição dos resíduos e da infiltração da água da chuva através das diferentes camadas dos aterros (Abdel-shafy *et al.* 2024; Ferraz; Povinelli, 2015; Tchobanoglous *et al.* 2003).

O lançamento do lixiviado nos recursos naturais, pode afetar o equilíbrio ecológico causando danos irreversíveis aos ecossistemas aquáticos e terrestres (Cortés-lorenzo *et al.*, 2014) e acarretar danos à saúde humana, a partir da presença de compostos potencialmente tóxicos e carcinogênicos como fenóis, tolueno, benzeno, metais, fármacos, hormônios, pesticidas, dioxinas (Koh *et al.* 2004; Ribeiro, 2001; Rocha, 2010; Silva; Dezotti; Sant'anna, 2004).

Contudo, a utilização de organismos testes de fácil acesso e controle, como as sementes de hortaliças em ensaios de fitotoxicidade aguda e crônica, possibilita a realização das análises de efeitos nocivos desde a fase de germinação até diferentes estágios fenológicos do desenvolvimento das plantas. Isso contribui na difusão de alternativas tecnológicas, ambientais e socioeconômicas atrativas para minimização dos impactos dos efluentes contendo contaminantes perigosos, bioacumulativos e/ou recalcitrantes, trazendo ferramentas importantes para a verificação dos seus efeitos tóxicos na manutenção da biodiversidade dos ecossistemas e na proteção dos recursos hídricos.

Além disso, a utilização de bioensaios de fitotoxicidade é importante na difusão de metodologias de fácil reproduzibilidade e controle para o monitoramento da toxicidade do lixiviado, permitindo que na sua possível aplicação na irrigação de culturas, garanta o desenvolvimento saudável da planta e a qualidade do solo. Assim, os testes ecotoxicológicos como complemento das análises físico-químicos, contribui para avaliar os riscos que o lixiviado pode causar ao longo da vida útil de um aterro sanitário, principalmente, devido sua composição variada.

Assim, visa-se contribuir com os avanços científicos para procedimentos de testes de fitotoxicidade dentro da área da ecotoxicologia. Objetivou-se ainda definir a sensibilidade

de sementes como organismos testes de baixo custo, monitoramento de efluentes visando sua aplicação na agricultura de forma sustentável e conservação dos recursos hídricos, os quais estão em consonância com os objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS). Em particular, os ODS 2, 6, 11 que tratam, respectivamente de fome zero e agricultura sustentável; água potável e saneamento e cidades e comunidades sustentáveis. Dessa forma, busca-se alternativas que possam integrar técnicas para irrigação segura, especialmente em regiões áridas ou onde a disponibilidade de água doce é limitada, redução da contaminação agrícola e a gestão eficiente dos recursos.

## 2 HIPÓTESES

As hipóteses da pesquisa foram:

- Sementes de hortaliças são organismos-teste (bioindicadores) viáveis devido sua sensibilidade ao lixiviado de aterro sanitário *in natura* em bioensaios de fitotoxicidade aguda.
- O lixiviado de aterro sanitário *in natura* mesmo diluído acarreta efeitos tóxicos crônicos que podem ser observados durante a fase de desenvolvimento de hortaliças;
- A hortaliça resistente na fase da fitotoxicidade aguda do lixiviado *in natura* apresenta potencial para continuar como organismo teste em bioensaios de fitotoxicidade crônica, a partir do uso de *endpoints* que caracterizam o desenvolvimento da planta.

### 3 OBJETIVOS

**Objetivo geral:** Avaliar o uso de sementes como bioindicadoras em ensaios de fitotoxicidade aguda e crônica, investigando os efeitos do lixiviado *in natura* de aterro sanitário sobre o seu cultivo.

Objetivos específicos:

- Avaliar o efeito de diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário na fitotoxicidade aguda de sementes de hortaliças;
- Determinar a sensibilidade das sementes de hortaliças investigadas a partir da determinação da  $CE_{50\%}$ .
- Investigar a fitotoxicidade crônica das hortaliças resistentes ao teste agudo, analisando o seu crescimento, fisiologia e biomassa.
- Determinar as concentrações de efeito não observado (CENO), as concentrações de efeito observado (CEO) para os bioensaios de fitotoxicidade crônica.
- Analisar as características químicas do solo, quando cultivados com hortaliças e irrigado com lixiviado *in natura* diluído;
- Definir os parâmetros morfobiológicos como “endpoints” adequados aos ensaios de fitotoxicidade aguda e crônica.

## 4 REVISÃO DA LITERATURA

### 4.1 Bioensaios de fitotoxicidade

O aumento dos casos de contaminação química, a preocupação com os impactos ambientais e, consequentemente, na qualidade de vida humana fizeram surgir a integração da ecologia com a toxicologia. Dessa forma, permite-se o melhor entendimento do destino e os efeitos adversos que produtos químicos, especialmente efluentes industriais, lançados no meio ambiente podem ter sobre componentes de um ecossistema (Disner; Kitamura 2022).

Em vista disso, diferentes tipos de organismos passaram a ser utilizados em testes ecotoxicológicos, tais como, microrganismos, plantas, algas, invertebrados e peixes, avaliando o potencial tóxico das substâncias para a sobrevivência, fertilidade, desenvolvimento e composição genética (Rizzo, 2011).

Os estudos realizados por Methneni *et al.* (2021) utilizaram diferentes organismos aquáticos para investigar a toxicidade de efluente têxtil. Curieses *et al.* (2016) e Nascimento (2021) utilizaram minhocas para investigar a contaminação do solo e De Siqueira *et al.* (2021) estudaram os efeitos genotóxicos em caracóis expostos ao lodo de esgoto doméstico.

Frente a crescente demanda pela substituição ou redução do uso de animais em experimentação, houve um aumento considerável no uso de organismos-teste alternativos em testes ecotoxicológicos. Destarte, os bioensaios de fitotoxicidade tem como principal finalidade determinar os efeitos causados por agentes tóxicos, utilizando plantas como indicadores ambientais, levando em consideração o tempo de exposição, a concentração e a extração dos efeitos adversos dos poluentes sobre as comunidades biológicas (Peduto *et al.* 2019). Podem ser avaliados os efeitos na germinação, crescimento da raiz, crescimento da planta e, recentemente, nas alterações bioquímicas, por meio dos biomarcadores (Bozym, 2020).

Contudo, a avaliação da fitotoxicidade de compostos a partir da germinação e do crescimento de plantas é um dos mais importantes critérios utilizados pelas agências ambientais para avaliar a fitotoxicidade de uma substância (Tavares *et al.* 2019).

Ao utilizar sementes como organismos-teste, nos primeiros dias de crescimento, é possível avaliar a toxicidade aguda com a exposição a contaminantes no substrato, baseando, a análise dos efeitos fitotoxicológicos, na inibição da germinação e no desenvolvimento da radícula (Albuquerque, 2021).

Esses ensaios iniciam com a presença de composto aquoso, diluído ou não, como meio de cultivo e termina com o rompimento da carcaça vegetal ( tegumento) pela raiz da planta, quantificando-se o número de sementes germinadas e o crescimento radicular, tendo assim, resultados rápidos, por métodos simples e de fácil reproduzibilidade (Gomes, 2017).

Durante a germinação, é importante destacar a ocorrência de inúmeros processos fisiológicos nos quais a presença de uma substância tóxica pode interferir, afetando a sobrevivência e o desenvolvimento saudável da plântula. Em vista disso, esta fase se mostra altamente sensível às variações das condições externas, principalmente, à disponibilidade de água, responsável pela reidratação dos tecidos, estímulo das atividades metabólicas e a oferta de energia e nutrientes indispensáveis ao crescimento das plântulas (Souza, 2019).

Neves *et al.* (2020) investigaram a fitotoxicidade de efluentes provenientes de indústria de celulose e papel na germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa L.*) para comparar a eficiência de dois sistemas de pós-tratamento.

Klauck *et al.* (2015), em parte de seus estudos, avaliaram a toxicidade do lixiviado bruto do aterro sanitário, que atende a Região de Vale do Rio dos Sinos, localizada no estado brasileiro do Rio Grande do Sul, por meio do teste de germinação e do crescimento radicular das sementes de alface (*Lactuca sativa L.*). Os resultados indicaram a fitotoxicidade do efluente, evidenciada pela redução do crescimento radicular do *L. sativa*. Entretanto, não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre a germinação de sementes, comprovando sensibilidade da espécie para os parâmetros fitotoxicológicos.

Contudo, devido ao grau de incerteza do método, recomenda-se a sua realização concomitantemente a outros testes de toxicidade e as análises de parâmetros químicos das matrizes ambientais utilizadas (Belo, 2011).

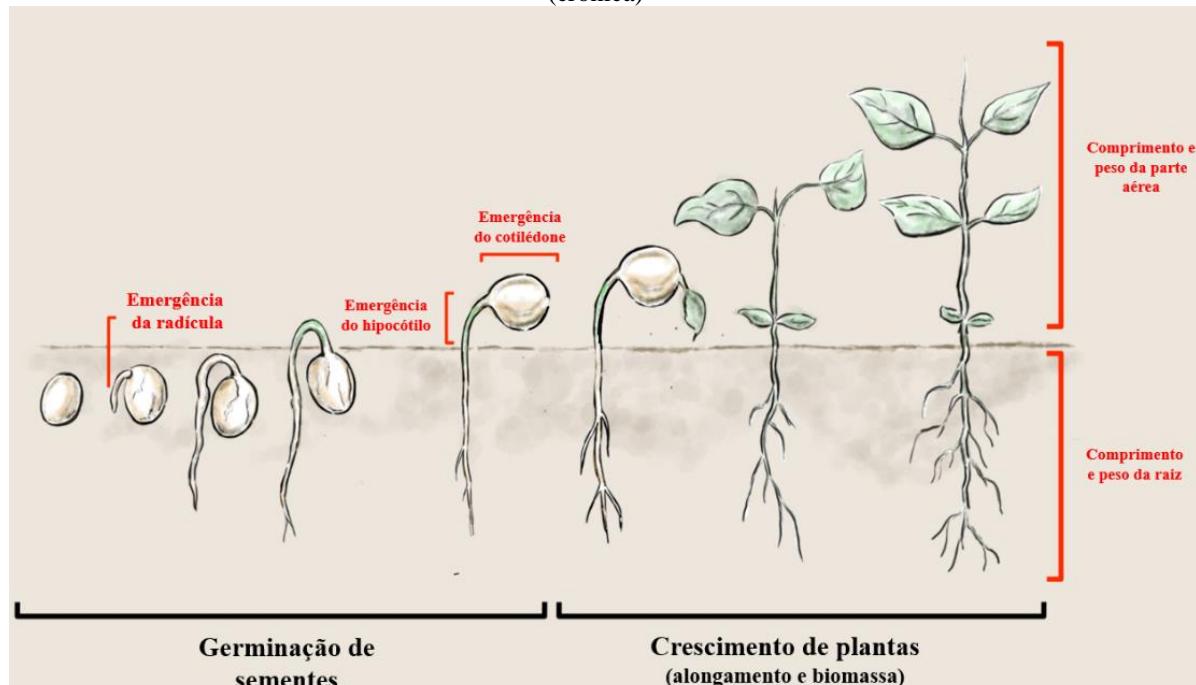
Os bioensaios de fitotoxicidade crônica que envolvem o crescimento vegetal são capazes de complementar as análises de germinação das sementes. Esses testes podem ser desenvolvidos em casas de vegetação utilizando vasos com substratos em quantidades crescentes do composto tóxico, medindo-se, geralmente, *endpoints* relacionados à atividade fotossintética, crescimento e biomassa. Dessa forma, o estresse crônico pode ser definido como a dificuldade constante enfrentada pelo organismo-teste e seus efeitos são tipicamente desenvolvidos após algumas semanas de contato com o agente estressor (Pompêo *et al.* 2022).

Nos bioensaios de fitotoxicidade podem ser observados diferentes *endpoints*, medidos desde a germinação das sementes até diferentes estágios de desenvolvimento das

plantas. Assim, permite-se a identificação dos efeitos subletais que podem não ser imediatamente visíveis, mas são capazes de comprometer a saúde da planta a longo prazo.

Carballo *et al.* (2022) apontam, para bioensaios de fitotoxicidade aguda *endpoints* de germinação de sementes (emergência de radícula, hipocótilo ou cotilédone), e de fitotoxicidade crônica *endpoints* de crescimento e de biomassa da raiz e parte aérea (crescimento e peso), estando esses exemplificados na Figura 1.

Figura 1 - *Endpoints* fitotoxicológicos de germinação de sementes (aguda) e crescimentos das plantas (crônica)



Fonte: Adaptado de Carballo *et al.* (2022).

Enquanto Al-kshab e Fathi (2021) enfatiza que a fitotoxicidade aguda pode ser investigada em bioensaios com duração de 24 a 120 h, Zagatto e Bertolett (2014) afirmam que o período de análise crônica deve superar 10% da duração da vida do organismo. Dessa forma, o crescimento e a biomassa das plantas mostram-se *endpoints* sensíveis para a fitotoxicidade crônica (Bellino *et al.* 2018; Ghava *et al.* 2015; Liu *et al.* 2009 Pan; Chu, 2016; Wang *et al.* 2019).

Além desses *endpoints*, podem ser avaliados biomarcadores, que consistem em mudanças em uma resposta biológica (molecular, celular, fisiológica, mudanças de comportamento), servindo como uma ferramenta de alerta precoce para efeitos biológicos resultantes da exposição química (Ghosh *et al.* 2017).

Como exemplo, a exposição a metais pesados que pode causar interferências nos processos bioquímicos de plantas, identificados por biomarcadores representativos, como

enzimas inibidoras da produção de oxidante, mobilização de proteínas de estresse oxidativo e fotossíntese (Alonso-Blázquez *et al.* 2015; Hu Z *et al.* 2015; Oztetik, 2015; Rout *et al.* 2015; Seneviratne *et al.* 2019).

Isso posto, os ensaios de fitotoxicidade apresentam-se como ferramentas viáveis, seguras, com técnicas simples, de baixos custos de manutenção e requer pequenos volumes de amostras. Dessa forma, é possível avaliar os efeitos tóxicos agudos e/ou crônicos em efluentes recalcitrantes, como o lixiviado de aterros sanitários (Batista, 2016; Fijałkowski, 2017; Gomes, 2017; Kwarciak-Kozłowska; Fijałkowski, 2021; Nascimento, 2021; Priac *et al.* 2017; Souza, 2019; Welter *et al.* 2018). Além disso, tem-se a disponibilidade de material (sementes) durante o ano todo e a possibilidade de avaliar a toxicidade em condições de laboratório e/ou campo (Coutinho *et al.* 2021).

Ao destacar o lixiviado de aterros sanitários, Costa *et al.* (2008), afirmam que a sua intensa coloração pode influenciar nos resultados dos testes ecotoxicológicos com algas. Por isso, os testes de fitotoxicidade podem ser utilizados, visto que a cor não produz interferência nesses ensaios e tem-se a vantagem da independência de pré-tratamento da amostra. Segundo esses autores, testes de toxicidade com planta aquática (*Lemma minor*) e terrestre (*Brassica rapa* e *Lepidium sativum*) mostraram ser sensíveis e confiáveis na avaliação da toxicidade de lixiviado *in natura* e tratado.

Rigo *et al.* (2024) investigaram o reúso do lixiviado de aterro sanitário, em diferentes diluições, mediante aplicação na irrigação de sementes de girassol, avaliando a fitotoxicidade pela germinação de sementes, crescimento da planta e atributos de solo, em casa de vegetação. Os resultados mostraram resistência à salinidade e fitotoxicidade do girassol em diluições do lixiviado bruto inferiores a 50%, em maiores concentrações foram constatadas alterações nas características do solo. As sementes germinaram vigorosamente até 25% e a diluição de 15% foi satisfatória para crescimento e nutrição do girassol.

Contudo, a utilização dos bioensaios de fitotoxicidade com efluentes *in natura* têm como principais limitações o fato de não permitirem identificar os contaminantes específicos que causam a toxicidade observada, a dificuldade em definir as espécies de plantas adequadas e representativas, a necessidade de investigações na diferença da sensibilidade das espécies e da padronização do método analítico (Mañas; De las Heras, 2018).

Em face ao exposto, destaca-se a importância da fitotoxicidade para a facilitar e ampliar a aplicação de bioensaios ecotoxicológicos, uma vez que, em sua maioria, são utilizados organismos aquáticos que possuem limitações para o cultivo e controle rigoroso das condições ambientais externas.

Dada a importância supracitada, complementa-se ainda, que são necessárias informações específicas relacionadas a condições de germinação e de crescimento das plantas e investigações sobre os *endpoints* relacionados às respostas biológicas de novas espécies vegetais para aumentar o panorama dos testes fitotoxicológicos.

#### **4.2 Hortaliças como organismos testes em ensaios de fitotoxicidade aguda**

As hortaliças são amplamente cultivadas no mundo e desenvolvem papéis importantes nos ecossistemas ambientais, na agricultura e alimentação. De acordo com o relatório da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), no Brasil, em 2023 houve aumento na comercialização de hortaliças, em comparação ao ano anterior (Conab, 2024).

Dessa forma, à relevância social e econômica vem contribuindo para a aplicação de hortaliças em ensaios ecotoxicológicos foi intensificada, tornando-as ferramentas representativas dos ecossistemas na investigação de efeitos adversos à exposição de contaminantes, que possam, consequentemente, afetar a saúde pública, produtividade agrícola e a segurança alimentar.

No que se refere à ecotoxicologia, Zhang *et al.* 2021 afirmam que as hortaliças são organismos sensíveis a variações no ambiente e permitem observação de efeitos tóxicos em um curto período, por isso, são excelentes indicadores biológicos de fitotoxicidade. De acordo com esses autores, espécies como alface (*Lactuca sativa*), tomate (*Solanum lycopersicum*) são frequentemente utilizadas em testes de fitotoxicidade devido à sua sensibilidade e importância econômica.

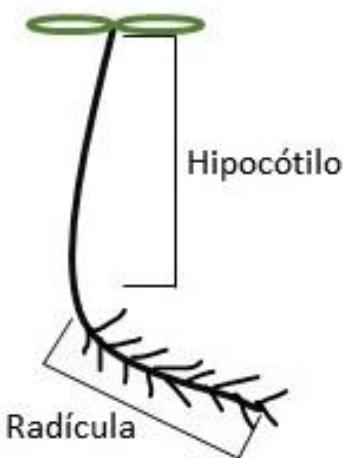
Os bioensaios de fitotoxicidade aguda com sementes de hortaliças, geralmente, avaliam a fase de germinação, na qual ocorrem alterações fisiológicas intensas e sensíveis as interações hormonais e a fatores de estresse ambiental, tanto bióticos quanto abióticos (Carvalho; Nakagawa, 2012; Madejón *et al.* 2015; Moosavi *et al.* 2012; Tavares *et al.* 2019). Segundo Palácio *et al.* (2012), geralmente na fitotoxicidade aguda são avaliados *endpoints* relacionados a inibição do processo germinativo e ao alongamento das raízes e, esses efeitos, dependem, além da fisiologia das sementes, das propriedades físico-químicas dos elementos contaminantes (Ko *et al.* 2012).

De acordo com Kalai *et al.* (2014), a exposição aos poluentes no período de germinação pode ocasionar o comprometimento no desenvolvimento da plântula devido à inibição da absorção da água ou falhas na mobilização de reserva a partir do endosperma.

A radícula é o primeiro órgão da plântula que entra em contato com a solução tóxica, o que pode interferir na divisão mitótica e, por consequência, acarretar a redução do comprimento radicular e/ou ausência desse órgão (Borges, 2015; Feng *et al.* 2016; Liu *et al.* 2014). Por isso, a avaliação do desenvolvimento da radícula e hipocótilo são indicadores representativos para determinar a capacidade de estabelecimento e desenvolvimento da planta (Sobrero; Ronco, 2004).

Em vista disso, autores vêm utilizando como base metodológica para os testes fitotoxicológicos agudos os estudos realizados por Sobrero e Ronco (2004) e Young *et al.* (2016), nos quais observa-se e quantifica-se os percentuais de germinação e crescimento das plântulas, a partir do aparecimento das primeiras estruturas fisiológicas externas de sementes, hipocótilo, radícula e cotilédones (Figura 2).

Figura 2 - Esquema de plântula de *Lactuca sativa*



Fonte: Adaptado de Sobreo e Roco (2004).

Órgãos ambientais internacionais, como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América padronizaram técnicas com a espécie *Lactuca sativa* (alface) como organismo teste (Epa U.S, 2012; Klauck *et al.* 2015; Souza, 2019). Embora a *Lactuca sativa* não seja uma espécie aquática, os resultados fornecem dados sobre os possíveis efeitos nas comunidades de plantas próximas aos corpos hídricos (Sobrero; Ronco, 2004).

De forma mais usual, esses ensaios têm como objetivo determinar a  $CE_x$ , que se refere à Concentração Efetiva que causou x% da inibição da germinação da semente. Os valores da  $CE_x$  correspondem a concentração que dá X% do efeito máximo do componente tóxico ou em que X% da população exibe uma resposta, após a exposição especificada (Budi *et al.* 2016). Deste modo, quanto menor o valor da  $CE_x$  mais tóxico é o contaminante.

Assim, tem-se resultados rápidos, por métodos simples e de fácil reproduzibilidade e essas características favorecem a utilização de diferentes hortaliças como bioindicadores em testes de fitotoxicidade aguda, a exemplo da *Lactuca sativa* (alface) (Batista, 2016; Boonnarat *et al.* 2021; Nezha Mherzi *et al.* 2023; Neves *et al.* 2020; Souza, 2019), *Eruca sativa* (rúcula) (Klauck *et al.* 2021; Peduto *et al.* 2019; Santos *et al.* 2023), *Abelmoschus esculentus* (quiabo) (Mahajan *et al.* 2024), *Brassica oleracea L. var. capitata* (repolho) (Silva, 2016; Souza, 2019), *Allium cepa* (cebola) e *Solanum lycopersicum* (tomate) (Silva, 2016; Tzortzakis, 2020) e *Raphanus sativus* (rabanete) (Jaafarzadeh *et al.* 2017).

Nesse sentido, a norma OPPTS 850.4200 da USEPA (1996), reporta os efeitos ecológicos na germinação, as espécies de sementes de hortaliças que podem ser utilizadas para a avaliação de toxicidade, tais como tomate, alface e repolho.

Assim, a utilização de hortaliças em bioensaios de fitotoxicidade aguda permitem identificar os efeitos adversos, imediatos e, geralmente, incluem a rápida detecção, facilidade de execução e importantes dados sobre a dose-resposta dos contaminantes, ajudando a estabelecer limites seguros de exposição para plantas e a definir diretrizes regulatórias (Rahman *et al.* 2024).

Para Ghosh, Thakur (2014) e Kaushik (2017) esses bioensaios possibilitam medir a toxicidade geral de efluentes e as plantas como organismos testes são mais simples, em relação aos animais.

Todavia, tratando-se da análise de efluentes, os estudos de fitotoxicidade aguda com hortaliças como bioindicadores, que geralmente são realizados em condições controladas, podem descharacterizar a complexidade e a variabilidade dos ecossistemas naturais. O que é possível acarretar limitações da representatividade dos resultados e podem ser influenciados por fatores como estado fisiológico da planta, variações ambientais e interações com outros poluentes.

Além disso, Arunbabu *et al.* (2017), complementam que os vários poluentes contidos nos efluentes exibem efeitos sinérgicos, antagônicos e aditivos nas plantas, portanto, a análise mais detalhada é essencial para determinar a toxicidade e possivelmente representar a realidade das relações ecossistêmicas.

Para análise do potencial tóxico dessas matrizes aquosas, Luo *et al.* (2019) sugerem a utilização de mais de um organismo, principalmente, de diferentes níveis tróficos, visando uma melhor abordagem para traçar o perfil toxicológico do efluente. Dessa forma, excede-se os efeitos refletidos em diferentes espécies para nível de comunidade.

Entretanto, essas previsões sofrem a influência das incertezas associadas aos métodos de extração e a variação das respostas entre as espécies, além das interferências das condições ambientais e a ocorrência de interações ecológicas. No entanto, existem métodos matemáticos de extrações que contribuem na maior assertividade da previsão estatísticas desses efeitos por funções de distribuições de dados paramétricas e não paramétricas, como distribuição triangular, normal ou logística (POSTHUMA, 2002).

Dessa maneira, é relevante alinhar diferenças na sensibilidade à variação de funções estatísticas. Esse alinhamento pode ser comprovado pela construção de uma curva baseada, geralmente, na distribuição log-normal dos dados preexistente de toxicidade do contaminante (NEWMAN, 2000). Essa curva possibilita uma melhor visualização comparativa da sensibilidade das espécies e dedução dos grupos taxonômicos mais e menos sensíveis aos agentes tóxicos (MANSANO, 2016).

A curva de distribuição de sensibilidade de espécies (CDSE) estabelece uma função entre a concentração de um ou mais compostos químicos e os efeitos que causam aos organismos, tais como letalidade, imobilidade ou efeitos comportamentais, utilizando-se, geralmente, os valores de concentrações letais ( $CL_{50}$ ) ou de efeitos ( $CE_{50}$ ) para relacionar como as espécies se distribuem de acordo com a sua sensibilidade e ao composto (SPADOTO, 2017).

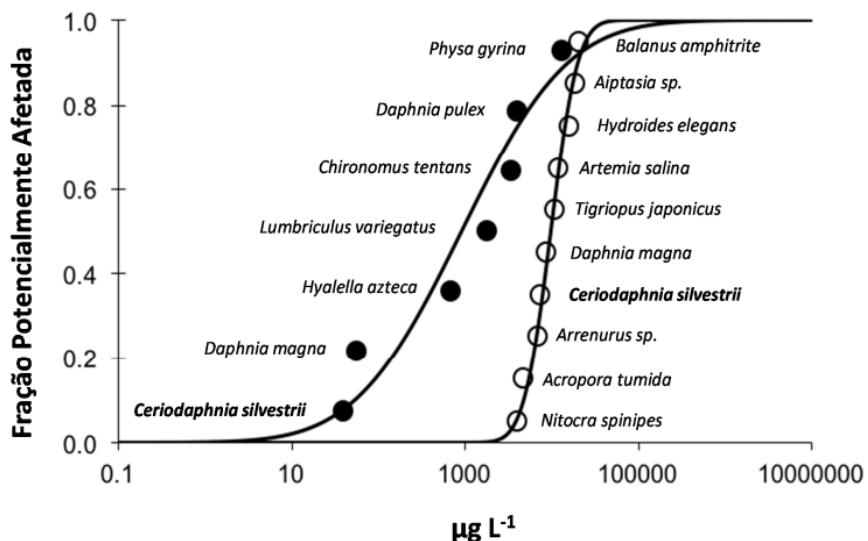
Ao elaborar uma CDSE, procura-se estabelecer qual a concentração dos compostos químicos em estudo que é protetora para a maioria das espécies no ambiente, sendo essa a concentração de risco para 5% das espécies ( $HC_5$ ), ou seja, o fator de proteção para 95% das espécies (Wheeler, et al. 2002; Van Straalen; Van Rijn, 1998).

Destaca-se, portanto, o desenvolvimento de modelos de extração probabilística do efeito, como a CDSE, sendo essa, uma importante ferramenta para análise de riscos potenciais associados a uma variedade de estressores ambientais (Posthuma *et al.* 2002; XU *et al.*, 2015; Boeckman; Layton, 2017).

A Figura 3 apresenta uma curva da distribuição da sensibilidade das espécies construída para comparar os valores de toxicidade aguda ( $CE_{50}$ ) e crônica (CENO) obtidos para *Ceriodaphnia silvestrii* exposta ao agrotóxico diuron com valores correspondentes para outras espécies de invertebrados, de acordo com os estudos de Mansano (2016). Em relação a toxicidade aguda de diuron, a *C. silvestrii* é mais sensível, comparando com as espécies *D. magna* (cladócero), *Tigriopus japonicus* (copépodo), *Artemia salina* (branquiópoda), *Hydroides elegans* (poliqueta), *Aiptasia sp.* (cnidário) e *Balanus amphitrite* (craca). Em

relação aos valores de toxicidade crônica (CENO), *C. silvestrii* foi mais sensível ao diuron (Mansano, 2016).

Figura 3 - Curva de distribuição da sensibilidade das espécies construída com base nos valores de CE50 (círculos abertos) e de CENO (círculos fechados) para diuron



Fonte: Mansano (2016).

Contudo, existem as incertezas quanto à precisão da CDSE para a representação do efeito ao nível de comunidade, características dos dados de entrada, ajuste da distribuição dos dados, importância ecológica do *endpoint* e ao nível de proteção e seus limites de confiança (Wang *et al.*, 2008; Forbes; Calow, 2002).

Apesar do grande interesse na área, a contribuição teórica das pesquisas à evolução do conhecimento sobre o uso CDSE necessita de maior rigor científico e compreensão das peculiaridades do tema.

#### 4.3 Hortaliças como organismos testes em ensaios de fitotoxicidade crônica

Efluentes industriais como o lixiviado de aterro sanitário, são frequentemente caracterizadas por sua alta concentração de matéria orgânica e compostos nitrogenados, podendo ser fontes de nutrientes para as culturas Zuo *et al.* (2019). No contexto do desenvolvimento da economia circular, o reaproveitamento e reuso de efluentes ricos em matéria orgânica e nutrientes podem ser alternativas para a fertilização dos solos e para o aumento do rendimento das culturas, porém, poluentes orgânicos e inorgânicos também são

encontrados nesses efluentes em concentrações assimiláveis pelas plantas (Fijalkowski *et al.* 2017).

Dentre esses contaminantes, Rede *et al.* (2016) e Gao *et al.* (2017) destacam micropoluentes como fármacos e hormônios, e quando presentes no solo são responsáveis por danos morfológicos, fisiológicos e moleculares em espécies de alface e trigo. Além disso, Boonnarat *et al.* (2021) afirmam que diversos micropoluentes podem conferir riscos para os ecossistemas e a saúde humana, e, normalmente, são encontrados no lixiviado de aterro sanitário, tais como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, pesticidas, fenóis, ésteres, ftalatos e metais pesados (Boonnarat *et al.* 2019; Kanyatrakul *et al.* 2020; Yi *et al.* 2017).

Cabe destacar que, a Organização Mundial da Saúde (OMS) classifica os fenóis e ftalatos como desreguladores endócrinos devido ao efeito prejudicial no sistema reprodutivo, desenvolvimento neural e sistemas imunológicos (Boonnarat *et al.* 2018; Boonnarat *et al.* 2021; Boonyaroj *et al.* 2014; Kanyatrakul *et al.* 2020).

Com o intuito de avaliar os riscos de propagação dos poluentes nos ecossistemas, tem-se generalizado o uso de ensaios de ecotoxicidade aguda, como teste de crescimento radicular de germinação de plantas ISO 18763:2020 (ISO, 2020). Entretanto, segundo Roques *et al.* (2023), a aplicação destes testes não permite evidenciar efeitos ecotóxicos associados à dispersão de poluentes no solo e no desenvolvimento das culturas.

Além disso, Oleszczuk *et al.* (2012) e Alvarenga *et al.* (2015) complementam que, como a fitotoxicidade aguda geralmente é avaliada por meio de testes de germinação, o impacto na fisiologia da planta não é ponderado.

Dessa forma, apesar de, geralmente, no reaproveitamento e reuso de efluentes na irrigação evidenciar-se as respostas fisiológicas e comportamentais que não causam morte imediata da planta, essa forma de exposição a longo prazo pode comprometer o crescimento e a reprodução de diferentes espécies, indicando efeitos de fitotoxicidade crônica (Kong, 2013).

Importante frisar que, a fitotoxicidade crônica também pode ser aplicada quando a fitotoxicidade aguda não foi suficiente para caracterizar um efeito tóxico, uma vez que, nem sempre a toxicidade aguda é capaz de refletir o potencial deletério de um efluente (Silva 2021).

Porém, atualmente, ainda não há consenso quanto à abordagem unificada e consolidada para os bioensaios de fitotoxicidade crônica, dado que, diferentes pesquisadores escolhem os métodos com base nos objetivos de seus estudos. No entanto, existem

parâmetros toxicológicos vastamente aceitos e utilizados em escala mundial, como a Concentração de Efeito Não Observado (CENO), ou seja, a maior concentração testada que não causa efeito adverso aos organismos-teste e a Concentração de Efeito Observado (CEO), que é a menor concentração que causa efeito estatisticamente significativo nos organismos-teste (ABNT, 2017).

De acordo com Costa *et al.* (2008), os valores numéricos de toxicidade crônica, expressos como CENO e CEO, são inversamente proporcionais à toxicidade, ou seja, menores valores numéricos indicam maiores toxicidades. Por isso, segundo esses mesmos autores, visando promover melhor comparação e relação direta com a toxicidade, esses parâmetros podem ser transformados Unidade Tóxicas Crônica (UTC), por meio das Equações 1 e 2.

$$UTC = \frac{100}{CENO} \quad (1)$$

$$UTC = \frac{100}{CEO} \quad (2)$$

Em que:

UTC = Unidades Tóxicas Crônica

CENO = Concentração do Efeito Não Observável

CEO = Concentração do Efeito Observável.

Todavia, Dos Santos (2022) afirma que a seleção de organismos-teste para a realização de testes de toxicidade crônica é um tópico crítico, pois eles precisam cobrir parte do ciclo de vida do organismo. Logo, esses organismos devem ter um ciclo de vida relativamente curto, para que os efeitos adversos ao crescimento e reprodução possam ser observados dentro de um período de teste razoável.

Diante disso, Fuentes *et al.* (2004) destacam que, para se investigar a possibilidade de reaproveitamento da água resíduária para irrigação e preparo do solo, é fundamental a avaliação de sua toxicidade, sobretudo a crônica, e sugerem as plantas como bioindicadores. Dessa forma, tem-se análises em vários estágios de desenvolvimento da planta, além de serem de fácil manuseio, rápido crescimento e sensíveis às baixas concentrações de sais e outros compostos tóxicos presentes em efluentes (Bitencourt; Duarte; Laura, 2021; Nascimento, 2021).

Os mecanismos de absorção e acumulação de nutrientes pelas plantas variam, dentre outros fatores, de acordo com as peculiaridades fisiológicas, morfológicas e anatômica de cada espécie, por isso, as respostas desses bioindicadores observadas através de diferentes *endpoints* (Marques; Américo-Pinheiro, 2017; Yadav *et al.* 2018). Com isso, permite-se estimar as consequências da exposição do contaminante ao ecossistema, auxiliando na avaliação dos riscos ambientais e no desenvolvimento de estratégias de controle e preservação da biodiversidade (Nasirian; Irvine, 2017).

Dessa forma, quando submetidas a uma exposição contínua ao agente tóxico em doses subletais durante o desenvolvimento da planta, podem ser avaliados *endpoints* associados ao metabolismo, morfologia, crescimento, reprodução e mutações genéticas (Gundel *et al.* 2019).

De acordo com Lee *et al.* (2023) ensaios que exigem exposições mais curtas e múltiplas respostas podem fornecer resultados mais completos, não apenas elucidando os mecanismos de toxicidade, mas também avaliando a sensibilidade relativa de diferentes *endpoints* às concentrações de tóxicos e períodos de exposição. Isso ajuda a identificar efeitos específicos mais eficazes na detecção de danos fitotóxicos, melhorando assim a precisão e utilidade desses biotestes (Nestler *et al.* 2012).

Portanto, para a nos bioensaios de fitotoxicidade crônica, destaca-se a avaliação de *endpoints* associados ao crescimento da raiz, altura da planta, transpiração e alterações bioquímicas como inibição da fotossíntese, respiração, síntese de proteínas ou hormônios e a atividade enzimática (Almarie, 2022; Król; Mizerna; Bozym 2020; Chen *et al.* 2021; Filho, 2022; Guedes *et al.* 2023; Mitra *et al.* 2021; Priac *et al.* 2017).

De acordo com Chen *et al.* (2021), o processo de fotossíntese é independente da população e altamente sensível à presença de tóxicos, o que leva ao seu uso crescente como *endpoints* ecotoxicológicos. Consequentemente, os parâmetros bioquímicos das plantas ligados ao desempenho fotossintético como a formação de trifosfato de adenosina (ATP), fixação de CO<sub>2</sub>, índices de clorofila e evolução de O<sub>2</sub>, têm sido usados como indicadores do efeito de estresses ambientais (Camuel *et al.* 2017; Kumar *et al.* 2014; Nestler *et al.* 2012). No entanto, a complexidade desses métodos e necessidade de ambiente rigorosamente controlado dificultam sua aplicação (Chen *et al.* 2021).

Calabró *et al.* 2022, ao avaliarem a toxicidade crônica de um solo contaminado por metais em alface (*Lactuca sativa* L.) observaram efeitos de toxicidade dependentes da concentração e do tempo foram observados, especialmente na largura da planta, biomassa

aérea fresca, área foliar e porcentagem de plantas com biomassa aérea completamente necrótica.

Nagajyoti *et al.* (2010) afirmam que podem ser observados efeitos de exposições crônicas quanto ao atraso ou limitação do crescimento da biomassa aérea e das raízes, reduções na área foliar e no número de folhas, alterações na morfologia dos caules e folhas, aparecimento de manchas, clorose ou necrose.

Baweja e Kumar (2020) também enfatizam como resposta (*endpoint*) à estressores químicos, o desequilíbrio na atividade antioxidante, que consiste na capacidade de uma substância ou sistema em neutralizar radicais livres e espécies reativas de oxigênio (EROs).

Os EROS são consequências naturais da respiração aeróbica como um subproduto do processamento de oxigênio e são moléculas altamente reativas que, em excesso podem resultar no estresse oxidativo (Nafees *et al.* 2019). Esse tipo de estresse pode levar a danos às proteínas, lipídios e DNA, afetar a fotossíntese e inibir o crescimento, resultados comuns da fitotoxicidade (Baweja; Kumar, 2020).

Isso posto, espécies de hortaliças tornam-se organismos-teste apropriados para bioensaios de fitotoxicidade crônica realizados em espaços que não exigem técnicas complexas, equipamentos sofisticados e ambientes extremamente controlados, além da sua relevância socioeconômica. Em consequência, Brito *et al.* (2018) afirmam que tais características contribuem para a popularização dos testes crônicos mais simples para avaliação da qualidade das águas resíduárias que se pretende utilizar em atividades agrícolas.

Sementes como as de cereais, leguminosas e de tubérculos, contêm grande reserva de nutrientes e a sensibilidade a substâncias tóxicas entre as espécies varia conforme a quantidade de nutrientes reservada (Ramos, 2016).

Por outra perspectiva, os ensaios de fitotoxicidade crônica com hortaliças podem contribuir significativamente para o desenvolvimento de práticas agrícolas mais seguras e sustentáveis. Ao identificar os níveis de toxicidade de diferentes substâncias químicas, é possível orientar o uso de fertilizantes, pesticidas e outras práticas de manejo agrícola de maneira a minimizar o impacto ambiental e garantir a saúde das culturas. Além disso, esses ensaios podem promover a utilização de técnicas de remediação ambiental, como a fitorremediação, que utilizam plantas para descontaminar solos poluídos (Chen *et al.* 2021).

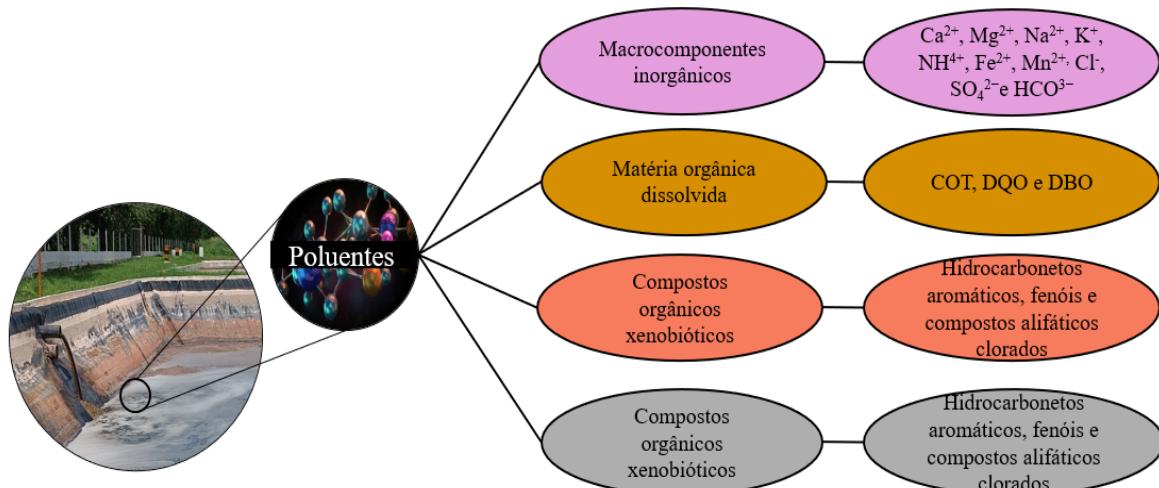
#### **4.4 Toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**

A principal fonte de contaminantes ambientais dos aterros sanitários é o lixiviado, um efluente de composição altamente complexa e variável, oriundo dos processos biológicos e químicos que ocorrem durante a decomposição dos resíduos e da infiltração da água da chuva que percola as diferentes camadas das células dos aterros (Abdel-Shafy *et al.* 2024; Ferraz; Povinelli, 2015).

Esses efluentes, geralmente, apresentam potenciais ameaças aos ecossistemas e devem ser tratados de forma adequada (Baderna *et al.* 2019). Para tanto, é necessário, compreensão aprofundada das características físico-químicas, o entendimento dos efeitos de sua disposição no ambiente e a definição do tratamento eficaz (Teng *et al.* 2021).

Conforme Christensen *et al.* (2001), nos lixiviados *in natura*, estão contidos compostos derivados de diferentes tipos de resíduos sólidos, existindo 4 grupos de principais poluentes, conforme ilustrado na Figura 4.

Figura 4 - Poluentes presentes no lixiviado de aterros sanitários



Fonte: Adaptado de Christensen *et al.* (2001) e Silva (2022).

Se tratando da matéria orgânica presente no lixiviado, ela pode dividida em frações não biodegradáveis, principalmente as substâncias húmicas originadas da condensação e polimerização de subprodutos de degradação microbiana, e em frações biodegradáveis, resultantes da decomposição inicial de resíduos sólidos orgânicos, compostas por estruturas simples de cadeia de carbono (Iskander *et al.* 2018; Teng *et al.* 2021).

Bila (2000) descreve os elementos químicos possíveis de serem encontrados nesse efluente, assim como, suas possíveis fontes de geração (Quadro 1).

Quadro 1 - Elementos químicos e suas fontes de geração, possíveis de serem encontrados em lixiviados de aterro sanitário

Elementos químicos	Fontes
Mercúrio e manganês	Pilhas comuns, pilhas alcalinas e lâmpadas fluorescentes
Níquel, cádmio e chumbo	Baterias recarregáveis (telefone e automóveis), resíduos da galvanoplastia
Arcênio, antimônio e cromo	Embalagens de tintas, vemizes e solventes orgânicos
Cobre, ferro e estanho	Material eletrônico, latas e tampas de garrafa
Alumínio	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas
Bromo e prata	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-x
Sódio, potássio, cálcio e magnésio	Material orgânico, resíduo da construção e galvanoplastia, cascas de ovo
Fosfato de cálcio, nitrato e bircarbonatos	Material orgânico presente no resíduo sólido urbano

Fonte: Bila (2000).

O lixiviado de aterro contém vários contaminantes emergentes prejudiciais, incluindo substâncias per e polifluoroalquil, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais e compostos desreguladores endócrinos (Qian *et al.* 2024; Rodrigues *et al.* 2023). Todavia, é importante destacar que a variabilidade na composição desse efluente ainda sofre influência de fatores como época do ano, condições climatológicas e hidrogeológicas, características dos resíduos aterrados e condições de infraestrutura e de operação do aterro. Essas influências também estão relacionadas a idade do aterro, atividade da flora microbiana e às características do solo (Araújo, 2019).

Portanto, a diversidade, complexidade e as interações dos compostos químicos conferem ao lixiviado o potencial tóxico, o qual pode ser intensificado pelos efeitos sinérgicos, aditivos ou antagonistas dessas substâncias, e tais efeitos podem ser mensurados por meio de testes de toxicidade (Gazola, 2020).

Nissim (2021) e colaboradores afirmam que diante da possibilidade dos compostos presentes no lixiviado, especialmente, *in natura*, apresentarem efeitos sinérgicos, antagônicos e aditivos nas plantas, a composição química por si só deve não representar a única característica importante na determinação de sua fitotoxicidade, destacando também a concentração na qual o efluente é aplicado.

Rogers *et al.* (2021) ressaltam que os efeitos ecotoxicológicos do lixiviado são variáveis, dependendo das concentrações dos poluentes, *endpoints* toxicológicos, organismos alvo e das condições de descarte de resíduos.

Estudos têm relatado a toxicidade de lixiviados de aterros em diferentes organismos-teste, enfatizando a contaminação ambiental causada pelo efluente, em especial, relacionada à idade do aterro a tipo do organismo escolhido para o ensaio (Colombo *et al.* 2019; Da Costa *et al.* 2018; Franco *et al.* 2017; Kalcikova *et al.* 2011; Scodelai *et al.* 2019; Zaltauskaite; Vaitonyte, 2016).

Nesse sentido, Kalcikova *et al.* (2011) destaca que o lixiviado gerado em célula em operação é mais tóxico aos organismos, quando comparado ao lixiviado de células já encerradas.

Baderna (2019) reporta a toxicidade, mutagenicidade e genotoxicidade do desse efluente, indicando que os efeitos podem ser observados em diferentes organismos expostos a baixas concentrações, configurando assim, risco para os ecossistemas e a saúde humana.

Mukherjee *et al.* (2015) afirmam que os poluentes contidos no lixiviado de aterros sanitários têm efeito acumulativo e prejudicial à ecologia e às cadeias alimentares, levando a efeitos carcinogênicos e genotoxicidade entre os seres humanos.

Por outra perspectiva, de acordo com Ghosh *et al.* (2017), existem vários fatores que alteram a composição do lixiviado, por isso, determinar os principais compostos que elevam sua toxicidade é essencial para estimar seu potencial de poluição, visto que as altas concentrações podem ser proporcionais ao aumento dos efeitos tóxicos.

No entanto, evidencia-se como lacuna na literatura a dificuldade em associar os efeitos tóxicos isolados de determinado poluente, já que inúmeros compostos estão presentes no lixiviado e em constantes reações.

Em vista disso, diversos estudos integram a caracterização química tradicionalmente usada para avaliar os riscos do lixiviado de aterro sanitário, às avaliações ecotoxicológicas, fornecendo uma medida da toxicidade geral dessa matriz ambiental (Baderna *et al* 2019; Ghosh *et al.* 2017).

Contudo, em meio ao desafio em determinar a toxicidade desse efluente, os métodos mais comuns baseados em pequenos organismos-teste, como bactérias, algas e microinvertebrados aquáticos, e organismos mais complexos como mexilhões, peixes, plantas e mamíferos (Paixão Filho, 2017; Ghosh *et al.* 2017).

Neste cenário, Ghosh e colaboradores (2017) revisaram os ensaios disponíveis para a avaliação ecotoxicológica do lixiviado, utilizando bioensaios com bactérias, plantas e organismos aquáticos.

Perante o exposto, é importante ressaltar que os organismos apresentam respostas diferentes quando expostos a um mesmo composto, com isso, segundo Bertoletti (2009), a sensibilidade dos organismos está diretamente relacionada à composição dos contaminantes.

Kalcikova *et al.* (2011) afirmam que os organismos aquáticos com maior sensibilidade ao lixiviado são *Daphnia magna* e *Lemna minor*, já *Artemia salina* e *Aliivibrio fischeri* são menos sensíveis, assim, os organismos de ambientes marinhos, geralmente, apresentam menor sensibilidade em virtude da elevada salinidade do lixiviado.

Ao analisar a toxicidade de lixiviados de aterros sanitários em diferentes regiões da Eslovênia, nos estudos de Kwasniewska *et al.* (2012), a planta *Sinapis alba* se mostrou mais sensível em comparação à bactéria *Alivibrio fischeri*.

Além de diferentes organismos, Baderna *et al.* (2019) destaca que, o caráter tóxico do lixiviado também pode investigado a nível celular. Esses efeitos podem ser analisados por meio de bioensaios que detectam alterações genéticas e inibições enzimáticas. Por exemplo, a estabilidade das membranas lisossomais como um biomarcador de estresse oxidativo é comumente utilizada na avaliação do potencial poluidor do lixiviado (Ghosh *et al.* 2017; Tsarpali; Dailianis, 2012).

Dessa forma, o aumento ou diminuição da toxicidade é essencial para determinar a eficiência das tecnologias de tratamento, assim como, as relações potenciais entre as características físico-químicas e ecotoxicidade do efluente (Da Costa *et al.* 2018). Para isso, recomenda-se a utilização de ensaios biológicos rápidos, sensíveis e econômicos, antes e após o tratamento do lixiviado (Baderna *et al.* 2019; Da Costa *et al.* 2018; Tigini *et al.*, 2014).

Dentre esses ensaios, destaca-se os bioensaios de fitotoxicidade, que avaliaram o efeito fitotóxico do lixiviado em diferentes espécies de plantas, a exemplo de alface, cebola, feijão, mostarda e milho, bem como, o *endpoint* avaliado (Quadro 2). Por exemplo, Gomes (2017) e Colombo *et al.* (2019), que aplicaram ensaios de fitotoxicidade aguda em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleracea*) e alface (*Lactuca sativa*) para a avaliação da toxicidade do lixiviado em aterros sanitários brasileiros.

Franco *et al.* (2017) avaliaram a toxicidade do lixiviado de aterro sanitário *in natura* sobre a germinação de sementes de alface e pepino e observaram que, mesmo em pequenas doses, o lixiviado influenciou negativamente a germinação das sementes, concluindo que estas espécies possuem baixa tolerância a esse efluente.

Quadro 2 - Espécies de plantas com respectivos nomes científicos e popular; os endpoints utilizadas para avaliação de toxicidade em lixiviado de aterro sanitário no período de 2015 a 2023

Espécie		Endpoint	Referência
Nome científico	Nome popular		
<i>Lactuca sativa</i>	Alface	Crescimento da raiz	Boonnarat <i>et al.</i> 2021
		Crescimento da raiz	Nascimento (2021)
		Crescimento da raiz, da radícula e o número de sementes germinadas	Colombo <i>et al.</i> (2019)
<i>Barbarea verna</i>	Agrião	Crescimento da raiz	Anand; Palani (2022)
<i>Solanum lycopersicum</i>	Tomate	Crescimento da raiz primária > 5mm	Budi <i>et al.</i> (2016)
		Crescimento da raiz	Nascimento (2021)
		Crescimento da raiz	Silva (2022)
<i>Lycopersicon esculentum Mill</i>		Crescimento da raiz	Anand; Palani (2022)
<i>Zea mays L.</i>	Milho	Crescimento da raiz	Li <i>et al.</i> (2017)
<i>Allium cepa</i>	Cebola	Alterações cromossômicas	Adeyemi-Ale <i>et al.</i> (2018)
			Anand; Palani (2022)
<i>Sinapis alba L</i>	Mostarda-branca	Crescimento da raiz	Vaverková <i>et al.</i> (2020)
			Šourková <i>et al.</i> (2020)
<i>Eruca sativa Mill.</i>	Rúcula	Crescimento da raiz	Klauck <i>et al.</i> (2015)
<i>Epipremnum aureum</i>	Jibóia	Peroxidação lipídica	Boonnarat <i>et al.</i> 2021
<i>Brassica oleraceae</i>	Repolho	Crescimento da raiz	Gomes (2017)
			Nascimento (2021)
			Coutinho (2021)
<i>Cannabis sativa L</i>	Maconha	Crescimento da raiz	Vaverková <i>et al.</i> (2019)
<i>Pennisetum purpureum Schumach</i>	Capim elefante	Estado nutricional	Câmara Junior (2022)
<i>Cucumis sativus</i>	Pepino	Crescimento da raiz	Franco <i>et al.</i> (2017)
<i>Vigna radiata</i>	Feijão- mungo	Crescimento da raiz	Kanyatrakul <i>et al.</i> (2020)
		Teor de clorofila e peroxidação lipídica	Wang <i>et al.</i> (2023)
<i>Cicer arietinum</i>	Grão de bico	Crescimento da raiz e do broto	Quraishi <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Autora (2024).

Kanyatrakul *et al.* (2020) estudaram o efeito do efluente de lixiviado na germinação de sementes de feijão e relataram que o efluente de lixiviado tratado de forma inadequada inibiu a germinação das sementes. Nos estudos realizados por Wang *et al.* (2023) e colaboradores, lixiviado *in natura* nas diluições de 15% e 20% reduziram os níveis de clorofila e causaram danos oxidativos às folhas de feijão-mungo.

Sob outro enfoque, devido a composição diversa do lixiviado de aterro sanitário, ele também pode atuar como fonte de nutrientes dissolvidos necessários ao desenvolvimento de culturas e, portanto, vem sendo aplicado como biofertilizantes (Alaribe; Agamuthu, 2016).

Pesquisas vêm sendo desenvolvidas sobre a disposição do lixiviado de aterro sanitário no solo, nesse sentido, Silva *et al.* (2011) e Câmara Junior (2022) afirmam que esse efluente constitui uma rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais, assim ele passa a ser visto não apenas como líquido com alta carga poluidora, mas também como uma fonte de fertilizante para o solo, quando aplicado em doses adequadas. Segundo os autores retomencionados, o lixiviado é constituído de nutrientes importantes para agricultura, como o nitrogênio, fósforo, potássio, bem como a matéria orgânica, os quais demonstram potencial em relação ao seu aproveitamento na irrigação de culturas.

Para Cheng e Chu (2011), o aproveitamento do lixiviado na irrigação de culturas pode completar o ciclo de nitrogênio (N), retornando à biodisponibilidade desse composto ao ecossistema pela fitorremediação no sistema solo-planta.

Nos estudos realizados por Coelho *et al.* (2018) a altura e o diâmetro do caule da planta de girassol foram afetados pelo lixiviado, em que, o tratamento com 60% de água de abastecimento e 40% do efluente resultou em plantas com melhores características. Ainda segundo esses autores, a utilização do lixiviado na fertirrigação de culturas agrícolas favorece a ampliação da área irrigada, permite aumentar o rendimento e a qualidade das culturas, melhora as características físicas, químicas e biológicas do solo e melhora a saúde ambiental e pública, quando utilizada em conjunto com práticas adequadas de manejo do solo.

No entanto, a aplicação de doses elevadas de lixiviado de aterro sanitário no solo para fins de fertirrigação pode reduzir a sua qualidade e, consequentemente, proporcionar a queda na produção da biomassa da planta e, ainda, causar aumento nos teores de elementos químicos no tecido vegetal (Coelho, 2016).

Sales Junior *et al.* (2024), ressalta a necessidade de estudos envolvendo ecotoxicologia terrestre para estimar a contaminação do solo por lixiviados e, compreender

os níveis tóxicos desse efluente nas plantas, é fundamental para determinar valores orientadores na avaliação de risco e nos processos de remediação e reciclagem em solos.

Perante o exposto, a utilização de bioensaios de fitotoxicidade é importante na difusão de metodologias de fácil reproduzibilidade e controle para o monitoramento da toxicidade do lixiviado, permitindo que na sua possível aplicação na irrigação de culturas, garanta o desenvolvimento saudável da planta e a qualidade do solo. Assim, os testes ecotoxicológicos como complemento das análises físico-químicos, contribui para avaliar os riscos que o lixiviado pode causar ao longo da vida útil de um aterro sanitário, principalmente, devido sua composição variada.

#### **4.5 Padronização e normativas para bioensaios de fitotoxicidade**

A nível mundial, organizações e agências de normatização publicam e atualizam procedimentos e espécies diferentes para a realização dos bioensaios, e dentre elas estão: *American Public Health Association* (APHA), *American Society for testing materials* (ASTM), *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), *Association française de Normalisation* (AFNOR), *International Organization for Standardization* (ISO) e *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD).

No Brasil, em 2011, foi sancionada a Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), e em seu Art. 18, dispõe que,

“o efluente lançado em corpo hídrico 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, sendo necessário, após tratamento, além de testes físico-químicos, análises toxicológicas.”

A referida resolução foi um marco nacional para a investigação da atividade potencialmente tóxica de efluentes liberados no meio ambiente. Com isso, foi possível maximizar o conhecimento obtido por meio de estudos reducionistas, como as análise físico-químicas, e, simultaneamente, a avaliação os efeitos tóxicos de subprodutos que possam estar presentes pós-tratamentos.

Todavia, mesmo com a existência desse instrumento nacional, são incipientes as normatizações estaduais que abordem os critérios ecotoxicológicos para a avaliação de efluentes, exceto os estados de São Paulo (Resolução SMA nº 03/2000), Santa Catarina (Portaria FATMA Nº 017/ 2002), Paraná (Resolução CEMA nº 81/2010), Rio de Janeiro (Norma Operacional Padrão INEA – 008/ 2018).

Além disso, tem-se normativas como o Manual de Controle Ecotoxicológico de Efluentes Líquidos no Estado de São Paulo, de autoria de Eduardo Bertoletti, publicado em 2013 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB); e a Norma Brasileira (NBR) 15350 de agosto de 2020, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), que estabelece as diretrizes para Ecotoxicidade Aquática – Toxicidade crônica de curta duração – Método de Ensaio com ouriço-do-mar (*Echinodermata: Echinoidea*).

Mais recentemente no Brasil, em 2021, foi publicada a Resolução CONAMA nº 503, que dispõe sobre regulamentação para reuso de efluentes da agroindústria na fertirrigação. Esta resolução tem o intuito a promoção de práticas sustentáveis no setor da agroindústria, criando diretrizes para o uso seguro e eficiente de efluentes para fins agrícolas, visando a proteção ambiental e redução o consumo de água.

Embora, há pouco tempo, tenha avançado a legislação brasileira referente às práticas de reuso agrícola, ela permanece principiante. Associada a isso, a diversidade do Brasil em clima, solo, sistemas de tratamento de águas residuais e culturas agrícolas destaca as lacunas no conhecimento técnico e científico que precisam ser abordadas.

Em vista disso, alinhar as características do efluente com as necessidades nutricionais da cultura aumenta a sustentabilidade econômica e ambiental do sistema, sendo necessário ainda o conhecimento sobre a toxicidade do efluente e como ele afeta o desenvolvimento dos sistemas vegetais (Mainardis *et al.* 2022).

No entanto, cabe acrescentar, que a avaliação ecotoxicológica abordada pelas resoluções estaduais, nacionais e internacionais, retromencionadas, geralmente, utilizam organismos aquáticos. Embora, os seus resultados sejam excelentes para o diagnóstico da qualidade ambiental e de controle da poluição, tem-se o desafio em extrapolar-los para o homem ou para organismos terrestres, pois existe diferença na sensibilidade dos organismos expostos ao mesmo contaminante (Aragão; Araújo, 2014; Nascimento, 2021).

Adicionalmente, a nível de Brasil, os testes com espécies vegetais para determinar a inibição da germinação das sementes e os efeitos no desenvolvimento das plantas, não são considerados como parâmetros analíticos da toxicidade de efluentes pela ABNT (ABNT, 2016) e CETESB (CETESB, 2017). Dessa forma, abrem-se lacunas para estudos com hortaliças como bioindicadores de toxicidade de águas residuárias que possam promover sua inserção na rotina em diagnósticos ambientais.

Apesar do amplo uso de bioensaios com plantas na investigação científica, são escassas as buscas por padronização dos procedimentos experimentais adotados, sendo necessária sua uniformidade para melhoria da compreensão dos resultados obtidos,

especialmente, devido ao aumento da aplicação de hortaliças na investigação da toxicidade de amostras ambientais.

Destaca-se também a importância da padronização, pois, atualmente, como não há um método universalizando, os testes de fitotoxicidade para um efluente alvo pode originar em conclusões diferentes dependendo do momento da avaliação (Peduto *et al.* 2019).

Diante disso, é de extrema valia a elaboração de protocolos que auxiliam rotineiramente o desenvolvimento de ensaios de fitotoxicidade com hortaliças, de forma eficiente e reproduzível, a fim de se aperfeiçoar as condições em que os testes são realizados (Simões *et al.* 2013).

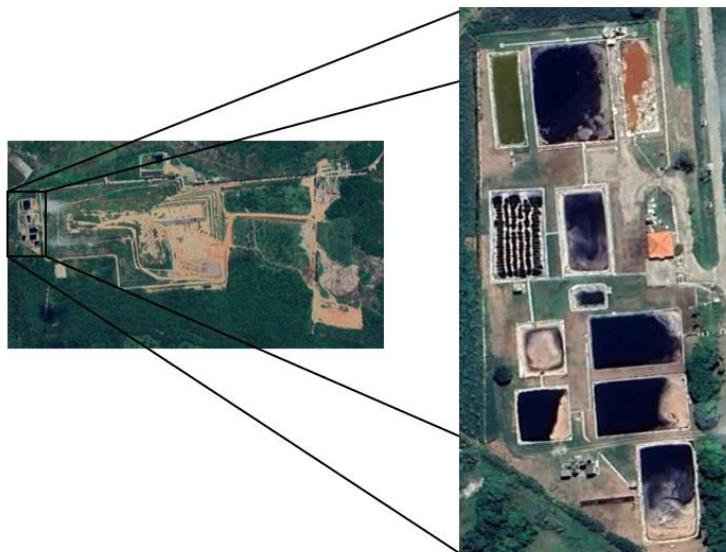
## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 Coleta e caracterização do lixiviado *in natura*

O lixiviado *in natura*, utilizado como objeto de estudo, foi proveniente do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa, denominado EcoParque João Pessoa (ECPJP) e administrado pela empresa Orizon.

O aterro está em operação desde o ano de 2003, está localizado entre os municípios de João Pessoa e Santa Rita, no estado da Paraíba, possui uma área de aproximadamente 100 hectares e 24 células de destinação final do lixo domiciliar (João Pessoa, 2021) (Figura 5).

Figura 5 - Vista do Eco Parque João Pessoa com destaque para o sistema de lagoas para o de tratamento do lixiviado



Fonte: Google Earth (2024).

Segundo o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa (2014), o ECPJP recebe resíduos sólidos Urbanos de classe II-A, provenientes de sete municípios que formam o Consórcio de Desenvolvimento Intermunicipal da Área Metropolitana de João Pessoa – CONDIAM, sendo eles: João Pessoa, Cabedelo, Bayeux, Santa Rita, Conde, Cruz do Espírito Santo e Lucena.

As amostras do lixiviado *in natura* utilizadas na etapa 1 foram coletadas em abril de 2021 e abril de 2022 (amostras 1 e 2), e, as amostras utilizadas na etapa 2 foram coletadas em setembro de 2023 (amostra 3). Todas as amostras foram coletadas na lagoa de decantação, a qual recebe o efluente diretamente e das células do aterro sanitário (Figura 6).

Figura 6 - Procedimento de coleta do lixiviado *in natura* proveniente do ECPJP



Fonte: Autora (2024).

As amostras foram armazenadas em recipientes plásticos (25 L) e encaminhadas ao Laboratório de Saneamento do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba - UFPB (Labsan), onde foi conservada em refrigerador ( $\pm 4^{\circ}\text{C}$ ) para a preservação de suas características (Apha; Awwa; Wef, 2017). Para os procedimentos experimentais, as amostras foram previamente deixadas à temperatura ambiente para posterior utilização.

A caracterização da amostra do lixiviado foi baseada na determinação de parâmetros físicos e químicos de pH, turbidez, condutividade elétrica, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal, cloretos e sulfatos segundo as metodologias descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater 22th* (Apha; Awwa; Wef 2017) (Tabela 1).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 1, nota que se trata de um efluente com pH básico, com elevada alcalinidade, altas concentrações de matéria orgânica de difícil degradação, observadas em termos de DQO e sais, como cloretos e sulfatos.

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lixiviado *in natura* oriundo do ECPJP.

Parâmetros	Métodos	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Média
pH (adimensional)	4500-H+ B	8,00	8,34	8,16	$8,17 \pm 0,14$
Turbidez (NTU)	2130 B	277,00	111,33	673,66	$354,00 \pm 235,94$
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2320 B	-	-	233,70	$233,7 \pm 0,00$
Nitrito (mg N-NO <sub>3</sub> /L)	4500-NO <sub>3</sub> *	0,10	3,65	0,10	$1,28 \pm 1,67$
Cloreto (mg Cl <sup>-</sup> /L)	4500 Cl B	3998,80	6331,37	-	$5164,09 \pm 1166,29$
Sulfato (mg SO <sub>4</sub> /L)	4500-SO <sub>4</sub> E	-	86,16	-	$86,16 \pm 0,00$
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	5220 D	9000,00	37148,70	7200,00	$17782,90 \pm 13713,39$
Sólidos Totais (mg/L)	2540 G	37781,00	37516,00	-	$37648,50 \pm 132,50$
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	2540 G	5477,00	15998,00	-	$10737,50 \pm 5260,50$
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	2540 G	32305,00	21518,00	-	$26911,50 \pm 5393,50$

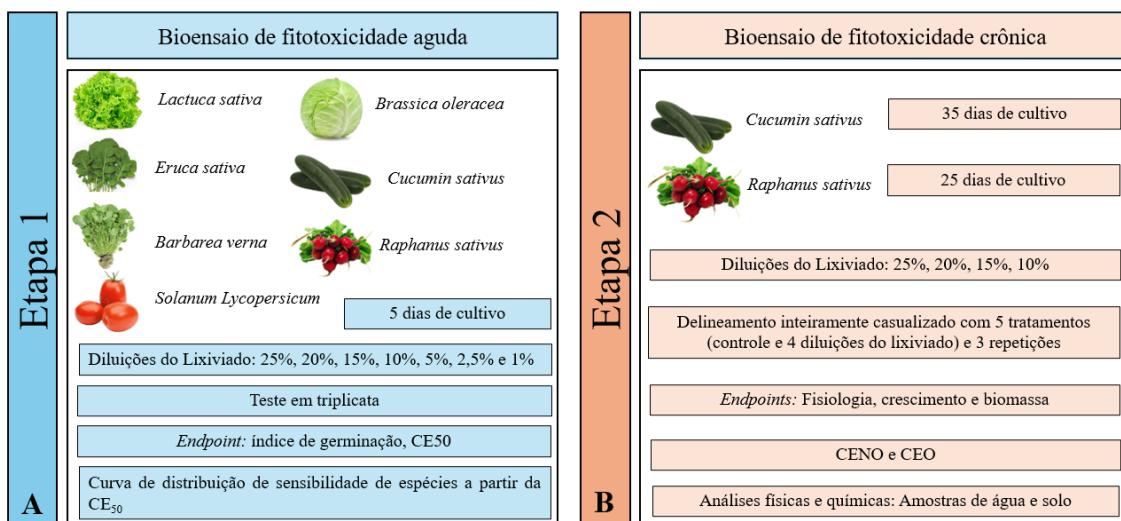
Legenda: \*Amostra 1 coletada em abril de 2021; Amostra 2 coletada em abril 2022; Amostra 3 coletada em setembro de 2023.

Fonte: Autora (2024).

## 5.2 Etapas da pesquisa

Para avaliação da fitotoxicidade do lixiviado *in natura*, a presente pesquisa foi estruturada em duas etapas, cujas características gerais estão na Figura 7.

Figura 7 - Visão geral da pesquisa para os ensaios de fitotoxicidade aguda (etapa 1) e fitotoxicidade crônica (Etapa 2) com as respectivas condições dos testes e *endpoints*



Legenda: A - Características do bioensaio de fitotoxicidade aguda; B - Características do bioensaio de fitotoxicidade crônica.

Fonte: Autora (2024).

Na **etapa 1** investigou-se os efeitos letais do lixiviado *in natura* em sementes de hortaliças, Alface (*Lactuca sativa*), Rúcula (*Eruca sativa*), Agrião (*Barbarea verna*), Tomate (*Solanum Lycopersicum*), Pepino (*Cucumis sativus*), Rabanete (*Raphanus sativus*) e Repolho (*Brassica oleracea*), sendo o crescimento da radícula e o índice de germinação os *endpoints* avaliados.

Nesta etapa definiu-se a semente mais sensível e a mais resistente à exposição aguda do efluente, sendo construída a curva de distribuição de sensibilidade de espécies (CDSE) a partir da definição da concentração efetiva que causa efeito à 50% dos organismos testes (CE<sub>50%</sub>).

Na **etapa 2**, foram investigados os possíveis efeitos subletais a partir de bioensaios de fitotoxicidade crônica em hortaliças mais resistentes identificadas pela CDSE (Etapa 1), bem como foi avaliada características químicas do solo após o cultivo.

Os testes da Etapa 2 foram realizados com duas espécies de hortaliças, pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com o lixiviado *in natura* em

diferentes diluições. Foram investigados os *endpoints* relacionados à análise de crescimento, fisiologia e produção de biomassa das plantas e foram determinadas as concentrações de efeito não observado (CENO), as concentrações de efeito observado (CEO) (ABNT, 2017).

### **5.3 Etapa 1: bioensaio de fitotoxicidade aguda de lixiviado *in natura* com de diferentes sementes de hortaliças**

#### **5.3.1 Procedimento experimental**

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), campus João Pessoa.

Com o intuito de avaliar os efeitos agudos do lixiviado foram utilizadas as diluições desse efluente em 25%, 20%, 15%, 10%, 5%, 2,5% e 1%, tendo como referência dos estudos desenvolvidos por Arunbabu *et al.* (2017), Adeyemi-Ale *et al.* (2018), Nascimento (2021) e Wdowczy e Pulikowska (2020). Como organismos testes foram utilizadas as sementes de Alface (*Lactuca sativa*), Rúcula (*Eruca sativa*), Agrião (*Barbarea verna*), Tomate (*Solanum Lycopersicum*), Pepino (*Cucumis sativus*), Rabanete (*Raphanus sativus*) e Repolho (*Brassica oleracea*). As hortaliças foram escolhidas por meio de levantamento bibliográfico, ponderando as espécies utilizadas em ensaios ecotoxicológicos de lixiviados de aterros sanitários (Quadro 2).

O efluente utilizado foi coletado no Ecoparque João Pessoa, sendo as amostras 1 e 2 da Tabela 1, e as sementes de hortaliças com pureza e percentual de germinação de 100% e 99%, respectivamente, foram adquiridas em lojas de produtos agropecuários, na cidade de João Pessoa.

Os bioensaios de fitotoxicidade aguda foram desenvolvidos conforme adaptação das metodologias utilizadas por Sobrero e Ronco (2004), Priac *et al.* (2017) e Souza (2019). O procedimento foi realizado em placas de Petri de vidro, de 90 mm, previamente higienizadas e identificadas, higenização com solução de ácido sulfúrico a 20 %, enxaguadas com água destilada e secas para evitar contaminação externa nos testes.

Em seguida, foram inseridos 2 discos de papel filtro (marca J. Prolab) como substrato e foram colocadas 10 sementes, em cada placa de Petri com auxílio de uma pinça, de modo que as sementes estivessem distribuídas uniformemente para crescimento das raízes.

Foram adicionados 6 mL de cada amostras, específicas de cada diluição e do controle negativo (água destilada), nas placas para umedecer o papel, e de forma cuidadosa, evitando a formação de bolhas de ar, conforme metodologia de Leite (2022).

As placas foram devidamente vedadas com tampa e filme plástico do tipo PVC, para evitar perda de umidade durante o teste e incubadas durante 5 dias (120 horas), à temperatura  $22^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$  usando uma incubadora (SOLAB, B.O.D SL 200/334).

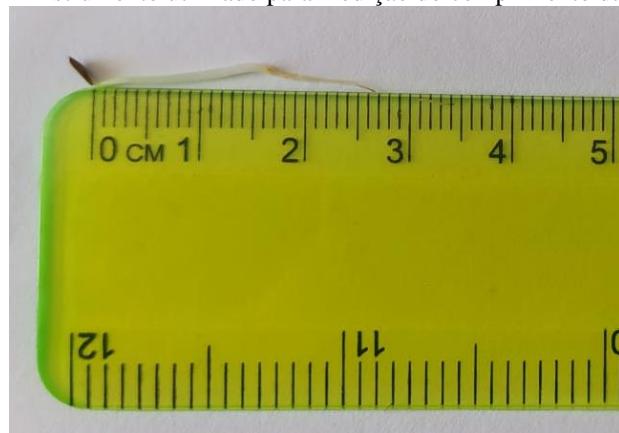
Os ensaios foram realizados em triplicata, e ao final, as plântulas das sementes foram medidas com auxílio de uma régua graduada de 30 cm (Figuras 8 e 9) e definiu-se os efeitos agudos por meio do índice de germinação (IG%).

Figura 8 - Placas de Petri com as sementes de agrião e lixiviado *in natura* após 120 h de ensaio de fitotoxicidade aguda



Fonte: Autora (2024).

Figura 9 – Instrumento utilizado para medição do comprimento da plântula



Fonte: Autora (2024).

A análise estatística dos dados foi feita por meio de ANOVA seguida dos testes de média de Dunnett, sendo este último para a comparação entre os tratamentos (diluições) e os grupos controle, considerando-se um nível de significância de 95%, utilizando o *software* MiniTab.

Além dos parâmetros estatísticos também foram considerados os pré-requisitos para controle negativo, que a porcentagem de germinação seja superior a 90% e o coeficiente de variação, inferior a 30% (Batista, 2016; Zagatto; Bertoletti, 2014).

### 5.3.2 Índice de germinação (IG)

Nos testes de fitotoxicidade aguda foram adotadas as condições de germinação, relacionando as amostras do efluente nas diferentes diluições e o comprimento médio das plântulas para obtenção do Índice de Germinação (IG) (Belo, 2011; Colombo, *et al.* 2019; Neves *et al.* 2020).

Trata-se do índice que correlaciona o número de sementes germinadas e o comprimento médio da plântula, definido pela Equação 3.

$$IG = \frac{N_S}{N_B} \times \frac{L_S}{L_B} \quad (3)$$

Sendo, NS o número de sementes germinada em cada diluição, NB o número de sementes germinada no controle, LS o comprimento médio das plântulas em cada diluição e LB o comprimento médio das plântulas do controle.

Para determinar a existência de uma correlação entre o índice de germinação e os tratamentos com diferentes concentrações do lixiviado, empregou-se o coeficiente de correlação de *Spearman*, com determinação do índice de correlação (IC), a fim de comprovar se há correlação com significância estatística (Hamilton *et al.* 1977; Gunst; Mason, 1980; Marques de Sá, 1993).

Com base no IG foi determinada a CE<sub>50</sub>, utilizando o *software* MiniTab (Báez *et al.* 2004), que indica a concentração do efluente capaz de afetar a germinação de 50% das sementes investigadas.

### 5.3.3 Curva de distribuição de sensibilidade (CDSE) das sementes de hortaliças

A CDSE foi definida com a curva dose-resposta a partir da análise de regressão, em função das diluições do efluente e da CE<sub>50</sub>, baseando nos estudos de Freitas *et al.* (2017), Spadoto (2017), Souza (2014) e Mansano (2016).

A partir da CDSE determinou-se a HC5%, em que o HC (*Hazardous concentration* – concentração perigosa) e 5% é a porcentagem de espécies ameaçadas pelo contaminante. Portanto, a HC5% consiste na diluição do efluente estimada para proteger 95% das espécies,

sendo frequentemente usada em avaliação de risco ambiental para definir limites seguros de exposição (Mansano, 2016).

A construção da curva distribuição de sensibilidade de espécies (CDSE) foi utilizando o software ETX 2.3, de acesso gratuito (Van Vlaardingen *et al.* 2004).

#### **5.4 Etapa 2: bioensaio de fitotoxicidade crônica de lixiviado *in natura* no desenvolvimento das culturas de pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*)**

##### **5.4.1 Procedimento experimental**

Para avaliar a fitotoxicidade crônica do lixiviado, foram utilizadas as plantas pepino (*Cucumis sativus*) e o rabanete (*Raphanus sativus*) como organismos testes, irrigadas com o efluente *in natura* em diferentes diluições, observando os efeitos no crescimento, na fisiologia e na produção de biomassa.

A escolha dessas hortaliças se deu a partir da curva de distribuição de sensibilidade de espécies construída na etapa 1 da presente pesquisa (Seção 4.3), considerando as espécies mais resistentes à exposição aguda do lixiviado *in natura*. O intuito da escolha dessas espécies foi o de avaliar os possíveis efeitos à exposição crônica do efluente, mesmo sendo resistente à exposição aguda.

O experimento foi conduzido em estufa agrícola, localizada no Centro de Energias Alternativas e Renováveis da Universidade Federal da Paraíba em parceria entre os professores do CT e CEAR. A estufa foi adquirida com recurso financeiro do projeto aprovado no Edital FAPESQ 09/21, com dimensões de 15 m de comprimento e 5 m de largura, constituída nas laterais por tela de sombreamento agrícola de 50% e coberta com tela de plástico transparente (Figura 10). A temperatura da estufa agrícola foi monitorada com termômetro de ambiente digital, sob incidência da luminosidade natural.

Figura 10 – Estufa agrícola utilizada no bioensaio de fitotoxicidade crônica



Fonte: Autora (2024).

Foram instalados dois experimentos, com base no delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com 5 tratamentos (diluições) e 3 repetições, para cada organismo teste, pepino e rabanete (Figura 11).

Nesta etapa foi utilizada a amostra 3 do lixiviado *in natura* do ECPJP (Tabela 1). As diluições foram definidas com base nos possíveis efeitos subletais que poderiam ocorrer nas plantas expostas ao lixiviado, considerando os resultados dos bioensaios de fitotoxicidade aguda (Etapa 1), e que estejam mais próximas daquelas supostamente dispostas nos ecossistemas. As diluições investigadas do lixiviado de aterro sanitário *in natura* foram de 25%, 20%, 15%, 10%. Para tratamento controle utilizou-se água da torneira.

Figura 11 - Arranjo dos experimentos para o bioensaio de fitotoxicidade crônica com as culturas de pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) a partir do experimento com DIC em estufa agrícola no período de outubro a novembro de 2023



Fonte: Autora (2024).

O solo utilizado foi coletado no município de Aroeiras localizado, aproximadamente, a 140 km de João Pessoa. Esse solo foi escolhido devido a sua disponibilidade para a coleta e por não apresentar histórico de contaminação. Após a coleta, o solo foi destorrado e peneirado manualmente com uma peneira metálica para remoção de impurezas na forma de pedregulhos e cascalhos. Para o cultivo, foram utilizados vasos de 2,8 kg, contendo 2,5 kg de solo natural e brita no fundo para auxiliar na drenagem, com irrigação do lixiviado proveniente do ECPJP.

Em cada unidade experimental (vaso), 5 sementes das respectivas espécies de hortaliças foram colocadas a aproximadamente 2 cm abaixo da superfície (Figura 12). As sementes foram pré-selecionadas, evitando sementes com deformidades, quebradas ou com coloração diferente.

Figura 12 – Disposição das sementes utilizada nas unidades experimentais no bioensaio de fitotoxicidade crônica



Fonte: Autora (2024).

Nas irrigações foram aplicados os volumes necessários para elevar a umidade do solo à capacidade de campo, em cada unidade experimental (vaso). Para isso, antes da semeadura os vasos foram pesados com solo seco, e em seguida foram saturados com o lixiviado nas diluições pré-estabelecidas. Diariamente os vasos eram pesados até o excesso de água ter sido drenado. Após a drenagem do solo, indicou-se que atingiu a capacidade de campo (saturação com água do solo ao nível de 100%).

Para o cálculo das aplicações do lixiviado e da água da torneira utilizou-se o balanço de água no solo feito por meio do método de pesagem dos vasos, adaptado de Gonçalves *et*

al. (2014), a partir da diferença da massa que correspondeu ao volume da água a ser aplicada para elevar o solo à capacidade de campo (Equação 3).

$$V = P_{cc} - P \quad (3)$$

Em que,

$V$  = Volume de água (L);

$P_{cc}$  = Massa do vaso saturado com água (kg);

$P$  = Massa do vaso antes da irrigação (kg).

As sementes foram plantadas e, diariamente, os vasos foram pesados, completando-se o volume até atingir o peso equivalente à capacidade de campo. Dessa forma, cada tratamento recebeu um volume de irrigação próprio, corrigido a cada irrigação, com base no consumo de água das plantas na irrigação anterior.

A água da torneira foi utilizada na diluição do lixiviado *in natura* para seus respectivos tratamentos e no tratamento controle. Foram determinadas o pH, condutividade elétrica e a salinidade dessa água, em triplicata (Tabela 2).

Tabela 2 - Valores médios das triplicatas dos parâmetros químicos da água da torneira

Parâmetros	Métodos	Valores (média ±DV)
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Método Eletrométrico	$399 \pm 0,58$
pH (adimensional)	Método Eletrométrico	$7,57 \pm 0,13$
Salinidade (ppm)	Método da condutividade elétrica	$0,39 \pm 0,01$

Fonte: Autora (2024).

O tempo de realização do experimento foi baseado no ciclo de vida de cada espécie. Segundo Zagatto e Bertolett (2014), o período de análise crônica deve superar 10% da duração da vida do organismo, portanto, foram definidas as seguintes condições para o bioensaio de fitotoxicidade crônica:

- i. Duração do experimento: para o pepino (*Cucumis sativus*) foi de 35 dias após a semeadura, atingindo a sua fase floração (Silva *et al.* 2011) e, para o rabanete (*Raphanus sativus*), o período de 25 dias após a semeadura, compreendendo o ciclo completo dessa espécie (Filgueira, 2008);
- ii. Desbaste: realizado em 7 dias após a semeadura de ambas as sementes investigadas, sendo mantidas duas plantas em cada unidade experimental (vaso);

iii. *Endpoints* avaliados foram relacionados à análise de crescimento, fisiologia e produção de biomassa (Quadro 3).

Quadro 3 – *Endpoints* avaliados nos ensaios de fitotoxicidade crônica do lixiviado *in natura* com pepino (*Cucumis sativus*) e o rabanete (*Raphanus sativus*)

Endpoint	Especificação
Altura da planta	Análise de crescimento
Número de folhas	
Diâmetro do caule	
Alongamento da raiz	
Clorofila A	Análise Fisiológica
Clorofila B	
Taxa de assimilação líquida de CO <sub>2</sub>	
Condutância estomática	
Taxa de transpiração	
Eficiência do uso da água	
Biomassa fresca (parte aérea e raiz)	Biomassa
Biomassa seca (parte aérea e raiz)	

Fonte: Autora (2024).

Durante o cultivo, as plantas foram monitoradas regularmente para identificar possíveis efeitos da exposição ao lixiviado no seu desenvolvimento, tais como o amarelamento, engruvinhamento, necrose, clorose, redução do porte ou morte (Amin *et al.* 2013).

Após a colheita, o solo foi coletado e encaminhado ao laboratório Agrolab, localizado no município de Recife-PE, para determinação de parâmetros associados à salinidade do solo realizada a caracterização do solo os parâmetros pH, cálcio (Ca<sup>+</sup>), magnésio (Mg), sódio (Na), cloretos, sulfatos, associados à salinidade do solo. Esses parâmetros foram escolhidos devido à composição do lixiviado *in natura* com elevadas concentrações de cloretos, sulfatos e outros que, possivelmente, afeta a salinidade do solo.

Vale ressaltar que devido a indisponibilidade de infraestrutura e greve nas instituições federais de ensino superior não foi possível avaliar o solo pós cultivo do pepino e rabanete irrigados com água da torneira (controle negativo) e com todas as diluições investigadas do lixiviado *in natura*. Em vista disso, limitou-se as análises do solo exposto às diluições de 25% e 10% do lixiviado *in natura*, para ambas as hortaliças, de modo a permitir a análise sob a maior e a menor concentração do efluente.

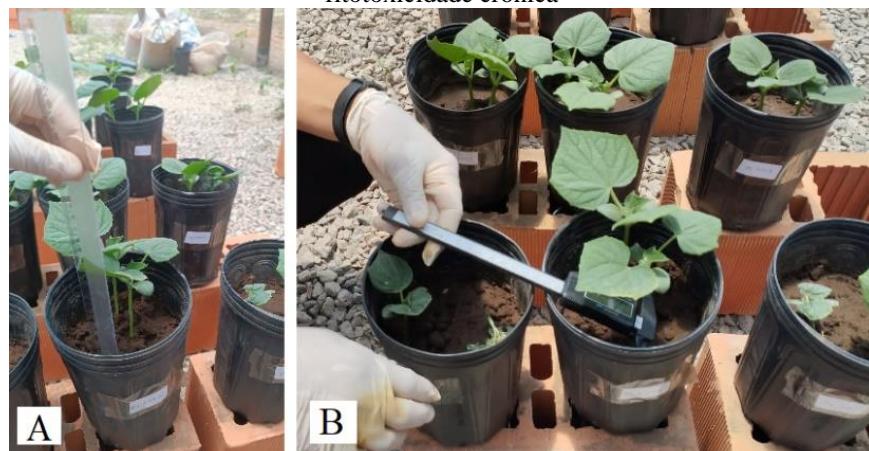
#### 5.4.2 Análises de crescimento

Os *endpoints* de crescimento foram avaliados semanalmente desde o desbaste até encerramento do experimento (35 e 25 dias após a semeadura para o pepino e rabanete, respectivamente), sendo esses:

- i. altura da planta(cm);
- ii. número de folhas;
- iii. diâmetro do caule (cm);
- iv. alongamento da raiz (cm).

O crescimento da planta foi medido de forma direta com régua graduada entre o meristema apical e a folha mais alta e o diâmetro do caule utilizando paquímetro digital (Figura 13).

Figura 13 - Coleta de dados de *endpoints* para análise de crescimento das plantas no bioensaio de fitotoxicidade crônica



Legenda: A – medição do *endpoint* de altura da planta com régua graduada; B – medição do *endpoint* diâmetro do caule utilizando paquímetro digital.

Fonte: Autora (2024).

Após o tempo de cultivo específico do pepino e do rabanete (duração dos experimentos), mediu-se o alongamento das raízes utilizando régua graduada (Figura 14).

Figura 14 - Medição do *endpoint* de alongamento das raízes utilizando régua graduada



Legenda: A – raiz da planta de pepino (*Cucumis sativus*); B – raiz da planta de rabanete (*Raphanus sativus*).

Fonte: Autora (2024).

### 5.4.3 Análise fisiológica

Os *endpoints* da análise fisiológica avaliados foram relacionados à eficiência fotossintética, coletados aos 23 dias após a semeadura do rabanete, e aos 33 dias para o pepino, por métodos não destrutivos de amostras, sendo esses:

- i. Clorofila A (micromol/m<sub>2</sub>/s);
- ii. Clorofila B (micromol/m<sub>2</sub>/s);
- iii. Taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> (micromol/m<sub>2</sub>/s);
- iv. Condutância estomática (mol/m<sub>2</sub>/s);
- v. Taxa de transpiração (mol/m<sub>2</sub>/s);
- vi. Eficiência do uso de água ((micromol/m<sub>2</sub>/s)/(mol/m<sub>2</sub>/s)).

Para determinar os parâmetros de clorofila A e B, foi utilizado o medidor portátil tipo *spad* (*Soil Plant Analysis Development*) (Figura 15).

Figura 15 - Modelo de medidor de clorofila portátil tipo *spad* utilizado no bioensaio de fitotoxicidade crônica.



Fonte: Fabricante Falker.

Já os *endpoints* taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub>, condutância estomática, taxa de transpiração e eficiência do uso da água foram coletados pelo analisador de fotossíntese IRGA (Figura 16).

Figura 16 - Analisador de fotossíntese IRGA utilizado no bioensaio de fitotoxicidade crônica da cultura de pepino (*Cucumis sativus*) e o rabanete (*Raphanus sativus*).



Fonte: Autora (2024).

#### 5.4.4. Biomassa

Ao final do cultivo de cada cultura conforme o tempo de duração dos experimentos, as plantas foram colhidas, separadas em raiz e parte aérea e colocadas em sacos de papel.

Cada estrutura das plantas foi pesada, para obtenção da massa fresca, posteriormente, colocadas em sacos de papel identificados de acordo com os tratamentos. Após pesagem as estruturas das plantas foram levadas para estufa com circulação de ar, a uma temperatura média entre 60 e 70 °C, por 3 dias, até atingirem massa constante. A estufa fica localizada no laboratório de Tecnologia de Alimentos, do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba. Ao final, os sacos foram pesados novamente para determinação da biomassa seca da parte área e da raiz.

#### 4.4.5 Análise estatística

Os dados dos endpoints de análise de crescimento, fisiologia e biomassa foram submetidos à análise de variância (ANOVA) pelo Teste F aos níveis de 1 e 5% de probabilidade. Quando os resultados foram significativos pelo teste F, seguiu-se o teste de Tukey, para identificar quais médias dos tratamentos são significativamente diferentes entre si. Os dados também foram submetidos ao teste de comparação de médias de Dunnett, comparando entre os tratamentos com as diferentes diluições do lixiviado e o grupo controle, e então definidas as Concentração de Efeito não Observado (CENO), Concentração de Efeito

Observado (CEO) (Brasil, 2016). Para análise desses dados, utilizou-se o programa estatístico *Assistat* versão 7.7.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 Caracterização do lixiviado

De acordo com os resultados presentes na Tabela 1, observa-se a variabilidade das características do lixiviado gerado no ECPJP. Amostras coletadas em um intervalo de um ano apresentam alguns parâmetros diferentes, com um destaque da considerável elevação no valor de DQO da Amostra 2, um crescimento de mais de 587% em relação à Amostra 1.

Vale ressaltar que as amostras foram coletadas em períodos distintos ao logo dos anos, o que pode sofrer influência das variações sazonais. Nascimento *et al* (2022), estudaram a influência da sazonalidade nos indicadores físico-químicos no lixiviado de aterro sanitário localizado na cidade de Campina Grande-PB. Segundo esses autores, as maiores variações foram nos parâmetros de alcalinidade total, DQO e sólidos voláteis, sendo analisadas amostras coletadas nos meses de março, abril, julho, outubro, novembro e dezembro do ano de 2019.

A literatura relata que a entrada de água no maciço de resíduos, por meio da precipitação, promove a diluição do lixiviado e, consequentemente, reduz a concentração de matéria orgânica (Yang *et al.*, 2019) e a de poluentes (Chamem; Fellner; Zairi, 2020).

Em um trabalho desenvolvido com o lixiviado do ECPJP, Pereira (2018) realizou a caracterização de seis amostras entre o período de novembro de 2016 e novembro de 2017, no qual foi determinada uma razão  $DBO_5/DQO$  variando entre 0,025 e 0,12, indicando baixa biodegradabilidade e características de lixiviado proveniente de aterro sanitário antigo ( $>10$  anos) (Amor *et al.*, 2015), justificada pelo tempo de operação do ECPJP de aproximadamente 20 anos.

Além disso, a elevada carga orgânica do lixiviado pode estar relacionada com a presença de substâncias húmicas, cujos principais componentes são os ácidos húmicos e fúlvicos e a humina (Queiroz *et al.* 2011; Oulego *et al.* 2016; Pereira, 2018). Esses compostos recalcitrantes, entre outras substâncias presentes no lixiviado, são responsáveis por agregar toxicidade ao efluente (Batista, 2016).

Com relação aos sais, em termos de cloreto, os valores foram elevados (3998,80 mgCl/L e 6331,37 mgCl/L). Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), os teores de cloretos observados em lixiviado de aterro sanitário costumam variar de 150 a 4.500 mg/L, faixa inferior à observada neste estudo. Contudo, em uma pesquisa realizada por Calabró *et al.* (2018) em aterro sanitário na Itália, foram encontradas concentrações de cloretos superiores a 5.900

mg/L. De acordo com Naveen *et al.* (2017), os altos valores presentes em amostras de lixiviado refletem a presença de sais solúveis contidos nos resíduos sólidos urbanos.

Nos estudos realizados por Wdowczyk e Pulikowska (2021) a concentração de cloretos presente no lixiviado oriundo de aterros sanitários ativos na Polônia variou entre 853 mg/L e 2670 mg/L, ao mesmo tempo que, em lixiviado de aterros sanitários inativos continham de 110 mg/L a 674 mg/L. Junior *et al.* (2019) encontrou cloretos na concentração de 4564,04 mg/L em lixiviado de aterro sanitário ativo localizado no estado brasileiro de Sergipe.

Quanto ao sulfato, no lixiviado do ECPJP foi encontrada a concentração de 86,16 mg/L na amostra 2, sendo esse composto resultado, principalmente, da decomposição da matéria orgânica (Naveen *et al.* 2017). Resultados encontrados na literatura apontam concentração de sulfatos presentes em lixiviados entre 40 mg/L e 700 mg/L (Bhalla *et al.* 2012; Bhalla *et al.* 2014, Naveen *et al.* 2017; Yang *et al.* 2022).

De acordo com Bhalla *et al.* (2012) valores de sulfatos no lixiviado diminuem com o aumento da idade do aterro, cujas concentrações entre 20 e 50 mg/L são representativos de aterros sanitários com mais de 10 anos de operação, pois a redução de sulfato a sulfeto coincide com o início das condições anaeróbicas de estabilização da degradação dos resíduos.

## 6.1 Etapa 1: Efeitos fitotóxicos agudos de lixiviado *in natura* para a germinação de diferentes sementes de hortaliças

Os resultados do ensaio de fitotoxicidade aguda do lixiviado *in natura*, considerando o *endpoint* de crescimento médio das plântulas (cm) das sementes de agrião, alface, pepino, rabanete, repolho, rúcula e tomate estão expressos na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores do *endpoint* de comprimento médio (cm) das plântulas das sementes de hortaliças diferentes expostas ao controle negativo e as diluições de 25%, 20%, 15%, 10%, 5%, 2,5% e 1% do lixiviado de aterro sanitário

Hortaliça	Controle Negativo	Diluição do Lixiviado <i>in natura</i>						
		1%	2,5%	5%	10%	15%	20%	25%
Agrião	1,75	1,28	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alface	1,86	1,44	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pepino	10,76	9,48	8,83	8,84	8,52	1,97	1,20	0,00
Rabanete	9,27	6,22	8,55	10,94	1,00	0,00	0,00	0,00
Repolho	6,27	4,40	5,60	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rúcula	5,20	3,10	5,33	3,84	0,00	0,00	0,00	0,00

Tomate	4,00	2,68	2,44	1,21	0,00	0,00	0,00	0,00
NOTA: Agrião ( <i>Barbarea verna</i> ); Alface ( <i>Lactuca sativa</i> ); Pepino ( <i>Cucumis sativus</i> ); Rabanete ( <i>Raphanus sativus</i> ); Repolho ( <i>Brassica oleracea</i> ); Rúcula ( <i>Eruca sativa</i> ); Tomate ( <i>Solanum Lycopersicum</i> ).								

Fonte: Autora (2024).

De acordo com o teste de Dunnett ( $\alpha=0,05$ ), para o pepino, não foram encontradas diferenças significativas entre os resultados do controle negativo (água destilada) e do lixiviado *in natura* apenas na diluição de 1%. Para a rúcula, os resultados com o lixiviado *in natura* nas diluições de 5 % e 2,5 % não diferiram do grupo controle e para tomate, alface, rabanete e agrião não houve diferença nas diluições 2,5 % e 1 %. Já para o repolho não foram encontradas diferenças significativas entre as diluições de 5%, 2,5 e 1% e o controle negativo.

Observa-se que na diluição de 25% do lixiviado *in natura* não houve crescimento em nenhuma das sementes investigadas. No entanto, o crescimento médio das plântulas das sementes variou de acordo com as demais diluições testadas, uma vez que, o pepino apresentou 1,20 cm, na diluição de 20% do efluente. O rabanete cresceu a partir da diluição de 10% (1 cm) e as sementes de tomate, rúcula e repolho cresceram a partir da 5% de diluição do efluente. Já a alface e o agrião cresceram apenas quando expostos às diluições de 2,5 e 1%.

Os resultados dispostos na Tabela 4 refere-se ao Índice de Germinação (IG) das sementes de hortaliças quando expostas às diferentes diluições do lixiviado *in natura* e ao controle negativo (água destilada). Os dados indicaram 100 % de germinação para todas as sementes expostas ao controle negativo (água destilada) e os coeficientes de variação foram inferiores a 30% apenas para as sementes de pepino (*Cucumis sativus*) e rúcula (*Eruca sativa*), indicando elevada variabilidade entre o conjunto de dados.

Tabela 4 - Índice de germinação (%) das diferentes sementes de hortaliças expostas ao controle negativo e as diluições de 25%, 20%, 15%, 10%, 5%, 2,5% e 1% do lixiviado de aterro sanitário

Hortaliça	Controle Negativo	CV* (%)	Diluição do Lixiviado <i>in natura</i>						
			1%	2,5%	5%	10%	15%	20%	25%
Agrião	100%	48	73%	37%	NG**	NG	NG	NG	NG
Alface	100%	85	87%	53%	NG	NG	NG	NG	NG
Pepino	100%	23	88%	79%	79%	74%	16%	9%	NG
Rabanete	100%	54	70%	92%	115%	10%	NG	NG	NG
Repolho	100%	49	79%	100%	64%	NG	NG	NG	NG
Rúcula	100%	27	40%	110%	76%	NG	NG	NG	NG
Tomate	100%	41	72%	52%	26%	NG	NG	NG	NG

Legenda: \*CV = Coeficiente da variação; \*\*Não Germinou

NOTA: Agrião (*Barbarea verna*); Alface (*Lactuca sativa*); Pepino (*Cucumis sativus*); Rabanete (*Raphanus sativus*); Repolho (*Brassica oleracea*); Rúcula (*Eruca sativa*); Tomate (*Solanum Lycopersicum*).

Fonte: Autora (2024).

Hoss *et al.* (2022) e Roig *et al.* (2012) consideram que um IG abaixo de 50% indica efeitos de alta toxicidade, portanto, na presente pesquisa o lixiviado nas diluições de 25%, 20%, 15% e 10% foi fitotóxico para todas as sementes investigadas, exceto para o pepino, que obteve o IG de 74%, quando exposto à diluição de 10% do efluente. Bem como, contatou-se a sensibilidade das sementes de agrião e alface, uma vez que elas germinaram apenas nos tratamentos com as menores concentrações do lixiviado *in natura* (2,5% e 1%).

Isso posto, observa-se que a presença do lixiviado foi preponderante para a mudança no IG, dado que na condição controle, esse índice foi de 100% para todas as sementes. Foi possível observar ainda o comportamento fitotóxico do lixiviado na diluição de 25%, com a inibição total da germinação de todas as sementes estudadas, possivelmente devido a uma maior biodisponibilidade de contaminantes presentes no efluente para absorção pelas sementes (Ogura *et al.* 2023).

Segundo Arunbabu *et al.* (2017), o lixiviado *in natura* em diluições superiores a 5% podem resultar na inibição total da germinação do feijão fradinho (*Vigna unguiculata L.*), pois a matéria orgânica não biodegradável interfere nas atividades enzimáticas, o que por sua vez impactaria significativamente o crescimento da planta.

De forma semelhante, as elevadas concentrações de sais a base de cloretos e sulfatos podem influenciar diretamente na redução no potencial germinativo, pois a germinação é um importante indicador da tolerância das plantas a esses compostos nos estágios de crescimento e desenvolvimento (Franco *et al.* 2017).

Com o excesso desses sais, espécies iônicas podem acumular nos tecidos vegetais, alterando a capacidade da planta em absorver, transportar e utilizar os íons essenciais ao seu crescimento (Lacerda *et al.* 2004).

Além disso, os sais podem afetar a absorção de água pelas sementes, dificultando a reidratação dos tecidos das plântulas, a estimulação da respiração e demais atividades metabólicas que culminam com o fornecimento de energia e de nutrientes necessários para o crescimento do eixo embrionário (Carvalho; Nakagawa, 2012).

Contudo, mesmo não havendo especificação em normas ambientais de valores máximos permissíveis para sais como cloretos e sulfatos, referindo-se ao lançamento de lixiviados de aterros sanitários no meio ambiente, esses parâmetros podem ser utilizados

para avaliar a contaminação do lançamento de lixiviado, seja *in natura* ou tratado inadequadamente, nos recursos hídricos (Franco *et al.* 2017).

Nos estudos de Young *et al.* (2012) a germinação de sementes de alface foi influenciada pela matéria orgânica, manganês e nitrogênio total.

Por outro lado, as sementes de rúcula e repolho apresentaram o IG% na diluição de 2,5% nos valores de 110 e 100%, respectivamente. O mesmo comportamento pode ser associado ao valor de 115% do IG% para a semente de rabanete, na diluição de 5%. Isso indica que, nessas diluições, os compostos presentes no lixiviado *in natura* favoreceram a germinação das sementes, pois os comprimentos médios das plântulas foram superiores ao do controle negativo.

Comportamento semelhante foi verificado no estudo de Arunbabu *et al.* (2017), ao determinar que o lixiviado em baixas concentrações promoveu o crescimento das sementes de feijão. Nascimento *et al.* (2022) ao estudar a fitotoxicidade aguda de sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleracea*) expostas ao lixiviado, também encontraram o aumento no crescimento da raiz quando comparadas com o controle, para amostras do lixiviado na concentração de 1%.

Ao correlacionar as diferentes diluições do lixiviado e os IG%, foram encontradas correlações negativas significativas em todas as sementes estudadas (Tabela 5).

Tabela 5 - Índice de correlação de Sperman para as sementes de hortaliças

Hortaliça	IC*
Agrião	-0,98
Alface	-0,98
Pepino	-0,98
Rabanete	-0,98
Repolho	-0,99
Rúcula	-0,97
Tomate	-0,98

Legenda: \* Índice de Correlação Sperman

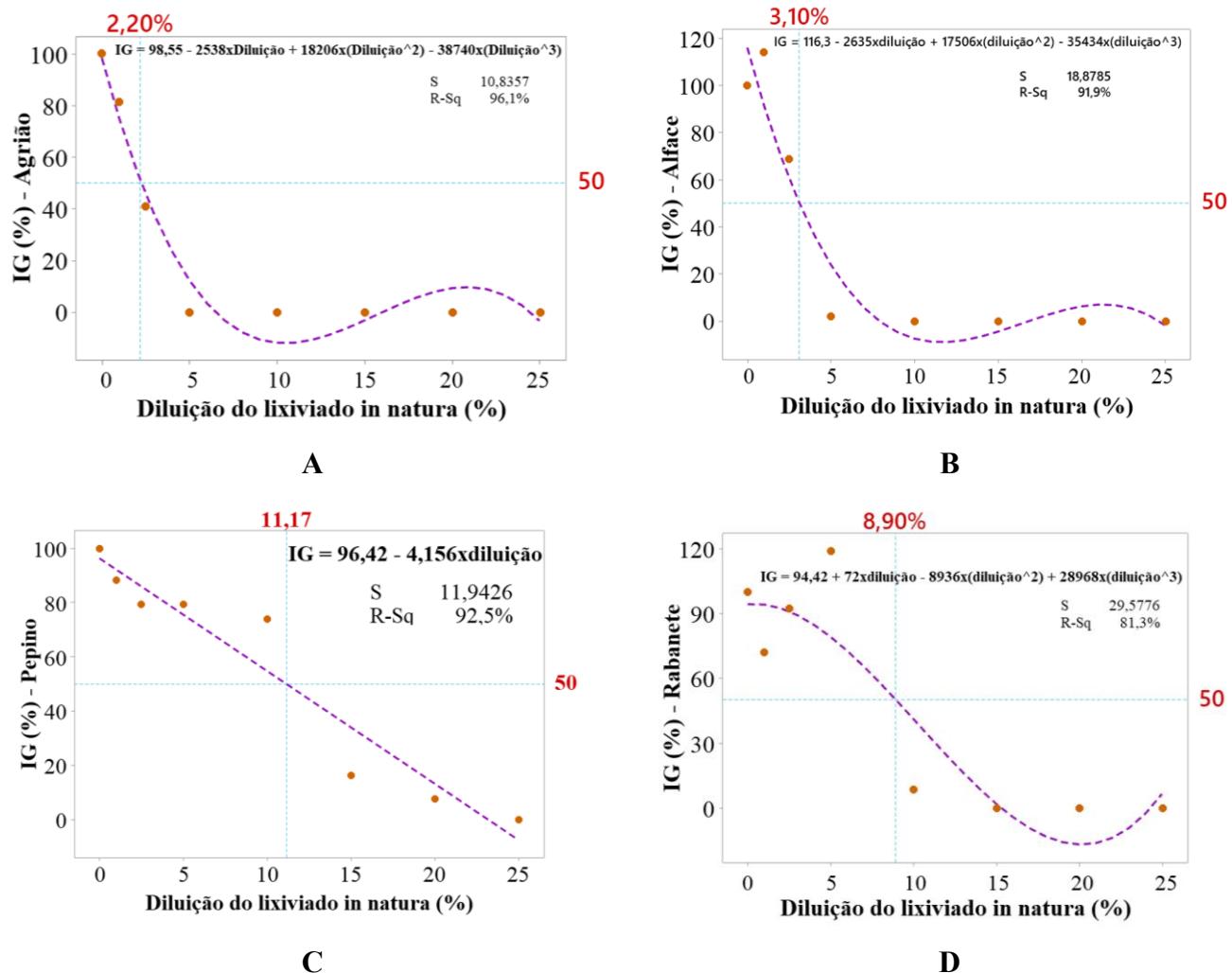
Fonte: Autora (2024).

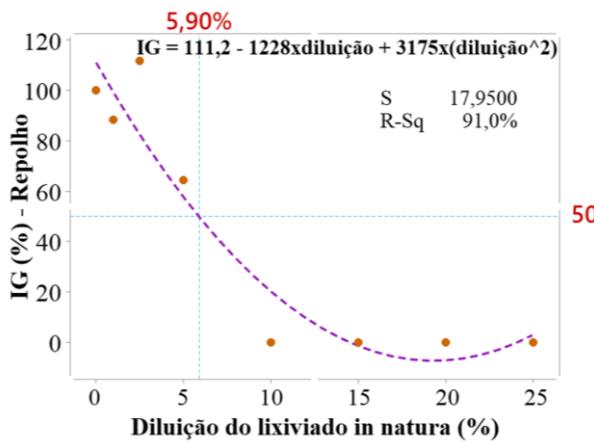
Com aumento da concentração do lixiviado, a germinação das sementes diminuiu, assim, nota-se que nas sementes das hortaliças estudadas na presente pesquisa, essa relação foi influenciada, majoritariamente, pelo fator poluente do lixiviado. Em vista disso, o fator poluente desse efluente foi o principal responsável pela correlação negativa entre suas diferentes diluições e o índice de germinação das sementes, comprovando o seu perfil

fitotóxico, possivelmente influenciado pela elevada concentração de sais e nitrogênio amoniacal.

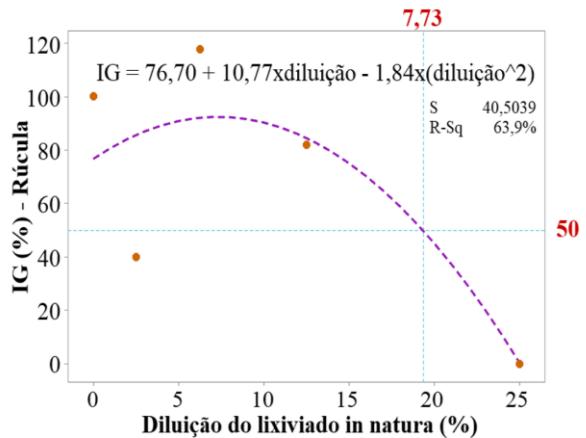
A concentração efetiva que causou inibição no crescimento de 50% das sementes (CE<sub>50</sub>) foi definida a partir curva dose-resposta, que relaciona a dose de uma substância e a resposta biológica observada do organismo teste. Para tanto, a relação dose x resposta foi representada nos gráficos presentes na Figura 17, cuja dose no eixo X, considerou-se a diluição do lixiviado e, como resposta no eixo Y, o IG%.

Figura 17 - CE<sub>50</sub> para o lixiviado *in natura* e sementes de hortaliças a partir da curva dose (%diluição) x resposta (IG)

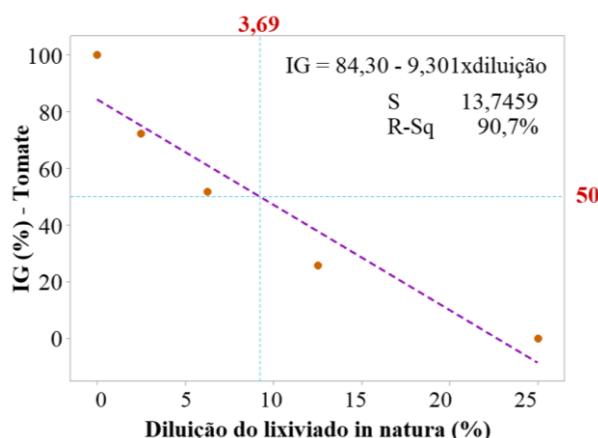




E



F



G

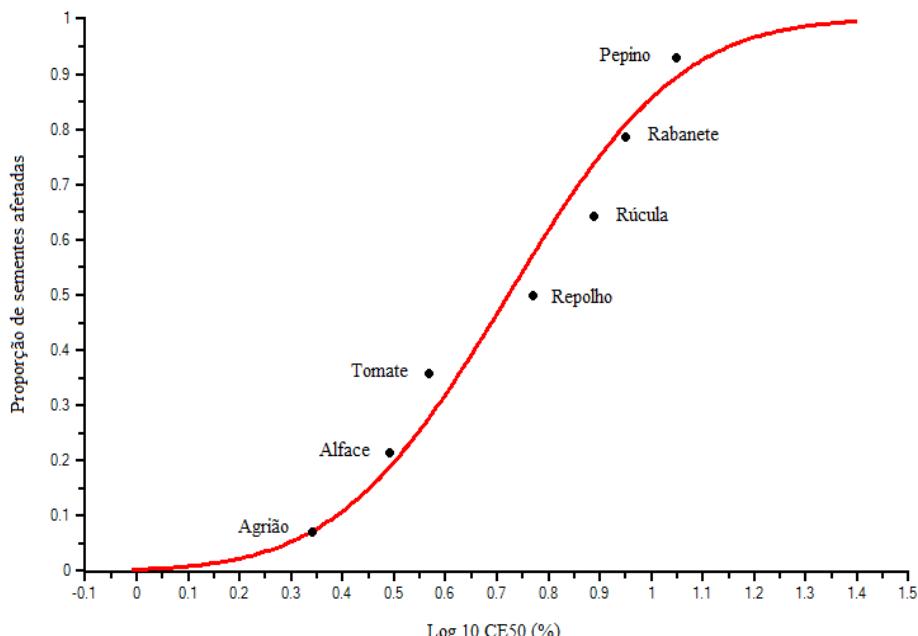
Legenda: IG = Índice de Germinação; S = erro padrão; R-Sq = coeficiente de determinação; A – Curva dose reposta para sementes do Agrião (*Barbarea verna*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*; B - Curva dose reposta para sementes do Alface (*Lactuca sativa*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*; C - Curva dose reposta para sementes do Pepino (*Cucumis sativus*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*; D - Curva dose reposta para sementes do Rabanete (*Raphanus sativus*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*; E - Curva dose reposta para sementes do Repolho (*Brassica oleracea*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*; F - Curva dose reposta para sementes do Rúcula (*Eruca sativa*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*; G - Curva dose reposta para sementes do Tomate (*Solanum Lycopersicum*) e as diferentes diluições do lixiviado *in natura*.

Fonte: Autora (2024).

De acordo com a Figura 17, os valores de concentração efetiva (CE<sub>50</sub>) variaram entre 2,20% e 11,17%, portanto, a maior CE<sub>50</sub> indica diminuição na toxicidade, uma vez que ela representa a concentração esperada de uma substância em um meio que produz o efeito em 50% da população de organismos sob condições definidas (Jiang *et al.* 2023).

A partir dos dados de CE<sub>50</sub> foi definida a curva de distribuição de sensibilidade de espécies (CDSE), expressa na Figura 18. Ao comparar a sensibilidade das 7 espécies, percebe-se que o agrião foi mais sensível ao lixiviado, ou seja, a sua resposta fisiológica, em termos de germinação, apresentou maior efeito fitotóxico agudo.

Figura 18 - Curva de distribuição de sensibilidade das espécies de sementes de hortaliças com base nos valores de  $CE_{50}$  (%) para lixiviado de aterro sanitário

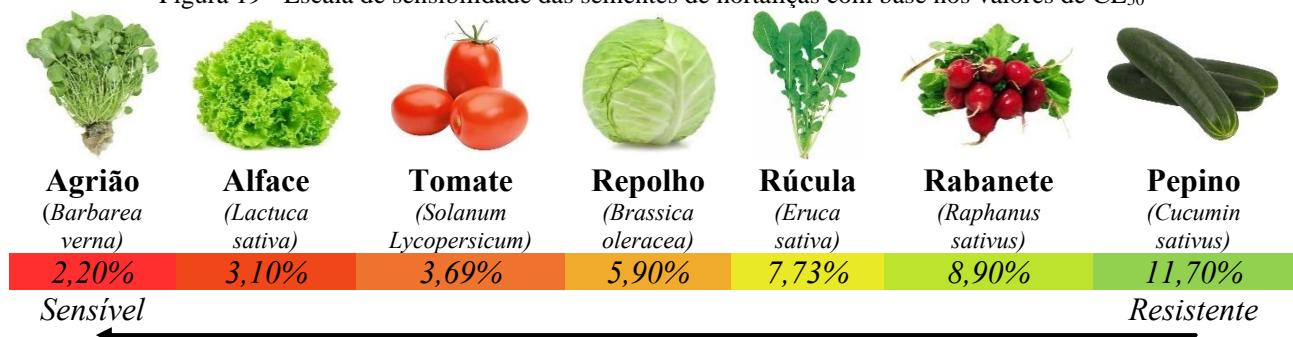


Fonte: Autora (2024).

Com a CDSE para o lixiviado proveniente do ECPJP, foi possível determinar o valor da concentração perigosa para 5% (HC5%) para as hortaliças, estimado em 1,84%. Isso indica que diluições do lixiviado acima de 1,84% exposta ao ambiente tem potencial para afetar 5% das espécies e que diluições inferiores à 1,84% devem proteger aproximadamente 95% das espécies (Mansano, 2016).

Os resultados da comparação da sensibilidade também podem ser visualizados na Figura 19, que mostra a escala de sensibilidade das diferentes sementes de hortaliças expostas ao lixiviado *in natura* de aterro sanitário, indicando que esse efluente foi menos fitotóxico para pepino (*Cucumis sativus*) ( $CE_{50} = 11,70\%$ ) e mais fitotóxico para o agrião (*Barbarea verna*) ( $CE_{50} = 2,20\%$ ).

Figura 19 - Escala de sensibilidade das sementes de hortaliças com base nos valores de  $CE_{50}$



Fonte: Autora (2024).

Ao analisar o lixiviado *in natura* de um aterro sanitário localizado na Cidade do México, Martínez-Cruz e Rojas-Valência (2024), encontraram valores de CE<sub>50</sub> para a alface (*L. sativa*) e o pepino (*C. sativus*) de 1,71, 2,0%, respectivamente, enquanto, no presente estudo foi a CE<sub>50</sub> de 3,10% para a alface e 11,17%, para o pepino, sendo esse o maior valor entre as sementes investigadas.

Importante destacar que a diferença para cultura de pepino entre esta pesquisa e os autores supracitados pode ser devido diferenças na marca, variante das espécies e nas condições para realização dos ensaios.

Hoss *et al.* (2022), investigando a fitotoxicidade aguda do lixiviado oriundo de um aterro sanitário localizado no estado brasileiro do Rio Grande do Sul com as sementes alface e pepino, afirmam que ambas as sementes se mostraram bastante sensíveis à toxicidade do efluente, no entanto, alface mostrou-se mais sensível, apresentando um melhor indicador que a semente de pepino.

Morandi e Ghanbari (2014) utilizaram três espécies vegetais, rabanete (*Raphanus sativus*), tomate (*Lycopersicum esculentum*) e agrião (*Lepidium sativum*), para analisar a fitotoxicidade de lixiviado *in natura* e, segundo esses autores, agrião apresentou maior sensibilidade, seguido do tomate e do rabanete.

No presente estudo, o tomate, com a CE<sub>50</sub> de 3,69%, também apresentou sensibilidade evidente ao lixiviado, sendo esse organismo teste aplicado como bioindicador em testes de fitotoxicidade para diversos contaminantes (Bargougui *et al.* 2020; Bellino *et al.* 2018; Berberidou *et al.* 2017; Cristina *et al.* 2020; Rashid *et al.* 2021; Saldarriaga *et al.* 2018).

Nos estudos realizados por Nascimento (2021), a fitotoxicidade aguda do lixiviado proveniente do aterro sanitário de Campina Grande apresentou variações entre as amostras analisadas e entre as espécies, cuja escala de sensibilidade das espécies foi repolho (CE<sub>50</sub>= 7,55%) < alface (CE<sub>50</sub> = 8,52%) < tomate (CE<sub>50</sub> = 12,20%), além disso, as três espécies de sementes foram mais sensíveis que as minhocas, pois apresentaram menores valores da CE<sub>50</sub>, o que mostra que as minhocas foram mais resistentes a contaminação. Esses resultados foram diferentes ao da presente pesquisa, o que também pode estar relacionado às diferenças entre os lixiviados investigados, pois o aterro sanitário de Campina Grande é um aterro intermediário com, com 9 anos de operação, enquanto o aterro sanitário de João Pessoa é considerado antigo, com aproximadamente 20 anos de operação.

A sensibilidade dos organismos está relacionada à composição dos contaminantes. Nos organismos aquáticos, por exemplo, apresentam maior sensibilidade a efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal (Bertoletti, 2009), enquanto as plantas são mais sensíveis a efluentes com elevado teor de matéria orgânica (Aydin *et al.* 2012).

Paixão Filho (2017) ao comparar a sensibilidade de espécies vegetais e marinhas expostas ao lixiviado, afirma que sensibilidade da planta terrestre foi maior do que com a bactéria luminescente.

Contudo, apesar das sementes de pepino e rabanete apresentarem mais resistentes ao lixiviado, pouco são os estudos sobre a fitotoxicidade desse efluente na literatura, razão pela qual seu modo de ação sobre estes organismos ainda não está claro.

Diante disso, destaca-se a importância da definição dos compostos específicos presentes no lixiviado que conferem sua toxicidade e o modo de ação na germinação das sementes. Nesse contexto, Martínez-Cruz e Rojas-Valênci (2024) afirmam que alumínio, cobre, ferro e zinco contribuem significativamente para a toxicidade aguda desses efluentes, bem como, Ak Singh e Chandra (2019) e Wdowczyk e Pulikowska (2021) complementam que a idade do aterro e a fase de operação influenciam na composição e a toxicidade do lixiviado.

Ademais, os compostos recalcitrantes, que são dificilmente identificáveis, também podem ser potencialmente responsáveis pela toxicidade desse efluente (Hoss *et al.* 2022; Tigini *et al.* 2014).

Todavia, os ensaios de fitotoxicidade aguda podem ajudar a entender o comportamento do lixiviado quando dispostos nos ecossistemas, de modo a contribuir para a difusão de novas práticas tratamento, reúso e reaproveitamento desse efluente, sobretudo, abordando o elevado volume de lixiviado gerado nos aterros sanitários e a pouca destinação ambientalmente adequada que lhe é dada. Para tanto, destaca-se a importância dos estudos relacionados à análise de risco da exposição do efluente nos ambientais terrestres, aprofundando a análise do efeito fitotóxico nos diferentes estágios de desenvolvimento da planta, ou seja, fitotoxicidade crônica.

## **6.2 Etapa 2: efeitos fitotóxicos crônicos de lixiviado *in natura* no desenvolvimento da cultura de pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*)**

### 6.2.1. Caracterização química do solo pós cultivo do pepino (*Cucumis sativus* L.) e rabanete (*Raphanus sativus*)

A caracterização química do solo coletado após o cultivo do pepino e do rabanete irrigados com água e com lixiviado *in natura* nas diluições de 25% e 10% está apresentada na Tabela 6.

Tabela 6 - Caracterização do solo pós cultivo das plantas de pepino (*Cucumis sativus* L.) e rabanete (*Raphanus sativus*) nos tratamentos com diluições do lixiviado 25%, 10% e na condição controle

Parâmetro	Solo pós cultivo do pepino			Solo pós cultivo do rabanete		
	Controle	25%	10%	Controle	25%	10%
pH	7,89	7,10	6,91	7,89	7,49	7,11
Condutividade elétrica (µS/cm)	764,00	9770,00	4960,00	125,30	8790,00	5950,00
Sódio (mmolc/ dm <sup>3</sup> )	5,50	74,60	40,50	5,10	68,10	42,60
Cálcio (mmolc/dm <sup>3</sup> )	29,00	246,00	102,00	21,20	274,00	111,00
Magnésio (mmolc/dm <sup>3</sup> )	32,00	348,00	220,00	26,70	376,00	244,00
Cloreto (mmolc/ dm <sup>3</sup> )	9,10	86,90	35,9	9,40	75,00	45,30
Sulfatos (mmolc/ dm <sup>3</sup> )	0,030	1,30	0,60	0,60	1,40	0,80
Potássio (mmolc/ dm <sup>3</sup> )	8,80	33,80	18,20	8,70	31,40	20,80

Legenda: Controle – solos cultivados com plantas de pepino e rabanete irrigadas com água da torneira; 25% - solos cultivados com plantas de pepino e rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado *in natura*; 10% - solo cultivado com plantas de pepino e rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado *in natura*.

Fonte: Autora (2024).

O pH do solo cultivado, tanto com o pepino como com o rabanete, manteve-se ligeiramente básico, com isso, apesar da aplicação do lixiviado, os resultados se mostraram próximos ao controle. Esse comportamento pode estar relacionado com a característica do lixiviado (Tabela 1) e as propriedades do solo decorrente de regiões áridas ou semiáridas, pois ambos, geralmente, também apresentam pH alcalino (Medeiros *et al.* 2021).

Nos estudos realizados por Duarte *et al.* (2008) também não foram identificadas diferenças nos valores de pH do solo cultivado com pimentão irrigado com efluente doméstico tratado e água de abastecimento público.

Andrade Filho *et al.* (2013) avaliaram o efeito de água resíduária de esgoto doméstico, sobre atributos químicos de solos, e segundo os autores não foram encontradas diferenças significativas para o pH, contudo, relatam que elevação dos valores de pH pode ocorrer atribuída ao pH básico do efluente.

Sdiri *et al.* (2023), indicaram que a irrigação com efluente de laticínio tratado pode manter os valores de pH do solo relativamente estáveis, preservando a qualidade do solo mesmo após 12 meses de irrigação.

Já de acordo com Franco (2018), o lixiviado de aterro promoveu elevação no pH do substrato de solo em diferentes profundidades, cujas maiores médias ocorreram no tratamento com 50% de lixiviado, de tal modo que esse tornou-se fortemente alcalino (pH > 8,3).

Yang *et al.* (2013) e Liu *et al.* (2018) mostraram que a irrigação com águas residuais da pecuária diminuiu ligeiramente o pH do solo, em comparação com a água doce.

Portanto, entende-se que variações no pH do solo podem ocorrer, a partir da irrigação com o lixiviado, todavia a manutenção do pH em valores próximos a 7,0, garante um ambiente propício ao desenvolvimento de espécies vegetais, identificando potencial positivo da aplicação do lixiviado (Franco *et al.* 2018).

Quanto à condutividade elétrica (CE), os valores encontrados nos solos com as diluições do lixiviado de 25% (9770,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), 10% (4960  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e com o controle (764,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), indicaram aumento expressivo na salinidade total do solo cultivado com pepino. Resultados semelhantes foram encontrados no solo cultivado com rabanete, com 127,30  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 8790,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e 5950,00  $\mu\text{S}/\text{cm}$  com as diluições do lixiviado de 25% e 10%, respectivamente.

Os teores de CE estão relacionados com a concentração de íons solúveis, tais como cloreto, sulfato, sódio e potássio e, solos com alta concentração desses sais e condutividade elétrica superior a 4000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , são classificados como solos salinos (Osman, 2018; Shahid, *et al.* 2018; Smith *et al.* 2021; Zamora Re *et al.* 2022). Isso corrobora com os aumentos no solo dos teores de sódio, cloreto, sulfato e potássio superiores a 100% com as duas diluições investigadas, em relação ao controle (Tabela 5).

Como o lixiviado de aterro possui elevada salinidade, consequentemente, pequena parte dos sais foi absorvida pelas plantas, resultando no acúmulo desses compostos no solo. Semelhante resultado do efeito salinidade foram verificados por Franco (2018) e Lima *et al.* (2001), no qual observaram que ânions nitrato, cloreto e sulfato presentes no lixiviado de aterro em valores elevados acumularam nos solos e foram altamente tóxicos. A elevada concentração dos sais no solo afetou os estágios de germinação e desenvolvimento das plantas, ocasionando distúrbios fisiológicos e decréscimo no potencial de germinação e crescimento.

Rigo (2016) avaliou o aproveitamento agrícola do lixiviado *in natura* na cultura de girassol (*Helianthus annus L.*), após 45 dias de cultivo os níveis de sódio e potássio no solo aumentou conforme a concentração do lixiviado, podendo advertir que em logo prazo a aplicação dessa água residuária poderá modificar os atributos químicos do solo.

Para Santos *et al.* (2009) os efeitos prejudiciais da salinidade em feijoeiros, por exemplo, são mais evidentes para o sódio que o potássio e, dentre os ânions, a ordem de importância prejudicial responde à sequência bicarbonato > cloreto > nitrato.

Segundo Fonseca *et al.* (2007) e Erthal *et al.* (2010) efeitos sobre a salinidade consistem em uma das principais alterações descritas para os solos irrigados com águas residuárias, juntamente com efeitos nos teores de carbono e nitrogênio totais, atividade microbiana e mineral, cálcio e magnésio trocáveis, sodicidade e dispersão de argilas.

Contudo, além de contribuir para a salinidade do solo, os sais solúveis acumulados mediante a irrigação com o lixiviado podem ter efeitos específicos nas plantas como necrose foliar (Turki; Bouzid, 2017).

Os teores de cálcio e magnésio no solo cultivado com o pepino também atingiram elevadas proporções, após a irrigação do lixiviado, em relação ao controle. De acordo com Romheld e Kirkby (2010), em solos com altas concentrações de Ca e Mg pode ocorrer o antagonismo entre esses macronutrientes, e com micronutrientes essenciais, como o ferro e manganês, reduzindo sua absorção pelas plantas. Além disso, o Ca em excesso pode tornar o solo demasiadamente alcalino, e o Mg pode favorecer a compactação do solo, afetando negativamente a aeração e a drenagem, consequentemente, prejudicando o desenvolvimento radicular e a absorção de água e nutrientes (Brady; Weil, 2016; Havlin *et al.* 2013).

Da mesma forma, após o cultivo com o rabanete foram observados valores de 21,20 mmol<sub>c</sub>/dm<sup>3</sup>, 274,00 mmol<sub>c</sub>/dm<sup>3</sup> e 111,00 mmol<sub>c</sub>/dm<sup>3</sup> para a condição controle e com as diluições de 25% e 10% do lixiviado, respectivamente. Com isso, pode ser destacado que, na maior concentração do lixiviado, houve o maior incremento no teor de Ca no solo. Diferentemente de Mendes *et al.* (2016) que avaliaram o efeito de esgoto tratado, sobre solos com plantio de rabanete e observaram redução nos teores de cálcio no solo de 76,00 para 54,70 mmolc/dm<sup>3</sup>.

No cultivo do rabanete a alta alcalinidade associada a solos ricos em cálcio pode reduzir a solubilidade de micronutrientes essenciais como ferro e manganês, levando a sintomas de clorose e crescimento atrofiado nas plantas (Aliyu *et al.* 2021).

O teor Mg também aumentou com a aplicação do lixiviado independente da diluição, e esse excesso pode desequilibrar a disponibilidade de nutrientes, causando deficiências secundárias de cálcio, essenciais a integridade das paredes celulares e para a divisão celular (Brady; Weil, 2016).

Todavia, alguns autores afirmam que os efeitos da salinidade no solo e, consequentemente sobre o crescimento das plantas, podem ser atenuados com a fertirrigação

com efluentes ricos em matéria orgânica, devido ao seu potencial de tamponamento (Andrade Filho *et al.* 2013; Bezerra *et al.* 2010; Cavalcante *et al.* 2010; Ould Ahmed *et al.* 2010).

Assim, impacto da salinidade nas plantas pode ser consequência de efeitos específicos de íons que podem acarretar toxidez ou desordens nutricionais, chamada de toxicidade específica. O efeito, neste caso, é específico, tendo origem químico-biológico. (Lacerda *et al.* 2004; Munns, 2002).

### 6.2.2 Fitotoxicidade crônica e *endpoints* de crescimento das plantas

Nos bioensaios de fitotoxicidade crônica, as plantas de pepino e rabanete foram expostas à quatro diferentes diluições do lixiviado *in natura* (10%, 15%, 20% e 25%) e ao controle (água da torneira). Os resultados da ANOVA apresentados na Tabela 7 e 8 indicaram que a irrigação com as diferentes diluições de lixiviado e água de torneira influenciou significativamente os *endpoints* de crescimento.

Os coeficientes de variação (CV) para os *endpoints* altura da planta, número de folhas, diâmetro do caule e alongamento da raiz foram inferiores a 30%, indicando a homogeneidade dos dados (Sobrero; Ronco, 2004; Souza, 2019), exceto no alongamento da raiz do rabanete que obteve o CV de 37,47% (Tabela 8).

Durante o cultivo do pepino, foi possível identificar efeitos fitotóxicos crônicos ( $p < 0,01$ ) (Tabela 7) mediante a ocorrência de diferenças significativas entre os valores médios do controle e das diluições do lixiviado para os *endpoints* de altura da planta, número de folhas e alongamento da raiz, não havendo efeito significativo para o diâmetro do caule.

Tabela 7 - Análise de variância (ANOVA) para análise de crescimento das plantas de pepino (*Cucumis sativus L*)

<i>Endpoint</i>	ANOVA				
	QM	F	F-crítico	p	CV (%)
Altura da Planta (cm)	130.42	6.11**	4.89	0.0039	15,96
Número de folhas	6.50	8.29**	4.89	0.0009	10,73
Diâmetro do caule (cm)	0.01	2.35 <sup>ns</sup>	3.05	0.101	9,99
Alongamento da raiz (cm)	15.67	18.70**	4.89	<.0001	26,28

Legenda: \*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); ns - não significativo; QM = Quadrado médio; F = estatística do teste f; CV = Coeficiente de variação.

Fonte: Autora (2024).

Para o rabanete, os efeitos fitotóxicos crônicos foram observados na altura da planta e diâmetro do caule (Tabela 8).

Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) para análise de crescimento das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*)

Endpoint	ANOVA				CV (%)
	QM	F	F-critico	P	
Altura da Planta (cm)	69.11325	17.6392**	4.8932	<.0001	18,14
Número de folhas	0.32500	0.3679 ns	0.116	0.8277	17,57
Diâmetro do caule (cm)	0.05393	8.4818**	4.8932	0.0008	17,17
Alongamento da raiz (cm)	7,50075	0,6961 ns	0,1160	0,6063	37,47

Legenda: \*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); ns - não significativo; QM = Quadrado médio; F = estatística do teste f; CV = Coeficiente de variação.

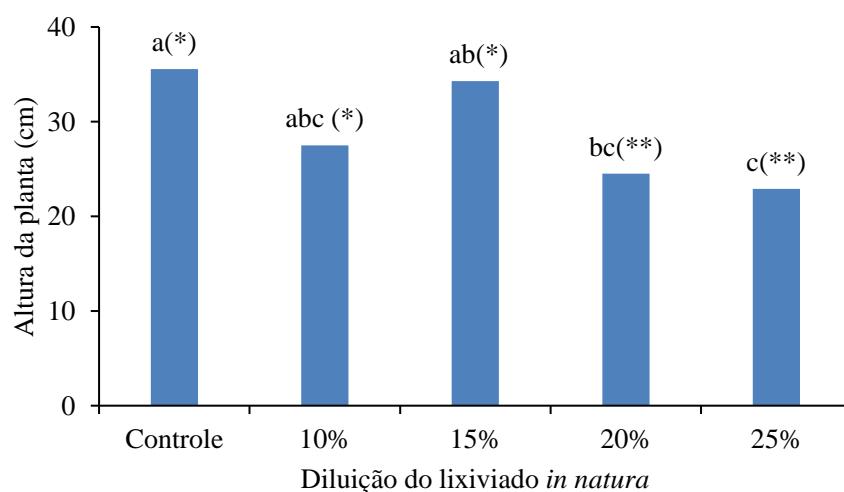
Fonte: Autora (2024).

Ao analisar a altura das plantas de pepino quando expostas às diluições do lixiviado 10% e 15%, pelo teste de Dunnett, verificou-se que foram iguais estatisticamente ao controle, ao mesmo tempo que, pelo Teste de Tukey para a altura da planta, a irrigação com o lixiviado a 25% foi estatisticamente semelhante às diluições de 10% e de 20%, porém diferente do controle e da diluição de 15% (Figura 20).

Assim, sugere-se que quando expostas à diluição de 15% do lixiviado *in natura*, as plantas de pepino garantiram melhor desenvolvimento com a média de 34,27 cm, considerando os 35 dias de cultivo.

Em vista disso, ao considerar o efeito na altura da planta a concentração de efeito não observado (CENO) foi na diluição de 15% do lixiviado e, somente a partir dessa concentração, seria possível observar efeitos fitotóxicos na altura das plantas do pepino conforme o coeficiente de efeito observado (CEO = diluição de 20% do lixiviado *in natura*).

Figura 20 – Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para altura das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



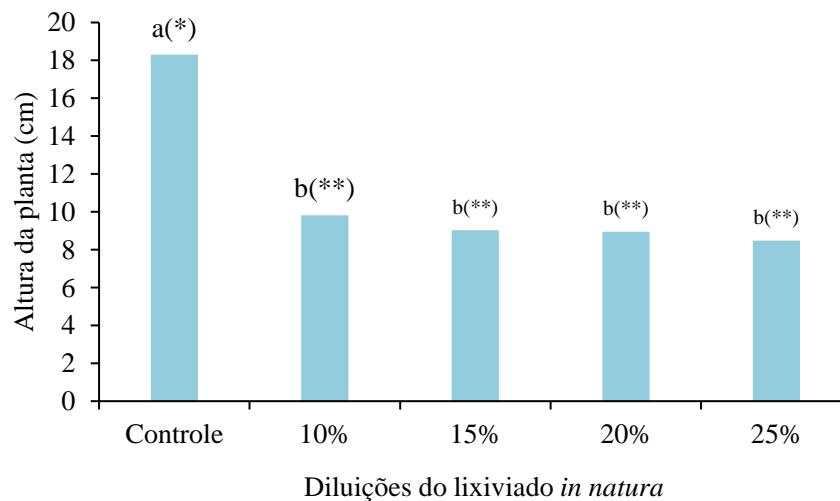
Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Para a altura da planta do rabanete (Figura 21) o Teste de Dunnett indicou que houve diferenças significativas entre o controle e as demais diluições do lixiviado e o Teste de Tukey mostrou não haver diferenças significativa entre essas diluições.

Figura 21 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para altura das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* diluído e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Dessa forma, o desenvolvimento do rabanete foi afetado pela exposição crônica do lixiviado, visto que, a irrigação com a diluição de 25% acarretou a redução de 54% na altura da planta, em relação ao controle, e com as diluições 20%, 15% e 10%, as reduções foram, respectivamente, de 51%, 50% e 46%.

Com isso, os efeitos na altura da planta do rabanete, foram observados a partir da irrigação com qualquer diluição do efluente, porém, a redução foi levemente maior na diluição com o lixiviado *in natura* mais concentrado (25%).

Portanto, a concentração de efeito observado (CEO) foi na diluição de 10%, indicando que os efeitos subletais foram observados até mesmo nas menores diluições do lixiviado *in natura* e expressando a sensibilidade do rabanete a esse efluente.

Esses resultados possivelmente estão relacionados com a salinidade do solo resultante do acúmulo sódio, cloreto e sulfato com a irrigação do lixiviado, o que afetou o desenvolvimento de estruturas morfológicas das plantas de pepino expostas às diluições de 20% e 25% e do rabanete exposto a qualquer diluição investigada.

Elementos como amônia, ácidos orgânicos voláteis, óleos, metais pesados e a presença de sais podem causar efeitos nocivos sobre o desenvolvimento da planta, inibir a germinação e o crescimento da raiz (Njoku *et al.* 2009; Varnero *et al.* 2007; Vwioko; Fashemi, 2005). Zalesny *et al.* (2008) e Larcher (2003) destacam que a alta concentração de sais encontrados em lixiviados de aterros sanitários é responsável pela alta fitotoxicidade desses efluentes. A salinidade pode refletir em desidratação da planta, redução do crescimento inicial e desequilíbrio nutricional devido à elevada concentração iônica (Chinnusamy *et al.* 2004). O aumento da concentração de sais no meio radicular provoca redução no potencial hídrico das raízes e, o que pode resultar na diminuição da turgescência e a redução do crescimento (Larcher, 2000),

Dessa forma, a composição do lixiviado por misturas complexas de poluentes, dificulta a avaliação da contribuição de cada composto para o efeito fitotóxico final, assim como, o entendimento das rotas de destino e transporte das substâncias entre os diversos meios e na interferência sobre os fenômenos toxicinéticos e toxicodinâmicos nos organismos vivos (Azevedo; Chasin, 2004).

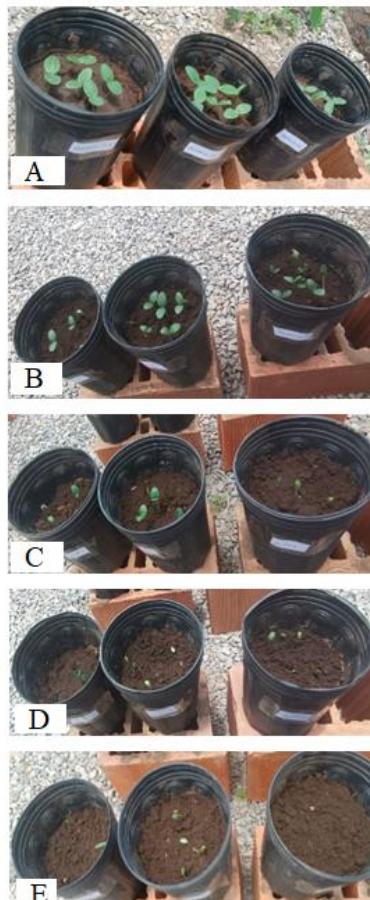
Considerando outras espécies de plantas, Leigue *et al.* (2013) investigaram a irrigação de culturas destinadas à produção de biodiesel (soja e girassol), também com lixiviado bruto, e verificaram que além do crescimento das plantas não ter sido afetado negativamente, quando utilizada uma diluição de 20% de lixiviado em água, as plantas irrigadas se desenvolveram melhor do que as plantas controle, especialmente o girassol, o que indica resistência

Rigo *et al.* (2024) investigaram o reuso do lixiviado de aterro sanitário, na irrigação de sementes de girassol, os resultados mostraram resistência à salinidade e fitotoxicidade no girassol exposto ao lixiviado bruto. Esses autores concluíram que o lixiviado de aterro sanitário pode ser utilizado na irrigação do girassol quando aplicados com diluições inferiores a 50% e monitorando propriedades químicas do efluente e do solo.

De acordo com Mizuno *et al.* (2014) e Choudhury *et al.* (2023), no desenvolvimento inicial do pepino (4 a 7 dias após a semeadura), a semente saudável absorve água, incha e a radícula emerge, podendo atingir de 5 a 10 cm. Na Figura 22, tem-se as plantas de pepino após 4 dias de semeadura, sendo perceptível a olho nu o crescimento inicial tardio nas

diluições de 25% e 20%, em contrapartida, maior crescimento das plântulas no controle e nas diluições de 10% e 15% do lixiviado.

Figura 22 - Plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) após 4 dias de exposição ao lixiviado *in natura* em diferentes diluições e água da torneira



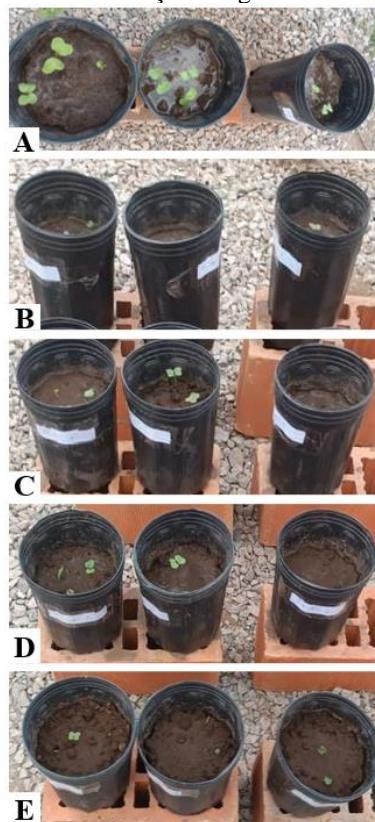
Legenda: A – Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento controle (água da torneira); B - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas à diluição de 10% do lixiviado; C- Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas à diluição de 15% do lixiviado; D - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas à diluição de 20% do lixiviado e E - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas à diluição de 25% do lixiviado.

Fonte: Autora (2024).

Após 8 dias da semeadura, as plantas de pepino expostas às diluições 20% e 25% do lixiviado obtiveram alturas inferiores à 5 cm, enquanto na condição controle a altura de 11,45 cm, e demais diluições entre 5 e 10 cm. Observou-se menor crescimento do pepino irrigado com o lixiviado mais concentrado.

Para o rabanete, aos 7 dias após a semeadura (Figura 23), as plantas irrigadas com água da torneira cresceram 3,43 cm, enquanto as plantas irrigadas com a diluição de 10%, 15%, 20 e 25% do lixiviado cresceram 2,90 cm, 3,65 cm, 3,73 e 1,80 cm, respectivamente.

Figura 23 - Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) após 7 dias de exposição ao lixiviado *in natura* em diferentes diluições e água da torneira



Legenda: A – Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas ao tratamento controle (água da torneira); B - Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas à diluição de 10% do lixiviado; C- Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas à diluição de 15% do lixiviado D - Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas à diluição de 20% do lixiviado; E - Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas à diluição de 25% do lixiviado.

Fonte: Autora (2024).

Esses comportamentos nos estágios iniciais de desenvolvimento das hortaliças também podem indicar o efeito fitotóxico do lixiviado, uma vez que determinados elementos presentes nesse efluente afeta a disponibilidade de nutrientes para plantas.

O nitrogênio, por exemplo, é um macronutriente importante para a síntese de proteínas e ácidos nucleicos, essenciais ao crescimento inicial saudável das plântulas. Mas, para isso, a faixa de concentração de nitrogênio no solo deve variar de 20 a 40 mg/kg (Zhao *et al.* 2022), enquanto a sua concentração no lixiviados *in natura*, resultantes de aterro sanitário antigo, semelhantes ao utilizado na presente pesquisa, pode variar de 200 a 1.000 mg/L (Duan *et al.* 2022).

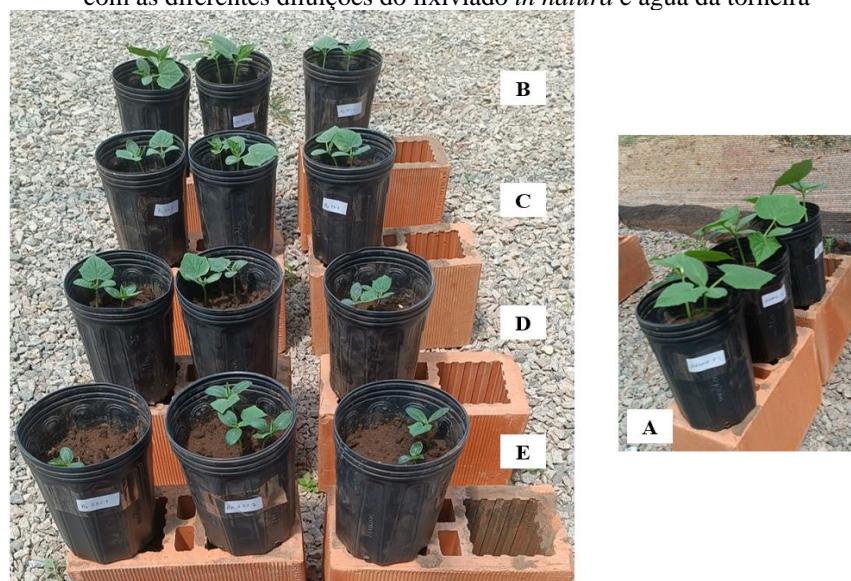
Os compostos nitrogenados na forma de amônia e nitrato foram encontrados no lixiviado do ECPJP nas concentrações de 2260,50 mg/L e 0,1 mg/L, respectivamente (TABELA 1), corroborando com as possíveis condições de excesso de nitrogênio no solo que foram expostos o pepino e o rabanete com a irrigação do lixiviado *in natura*.

Quando em excesso, o nitrogênio pode aumentar a salinidade, dificultando a absorção de água pelas sementes (Liu *et al.* 202). Mesmo que ocorra a germinação, as plântulas podem apresentar crescimento anormal, com raízes e caules mais fracos, folhas desproporcionalmente grandes e estarem mais suscetíveis a doenças causadas por fungos e bactérias, devido ao crescimento rápido e tenro dos tecidos vegetais (López *et al.* 2021; Smith *et al.* 2021).

Na Figura 24, observa-se as plantas de pepino aos 14 dias após a semeadura. Observa-se uma quantidade maior de folhas na condição controle e quando expostas à diluição de 10% do lixiviado, já demonstrando a adaptação da planta a esta concentração ao efluente.

De acordo com Smith *et al.* (2021), no cultivo do pepino, aproximadamente entre 7 e 14 dias após a germinação, tem-se o desenvolvimento das primeiras folhas e o estabelecimento de um sistema radicular robusto, podendo, as plantas de pepino alcançarem alturas de 10 a 15 cm e com 2 a 4 folhas bem desenvolvidas, indicando um crescimento saudável (Wang *et al.* 2023).

Figura 24 - Plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) na fase fenológica de plântula, após 14 dias de irrigação com as diferentes diluições do lixiviado *in natura* e água da torneira



Legenda: A – Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento controle; B - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 10%; C- Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 15%; D - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 20% e E - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 25%.

Fonte: Autora (2024).

No rabanete, percebe-se aos 14 dias após a semeadura (Figura 25), retardo no crescimento das plantas expostas às diluições do lixiviado *in natura*. As plantas cultivadas

na condição controle alcançaram 9, 37 cm, e aquelas expostas às diluições de 10%, 15%, 20% e 25, obtiveram altura de 5,35 cm, 6,12 cm, 5,75 cm e 4,22 cm, nessa ordem.

Figura 25 - Plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigada com água em comparação com as irrigadas com o lixiviado de aterro sanitário *in natura* em diferentes diluições aos 14 dias após a semeadura

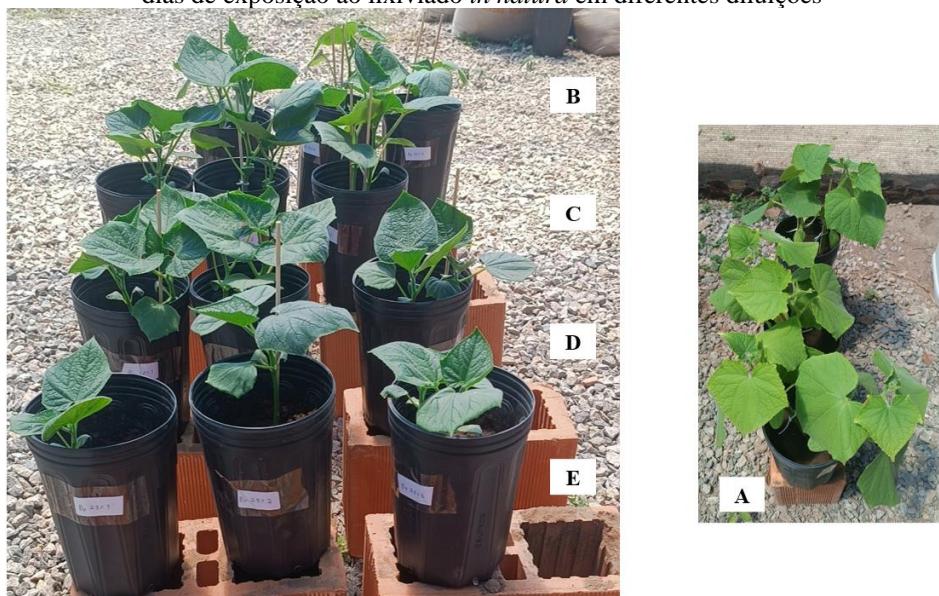


Legenda: A = Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; B = BP 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; C = BP 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; D = BP 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e BP = 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Fonte: Autora (2024).

Na Figura 26, é possível notar as plantas de pepino, aos 25 dias após a semeadura, nos tratamentos com as diferentes diluições do lixiviado *in natura* e no controle.

Figura 26 - Plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) na fase fenológica do crescimento vegetativo, após 25 dias de exposição ao lixiviado *in natura* em diferentes diluições



Legenda: A – Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento controle; B - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 10%; C- Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 15%; D - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 20% e E - Plantas de pepino *Cucumis sativus L* expostas ao tratamento BP 25%.

Fonte: Autora (2024).

Segundo Mendoza-Ponce *et al.* (2021), Smith *et al* (2021) e Samba *et al.* (2024) entre 21 e 28 dias após a semeadura da planta de pepino, tem-se o crescimento rápido das folhas, caule e raízes, para aumento da capacidade fotossintética, podendo alcançar 30 a 50 cm de

altura. Nesse estágio, o pepino deve apresentar um sistema radicular bem desenvolvido, múltiplos nós e folhas, com crescimento contínuo da planta, antes do início bem-sucedido da floração (Smith *et al.* 2021).

Na presente pesquisa, as plantas de pepino, aos 25 dias de cultivo, na condição controle, atingiram aproximadamente 31 cm de altura e quando expostas às diluições de 10% e 15%, 23 cm e 24,30 cm, respectivamente. Já com a diluição de 20% do lixiviado a altura da planta foi 19,93 cm e 18,25 cm com a diluição de 25%. Em vista disso, quando expostas às maiores concentrações do lixiviado, foram obtidas reduções na altura da planta do pepino de aproximadamente 40% (diluição de 25%), em relação ao controle.

Aos 21 dias após a semeadura a altura da planta do rabanete foi de 15,15 cm na condição controle e 9,18 cm, 9,48 cm, 9,98 cm e 7,05 cm para as plantas irrigadas com o lixiviado nas diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, com a menor altura na planta irrigada com a diluição de 25% do lixiviado *in natura*.

Para o pepino, a partir de 28º dia, foi possível observar o surgimento de flores somente nas plantas irrigadas com água da torneira (controle) (Figura 27). Aos 32 dias, a altura das plantas de pepino irrigadas com as diluições 25% e 20% atingiram alturas de 23 cm e 24 cm, respectivamente, e, na condição controle, 33 cm. Quando expostas às diluições com as menores concentrações do lixiviado, a planta atingiu 29 cm (diluição de 15%) e 31 cm (diluição de 10%).

Na fase de floração tem-se o surgimento das estruturas essenciais para a polinização e desenvolvimento dos frutos, geralmente, dos 28 aos 42 dias após o plantio, podendo a planta de pepino atingir de 60 a 90 m de altura, quando cultivadas em vasos (Crane *et al.* 2018; Nguyen, 2022).

Contudo, a fitotoxicidade crônica foi mais evidente na altura das plantas de pepino irrigadas com a diluição de 25%, e, para o rabanete a evidência foi nas plantas irrigadas com todas as diluições do lixiviado investigadas, o que indica maior sensibilidade dessa hortaliça na exposição crônica do lixiviado.

Läuchli e Grattan (2007) afirmam que as plantas em estágios iniciais de crescimento são mais sensíveis ao estresse salino, em relação às plantas em estágios posteriores.

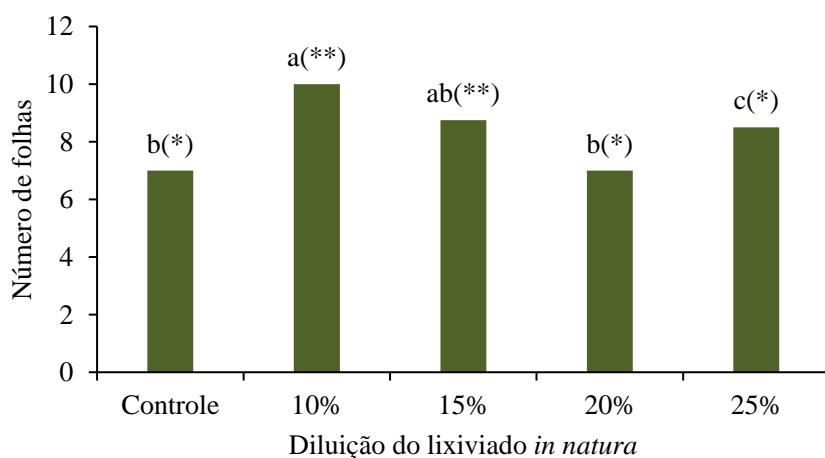
Figura 27 - Surgimento de flores nas plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas no tratamento controle com água da torneira



Fonte: Autora (2024).

Para o *endpoint* número de folhas, no pepino (Figura 28), mesmo com maiores concentrações do lixiviado nas diluições de 25% e 20%, os números de folhas foram iguais ao controle, e nas diluições de 10% e 15% promoveram aumento significativo, de acordo com o Tese de Dunnett. Entre as diluições, os resultados com a de 15% foram iguais estatisticamente aos das diluições de 10% e 20% (Teste de Tukey). Nesse caso, as concentrações de efeito não observado e observado, ou seja, CENO, foi na diluição de 15% e a CEO foi na diluição de 20% do efluente, respectivamente.

Figura 28 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para o número de folhas das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle. Fonte: Autora (2024).

Com isso, as plantas de pepino expostas ao lixiviado de aterro sanitário apresentaram números de folhas iguais ou significativamente maiores em relação as plantas do grupo controle, indicando efeito positivo. No entanto, mesmo apresentando aumento no número de folhas é importante associar esses resultados com a saúde da planta para determinar os sinais de estresses e possíveis efeitos fitotóxicos crônicos.

Dessa forma, os compostos presentes no lixiviado como nitrogênio, fósforo, potássio, zinco e ferro podem ter favorecido a ativação de enzimas, síntese de hormônios, clorofila, aminoácidos e proteínas essenciais ao crescimento foliar (Zhou *et al.* 2011; Ali *et al.* 2013; Zang, 2020; Xu *et al.* 2020; Li *et al.* 2021;).

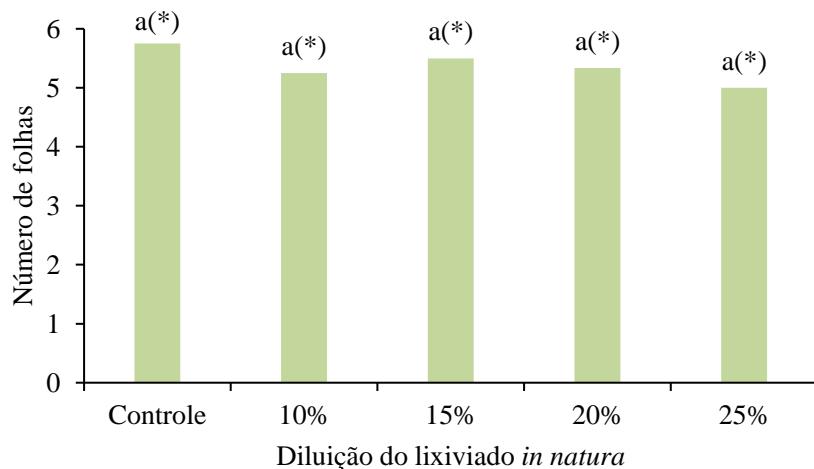
Resultados diferentes ao da presente pesquisa, foram encontrados por Nascimento *et al.* (2015). Segundo esses autores, o número de folhas diminuiu com o aumento da salinidade da água da irrigação, resultando também em distúrbios nas membranas e alterações na condutância estomática e fotossíntese, e consequentemente reduzindo a produção de biomassa pelas plantas.

Outras culturas, como rúcula (Silva *et al.* 2008) e milho (Oliveira *et al.* 2009), também apresentaram redução no número de folhas em resposta à salinidade.

Quanto ao rabanete, os resultados não foram influenciados pelas diferentes diluições do lixiviado *in natura*, uma vez que não houve diferença significativa entre os valores médios do controle e as diluições, assim como, não ocorreram diferenças entre as diluições verificados pelos testes de Dunnett e Tukey (Figura 29).

Nesses casos, com base nos resultados dos testes de Dunnett, para a planta rabanete pode-se calcular a concentração de efeito observado (CEO) foi de 25% do lixiviado, indicando que provavelmente a partir dessa concentração seria possível observar efeitos tóxicos no número de folhas das plantas de rabanete (CEO > diluição de 25%).

Figura 29 - Número de folhas das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas ao lixiviado de aterro sanitário *in natura* comprando os valores médios entre a condição controle e os demais tratamentos



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

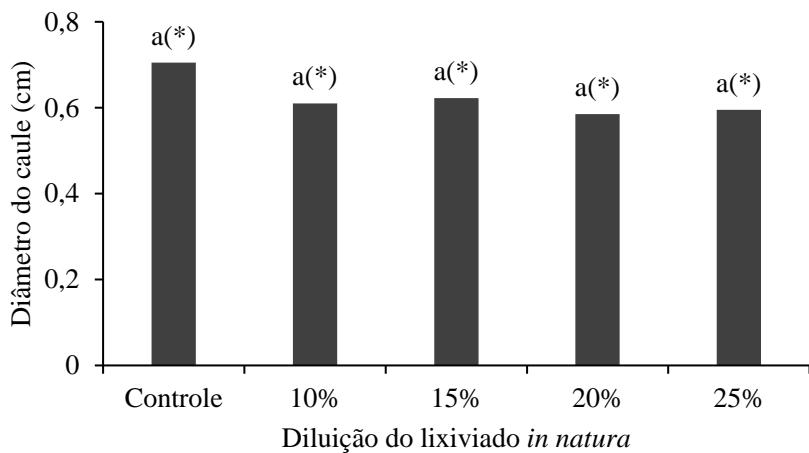
Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Em relação ao *endpoint*, diâmetro do caule os resultados dos testes de Tukey e Dunnett para as plantas de pepino e rabanete, respectivamente podem ser observados nas Figuras 30 e 31. Para esse *endpoint*, não foi possível indicar que houve fitotoxicidade nas plantas de pepino expostas ao lixiviado (Figura 30), pois não ocorreram reduções significativas no diâmetro do caule das plantas com valores médios nas diferentes diluições iguais estatisticamente ao controle (Teste de Dunnett), assim como, não houve diferença significativa entre as diluições (Teste de Tukey).

Com isso, a concentração de efeito não observado (CENO) foi na diluição de 25% do lixiviado *in natura*, e possivelmente, em diluições superiores podem ser observados efeitos no diâmetro do caule no pepino (CEO = diluição de 25%).

Figura 30 – Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para diâmetro do caule das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



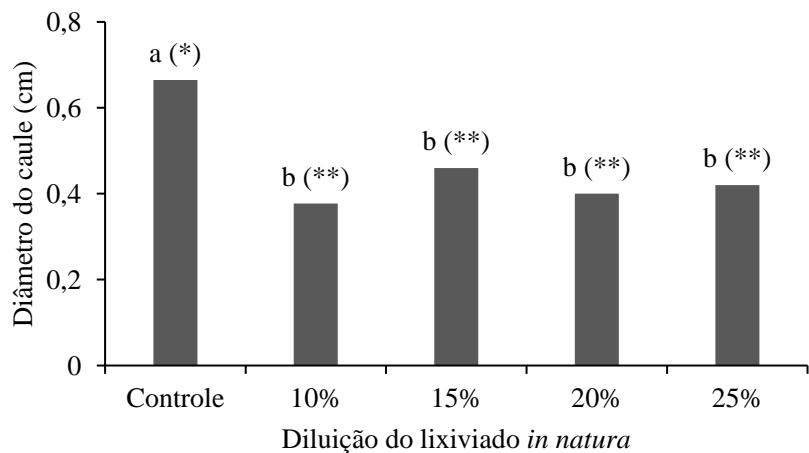
Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Verificou-se uma redução de 43%, 31%, 40% e 37% no diâmetro das plantas de rabinete irrigadas com o lixiviado nas diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente, com diferenças estatisticamente significativas em relação ao controle (Testes de Dunnett), porém iguais entre si, conforme os resultados do Teste de Tukey (Figura 31). Dessa forma, CEO foi na diluição de 10% e, possivelmente, em diluições inferiores a elas não observariam os efeitos fitotóxicos crônicos (CENO < diluição de 10%).

Figura 31 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para diâmetro do caule das plantas de rabinete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira.



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

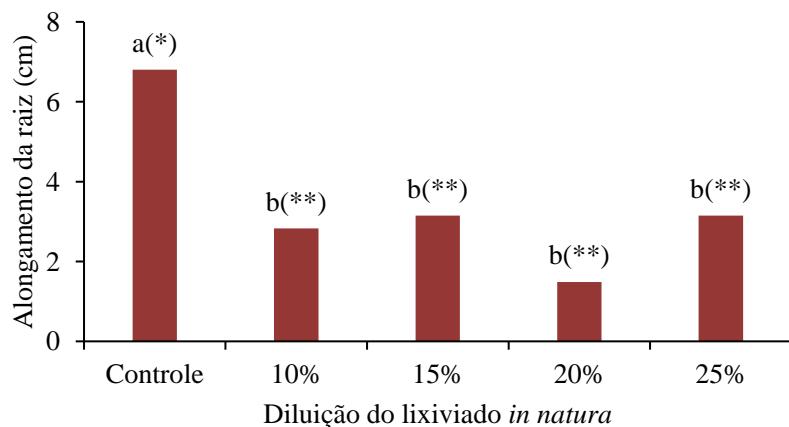
Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Para o *endpoint* alongamento da raiz do pepino, verificou-se que todas as diluições do lixiviado *in natura* apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação ao controle, pelo teste de Dunnett (Figura 32), indicando que qualquer diluição foi tóxica e pode refletir no desenvolvimento da raiz. Após a irrigação com as diluições de 10% e 20%, observou-se os maiores efeitos com alongamento da raiz da planta de pepino, com reduções de 58% e 78%, respectivamente, enquanto com as diluições de 15% e 25% a redução foi de 54%.

Diante disso, a CENO, provavelmente seria, inferior a 10% e a CEO foi de 10%. Estatisticamente esses efeitos foram iguais entre a todas as diluições do lixiviado testadas (Teste de Tukey).

Figura 32 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para o alongamento das raízes de plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

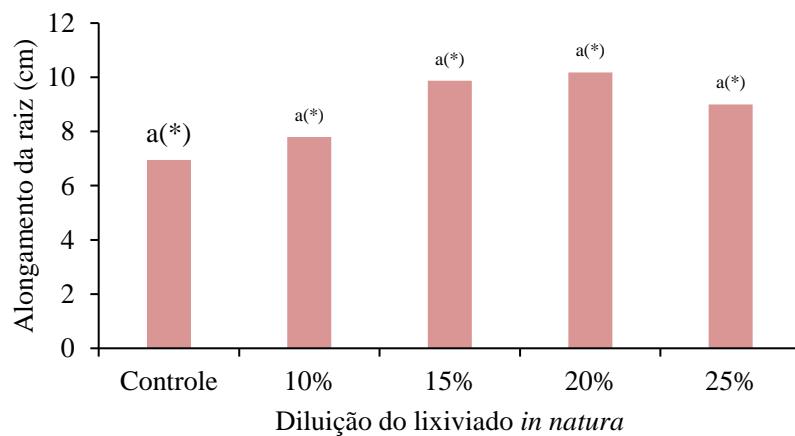
Fonte: Autora (2024).

Para o rabanete, não foram observados efeitos fitotóxicos, pois todos os tratamentos foram iguais ao controle, de acordo com o resultado do Teste de Dunnett, e não houve

diferença estatisticamente significativa entre as diluições do lixiviado (Teste de Tukey), conforme a Figura 33.

Assim, a concentração de efeito não observado (CENO) foi de 25% do lixiviado e, somente a partir dessa concentração, seria possível observar efeitos tóxicos no número de folhas e o alongamento das raízes das plantas de rabanete (CEO > diluição de 25%).

Figura 33 - Alongamento da raiz das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) expostas ao lixiviado de aterro sanitário comprando os valores médios entre a condição controle e os demais tratamentos



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Na Tabela 9, são apresentados valores de CENO e CEO para o lixiviado *in natura* relativos aos efeitos no crescimento das plantas de pepino e rabanete. Os resultados indicam que os valores numéricos da fitotoxicidade crônica expressos em CENO e CEO, exprimem uma relação inversa à toxicidade, ou seja, menores valores numéricos indicam maiores toxicidades (Costa *et al.* 2008).

Portanto, considerando as condições experimentais da presente pesquisa e os efeitos fitotóxicos crônicos no pepino, a diluição de 15% não afetaria a altura da planta, número de folhas e diâmetro do caule, porém os efeitos subletais possivelmente observados seria no alongamento da raiz.

Quanto ao rabanete, nota-se uma maior sensibilidade, uma vez que, supostamente, quando irrigado com diluições do lixiviado igual ou superior a 25% seriam observados efeitos crônicos.

Tabela 9 - Fitotoxicidade crônica do lixiviado *in natura* para o pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) em termos de crescimento da planta

Endpoint	<i>Cucumis sativus</i>		<i>Raphanus sativus</i>	
	CENO	CEO	CENO	CEO
Altura da planta	15%	20%	<10%	10%
Número de folhas	15%	20%	25%	>25%
Diâmetro do caule	25%	>25%	<10%	10%
Alongamento da raiz	<10%	10%	25%	> 25%

Legenda: CENO = Concentração de efeito não observado; CEO = Concentração de efeito observado.

Fonte: Autora (2024).

Nos estudos realizados por Franco (2018), a CENO foi estabelecida na diluição 3,125% do lixiviado, sendo a maior dose que não causa efeito significativo no comprimento das raízes de *Senna macranthera* e a CEO foi estabelecida no tratamento 6,25%, confirmado que a partir dessa dosagem, os efeitos subletais tornam-se perceptíveis através da inibição no desenvolvimento da raiz. Os resultados da presente pesquisa foram próximos aos de Franco (2018), porém o valor de CEO (10%) apresenta-se ligeiramente menos restritivo, uma vez que também se utilizou o lixiviado *in natura* diluído.

Brito *et al.* (2009) analisaram a fitotoxicidade de lixiviado de aterro após tratamento por filtração lenta e identificaram o valor de CEO para sementes de alface (*Lactuca sativa L.*) após uma diluição de 16%.

Kalcikova *et al.* (2012) ao analisar o lixiviado proveniente de um aterro municipal na Eslovênia, identificaram que a diluição de 10% também exibiu toxicidade grave em espécies de lentilha (*Lens esculentum*), trigo (*Triticum aestivum*) e mostarda (*Sinapis alba*), o que resultou na morte da planta e/ou redução do crescimento da raiz, corroborando com os resultados da presente pesquisa. Em vista disso, os referidos autores alertaram a necessidade de avaliar o risco potencial para as plantas e à saúde humana da irrigação com o lixiviado de aterro sanitário.

Os efeitos da redução do alongamento da raiz do pepino, também podem estar relacionados com a salinidade do solo provocada pela irrigação com o lixiviado que apresentou elevada condutividade elétrica e alta concentração residuais de sódio, cloretos e sulfatos (Tabela 1). Efeitos como desidratação das células radiculares, toxicidade iônica, especialmente, causada por sódio e cloreto afetam diretamente o metabolismo da planta e a redução da absorção de nutrientes (Mostofa *et al.* 2021; Ali *et al.* 2013; Silva *et al.* 2010).

A redução no alongamento das raízes em diluições menores de lixiviado foi verificada também por Ali *et al.* (2021), os quais afirmam que a salinidade elevada do solo diminuiu a absorção de  $K^+$  e  $Ca^{2+}$ , reduzindo o crescimento radicular das plantas de pepino.

Além disso, a elevada concentração de sais, pode resultar em alterações na arquitetura das raízes, como redução do comprimento radicular e alterações na estrutura anatômica das raízes.

Li *et al.* (2021) mostraram que a exposição a níveis elevados de sais resultou em raízes mais curtas e menos ramificadas em plantas de pepino. O acúmulo de sal nas estruturas radiculares no estresse osmótico interrompe a homeostase celular, como efeito da toxicidade iônica do solo (Chartzoulakis, 2005; Taiz; Zeiger, 2010; Machado; Serralheiro, 2017)

Guedes *et al.* (2011) verificaram que o comprimento de raiz foi afetado a medida em que houve aumento nos níveis de salinidade em sementes de paineira (*Chorisia glaziovii*).

Nos estudos realizados por Franco *et al.* (2020), em relação ao controle, o tratamento com a diluição de 6,25% de lixiviado representou uma redução de 37% no crescimento da raiz de plantas de fava do mato (*Senna macranthera*), entretanto, a diluição de 3,125% não foi observada diferença significativa.

Dessa forma, os resultados encontrados nesta presente pesquisa estão de acordo com a literatura, sendo válido destacar a importância da avaliação de diferentes *endpoints* nos bioensaios de fitotoxicidade crônica, pois eles podem fornecer informações distintas e complementares sobre a forma de ação dos contaminantes no desenvolvimento das plantas e, por extensão, dos ecossistemas, além de aumentar a sensibilidade do bioensaio.

Constatou-se que o efeito do lixiviado de aterro sanitário na fitotoxicidade do rabanete e do pepino não foi expressivo no número de folhas, no entanto, efeitos subletais fitotóxicos podem ter ocasionado reduções na altura e no diâmetro do rabanete e na altura da planta e alongamento da raiz do pepino. Por isso, alguns efeitos podem ser sutis e acumular-se ao longo do ciclo de vida das plantas e outros efeitos severos, afetando desenvolvimento radicular ou a fisiologia da planta, como a fotossíntese.

Todavia, os resultados aqui apresentados demonstram o potencial contaminante do lixiviado mesmo diluído (impacto direto) não expressando, porém, os efeitos antagônicos e/ou sinérgicos que podem ocorrer no desenvolvimento da planta em ambiente natural, os quais necessitam ser avaliados.

### **6.2.3 Fitotoxicidade crônica e *endpoints* de análise fisiológica**

A análise fisiológica para os bioensaios de fitotoxicidade crônica considerou os efeitos na eficiência da atividade fotossintética das plantas com dados coletados aos 32 dias após a semeadura do pepino e 25 dias após a semeadura do rabanete. Para tanto, considerou-se os *endpoints* de clorofila A, clorofila B, taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub>, condutância estomática, taxa de transpiração e eficiência do uso da água em função das diferentes diluições de lixiviado *in natura* e água de torneira.

Para as plantas de pepino e rabanete, respectivamente, nas Tabelas 10 e 11 apresentam o resultado da ANOVA para os *endpoints* supracitados e, nota-se que eles foram influenciados significativamente pelas diluições do lixiviado.

Os coeficientes de variação foram inferiores à 30%, indicando a homogeneidade dos dados para os *endpoints* investigados, exceto a condutância estomática com CV de 39,54% nas plantas de pepino.

Tabela 10 - Análise de variância (ANOVA) para os endpoints de fisiologia considerando a atividade fotossintética das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*).

Endpoint	ANOVA				CV
	QM	F	F-crítico	p	
Clorofila A (micromol/m <sup>2</sup> /s)	219,76	42,78**	4,25	<0,01	2,52
Clorofila B (micromol/m <sup>2</sup> /s)	141,04	19,09**	4,25	<0,01	14,54
Taxa de assimilação líquida de CO <sub>2</sub> (micromol/m <sup>2</sup> /s)	29,86	8,16**	4,25	<0,01	28,02
Condutância estomática (mol/m <sup>2</sup> /s)	0,01	5,88**	4,25	<0,01	39,54
Taxa de transpiração (mol/m <sup>2</sup> /s)	2,82	9,73**	4,25	<0,01	25,00
Eficiência do uso da água (micromol/m <sup>2</sup> /s)/(mol/m <sup>2</sup> /s)	2,16	37,19**	4,25	<0,01	6,68

Legenda: \*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade (p < .01); ns - não significativo (p >= .05).

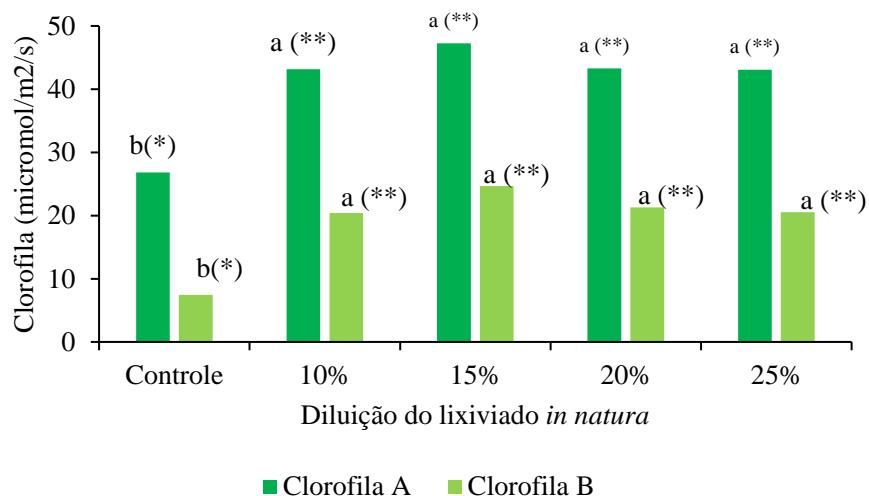
Tabela 11 – Análise de variância (ANOVA) para análise da fisiologia das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*).

Endpoint	ANOVA				CV (%)
	QM	F	F-crítico	p	
Clorofila A (micromol/ m <sup>2</sup> /s)	46,69	15,47**	4,89	<0,01	5,46
Clorofila B (micromol/ m <sup>2</sup> /s)	14,39	21,28**	4,89	<0,01	8,57
Taxa de assimilação líquida de CO <sub>2</sub> (micromol/ m <sup>2</sup> /s)	8,03	3,29*	3,05	<0,01	9,64
Condutância estomática (mol/ m <sup>2</sup> /s)	0,01	26,99**	4,89	<0,01	11,31
Taxa de transpiração (mol/ m <sup>2</sup> /s)	0,86	8,67**	4,89	<0,01	7,96
Eficiência do uso da água (micromol/ m <sup>2</sup> /s)/(mol/ m <sup>2</sup> /s)	0,26	2,66ns	3,05	0,073	8,22
Condutância estomática (mol/m <sup>2</sup> /s)	0,01	26,99**	4,89	<0,01	11,31
Taxa de transpiração (mol/m <sup>2</sup> /s)	0,86	8,67**	4,89	<0,01	7,96
Eficiência do uso da água (micromol/m <sup>2</sup> /s)/(mol/m <sup>2</sup> /s)	0,26	2,66ns	3,05	0,073	8,22

Legenda: \*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade (p < .01); \* significativo ao nível de 5% de probabilidade (.01 <= p < .05); ns não significativo (p >= .05).

Nas plantas de pepino, a síntese de clorofila A e clorofila B, em todas as diluições do lixiviado foram diferentes estatisticamente da condição controle, de acordo com os resultados do Teste de Dunnett, observando incremento nesses pigmentos fotossintéticos em qualquer faixa de diluições investigada (Figura 34). Pelo Teste de Tukey, não houve diferença entre as diluições.

Figura 34 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para teores de clorofila a e clorofila b nas plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



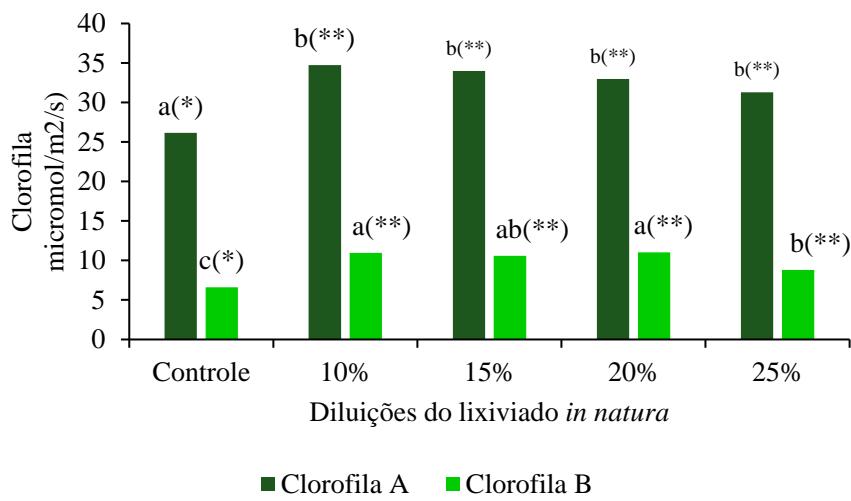
Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Para a planta de rabanete, os resultados de clorofila A, pelo teste de Dunnett, semelhante ao observado no pepino, também indicaram diferenças significativas entre o controle e as demais diluições do lixiviado. O Teste de Tukey indicou não haver diferenças entre as diluições (Figura 35). Entretanto, quanto à clorofila B, todas as diluições foram diferentes do controle, e, houve diferenças entre as diluições, uma vez que a diluição de 25% diferiu das diluições de 10% e 20% e foi igual à de 15%.

Figura 35 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para teores de clorofila A e clorofila B nas plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

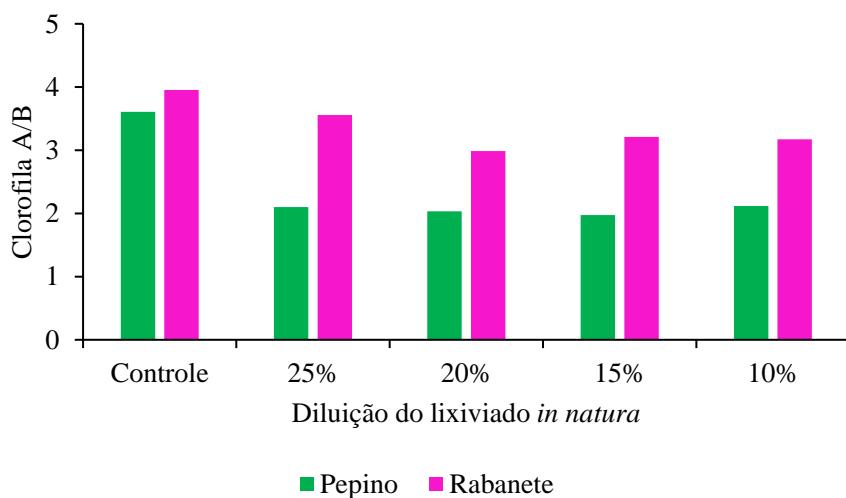
Fonte: Autora (2024).

Nas plantas de pepino, a irrigação com o lixiviado, promoveu aumento no teor de clorofila A em 61% nas diluições de 10%, 20% e 25% e em 76% para o lixiviado na diluição de 15%. Para clorofila B o aumento foi de 174%, 232% 186% e 176%, para as diluições 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente.

Nas plantas de rabanete, a exposição ao lixiviado promoveu aumento menos expressivo, em relação ao pepino, no teor de clorofila A em 33%, 30%, 26% e 19% nas plantas irrigadas com as diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente. Nessas condições o aumento no teor de clorofila B foi de 65%, 60%, 67% e 33%, respectivamente, para as diluições de 10%, 15%, 20% e 25%.

Portanto, nota-se o aumento acentuado de clorofila B, sobretudo nas folhas do pepino, que pode indicar a resposta das plantas ao excesso de nutrientes com nitrogênio, provenientes da exposição contínua ao lixiviado. Foi determinada a razão entre clorofila A e clorofila B para as plantas de pepino e rabanete (Figura 36).

Figura 36 – Razão entre clorofila A e clorofila B das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) e rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com as diferentes diluições do lixiviado *in natura* e com água da torneira



Legenda: Controle –água da torneira; 10% - diluição de 10% do lixiviado; 15% - diluição de 15% do lixiviado; 20% - diluição de 20% do lixiviado e 25% - diluição de 25% do lixiviado.

Fonte: Autora (2024).

Na condição controle, a razão clorofila A/B foi de 3,6:1 nas plantas de pepino, com predomínio da clorofila A, em relação à clorofila B. Quando expostas ao lixiviado *in natura*, essa razão foi inferior à 2,5:1, mediante ao aumento expressivo no teor de clorofila B nas plantas irrigadas com todas as diluições investigadas.

Resultados encontrados por Higashi *et al.* (2018) indicam uma relação entre clorofila A e clorofila B em folhas de pepino de 3,5:1, sob condições ótimas de iluminação. Eles observaram que essa proporção permitiu a eficiência fotossintética, contudo, afirmam que essa relação pode variar dependendo do tipo de planta, das condições ambientais e do estágio de desenvolvimento da planta.

Ao passo que, no rabanete, a razão clorofila A/B foi de 3,9:1 na condição controle e, entre as diluições a razão manteve proporções similares com 3,2:1 nas diluições de 10% e 15%, 3,5:1 na diluição de 25% e o menor valor na diluição de 25%, com uma proporção de 2,9:1. De acordo com Sharma e Sing (2019) e De Azevedo Soares *et al.* (2022), a proporção de clorofila A/B para plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) na faixa de 2,5:1 a 3,0:1, geralmente, é essencial para a eficiência fotossintética e a saúde das plantas.

Rêgo e Possamai (2004) afirmam que a relação entre esses pigmentos fotossintéticos também está relacionada à absorção e transferência de energia luminosa. Zushi *et al.* (2014), afirmam que níveis mais elevados de luz promoveram um aumento na concentração de clorofila B em relação à clorofila A nas folhas, caracterizando esse ajuste como uma estratégia para otimizar a absorção de luz sob condições mais luminosas.

Para Taiz e Zeiger (2008), o aumento da proporção de clorofila B também pode ser na adaptabilidade vegetal às condições ambientais, uma vez que a clorofila B absorve energia em comprimento de onda diferentes da clorofila A.

Diante do exposto, a irrigação do pepino com o lixiviado promoveu excessos na produção de clorofila, especialmente clorofila B, podendo ser resultar em desequilíbrios nos processos metabólicos, levando à produção de espécies reativas de oxigênio (EROS), capazes de absorver mais luz do que a planta necessita para a fotossíntese (De Azevedo Soares *et al.* 2022). Esses radicais livres também podem causar danos oxidativos às células vegetais, danificando membranas, proteínas e DNA (Chourasia *et al.* 2022).

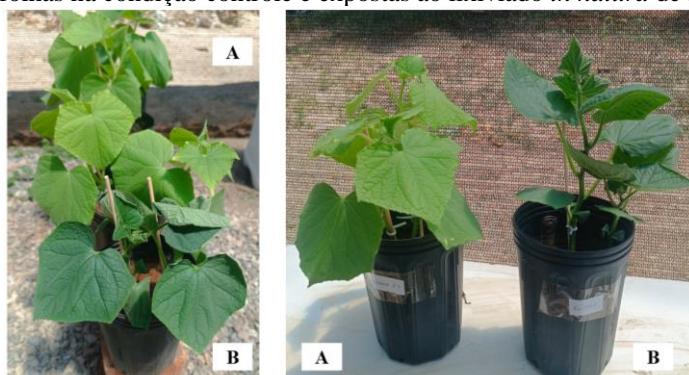
Ao considerar outras espécies vegetais, a exposição do feijão à diferentes diluições do lixiviado (1%, 5%, 10%, 15% e 20%, v/v, lixiviado/água deionizada) durante 7 dias, diferentemente aos resultados da presente pesquisa, promoveu a redução dos níveis de clorofila, mas aumentou os níveis de malondialdeído, um importante marcador de dano oxidativo em moléculas lipídicas (Antunes *et al.* 2008; Wang *et al.* 2023).

Dessa forma, fatores como temperatura extrema e estresse hídrico podem contribuir para modificar a relação entre clorofila A e clorofila B como parte de sua estratégia de adaptação ao ambiente. Bem como, essa relação pode ser afetada pela salinidade promovida pelo acúmulo de cloretos de sódio, cálcio, magnésio, sulfatos e carbonatos no solo, portanto, a interação entre nutrientes e fatores ambientais, como a luz e a umidade do solo, também desempenha um papel crucial na regulação da síntese de clorofila (Simranjit *et al.* 2019; Zhuang *et al.* 2023).

Durante os experimentos observou-se amarelamento visual das folhas de pepino no tratamento controle (Figura 37), e não foi observado nas folhas do pepino expostas ao lixiviado em todas as diluições, o que pode estar associado as condições de alcalinidade do solo e falta de nutrientes, sobretudo, ferro.

O nutriente ferro apesar de ser fundamental no crescimento das plantas e está envolvido em vários processos bioquímicos, incluindo respiração, síntese de clorofila, defesa contra patógenos, geração e eliminação de espécies reativas de oxigênio e fotossíntese, a sua deficiência ou o excesso pode resultar em efeitos prejudiciais ao desenvolvimento das plantas (Martinez-Cruz; Rojas-Valênci, 2024; Wang *et al.* 2023).

Figura 37 - Vista frontal e superficial das plantas de pepino de (*Cucumis sativus L.*) para o comparativo da coloração das folhas na condição controle e expostas ao lixiviado *in natura* de aterro sanitário.

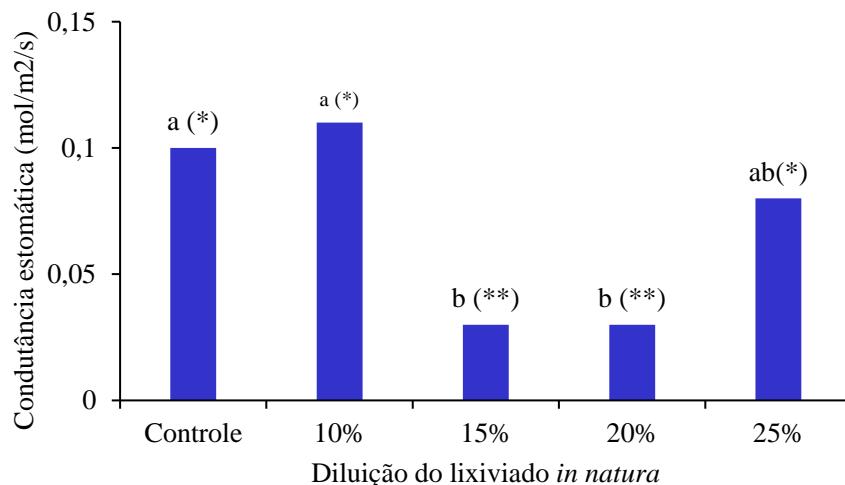


A – Planta de pepino *Cucumis sativus L* irrigada com o tratamento controle (água da torneira); B – Planta do pepino *Cucumis sativus L* irrigada com o tratamento com a diluição do lixiviado de 15%.

Fonte: Autora (2024).

Para o *endpoint* condutância estomática das plantas de pepino, os resultados do Teste de Dunnett indicaram diferenças significativas entre a água de torneira (controle) e as diluições de 15% e 20% do lixiviado (Figura 38) com o menor valor encontrado (0,03 mol/m<sup>2</sup>/s). Pelo Teste de Tukey, a diluição de 25% foi igual estatisticamente às diluições de 10%, 15% e 20%.

Figura 38 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para condutância estomática nas folhas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

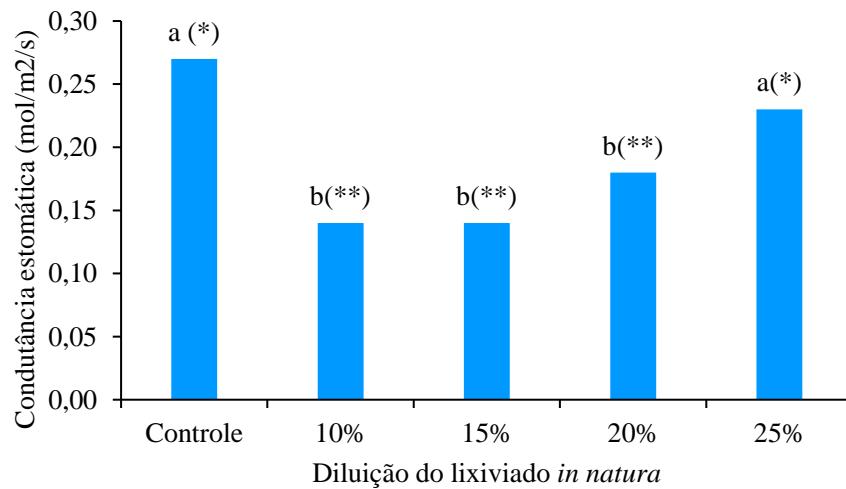
Fonte: Autora (2024).

A irrigação do pepino com o lixiviado nas diluições 15% e 20% reduziram a condutância estomática nas plantas em 70%. Contudo, em condições ótimas, a condutância estomática para o pepino pode variar de 0,3 a 0,6 mol/m<sup>2</sup>/s<sup>1</sup> (Flexas *et al.* 2007; Liu *et al.* 2012).

Fanourakis *et al.* (2011) encontrou valores em torno de 0,3 a 0,5 mol/m<sup>2</sup>/s para pepinos cultivados em estufa sob condições ótimas de iluminação e irrigação.

Os resultados da condutância estomática nas plantas de rabanete irrigadas com água da torneira foram estatisticamente iguais aos daquelas irrigadas com a diluição de 25% do lixiviado, e diferente das plantas irrigadas com as diluições de 10%, 15% e 20%, de acordo com os resultados do Teste de Dunnett (Figura 39). Pelo Teste de Tukey, os resultados nas diluições de 10%, 15% e 20% foram iguais entre si e diferentes da diluição de 25%.

Figura 39 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnett para condutância estomática nas folhas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira.



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Com os bioensaios de fitotoxicidade crônica nota-se a redução na condutância estomática nas plantas de rabanete em 48%, quando irrigadas com o lixiviado *in natura* nas diluições 10% e 15%, redução de 33% com a diluição de 20% e de 17% com a diluição de 25% do efluente. Portanto, nas menores concentrações do lixiviado (10% e 15%) os efeitos de fitotoxicidade foram mais evidentes, o que não era esperado.

Os valores de referência para a condutância estomática em plantas de rabanete saudáveis podem variar entre 0,2 e 0,4 mol/m<sup>2</sup>/s e relacionada a fatores como intensidade de luz, temperatura e características do solo (Buckley; Mott, 2013; Han *et al.* 2022).

Tzortzaris et al (2020) afirmaram que a condutância estomática no tomate (*Solanum lycopersicum* L) reduziu após a irrigação com composto constituído de 10% de frações orgânicas de resíduos sólidos urbanos misturados em água da torneira.

Porém, os resultados na presente pesquisa não foram esperados, pois até mesmo no controle, a condutância estomática no pepino foi inferior ao valor das condições ideias definidas na literatura. Além disso, as concentrações sem efeitos de fitotoxicidade foram com as diluições de 10% e 25% do lixiviado, sendo esses os extremos mínimo e máximo de concentração do efluente investigada.

De acordo com Jabłońska-Trypuć *et al.* (2023) a mistura de substâncias tóxicas como metais e compostos orgânicos presente no lixiviado de aterro sanitário, pode causar estresse oxidativo e alteração na condutância estomática, que diminui a capacidade das plantas de realizar trocas gasosas adequadas.

A irrigação com o lixiviado *in natura*, possui elevadas concentrações de sais tais como sódio, cloretos e sulfatos (Tabela 1), possivelmente promoveu a toxicidade iônica do solo, com acúmulo de íons de sódio (Na<sup>+</sup>) e cloro (Cl<sup>-</sup>), proporcionado ambientes desafiadores para as plantas de pepino e rabanete mesmo irrigado com o lixiviado diluído.

Segundo Dong *et al.* (2022), o cloreto de sódio (NaCl) representa 50 a 80% dos sais solúveis presentes em solos sódicos, sendo a principal causa do aumento da concentração de íons Na<sup>+</sup> e Cl<sup>-</sup> e da toxicidade nas plantas. Esses íons impactam significativamente o processo bioquímico das atividades enzimáticas e fotossintéticas (Dadasoglu *et al.* 2021; Dhokne *et al.* 2022).

No solo salino, ocorrem interações físicas e químicas entre íons de sódio (Na<sup>+</sup>) e potássio (K<sup>+</sup>), pois o Na<sup>+</sup> compete com K<sup>+</sup> na absorção das plantas, o que pode levar à deficiência de K<sup>+</sup> nos tecidos vegetais (Xing *et al.* 2021; Saiz-Rubio; Rovira-Más, 2020; as). Essa deficiência afeta especialmente as folhas, uma vez que o potássio desempenha um papel essencial nos parâmetros fotossintéticos, como a condutância estomática e a regulação do turgor celular (Mohamed *et al.* 2023; Nieves-Cordones *et al.* 2023).

Tais condições, possivelmente forçaram as plantas a reduzirem a condutância estomática, a partir do fechamento dos estômatos, como uma resposta para conservar água e minimizar a entrada desses íons tóxicos. Assim, tem-se uma disfunção estomática ao alterar a homeostase iônica, o que pode causar danos às membranas celulares que controlam a

abertura dos estômatos. No entanto, isso também limita a entrada de CO<sub>2</sub>, afetando a fotossíntese e o crescimento da planta (Shams *et al.* 2023).

Esses resultados também podem ter sido influenciados por variáveis externas como elevadas temperaturas, uma vez que a temperatura média na estufa foi de 29 °C durante o período de cultivo, atingindo o valor máximo de 49° C, nos horários mais quentes do dia. Com isso, as elevadas temperaturas podem ter influenciado nos resultados das plantas de pepino irrigadas com água da torneira (tratamento controle).

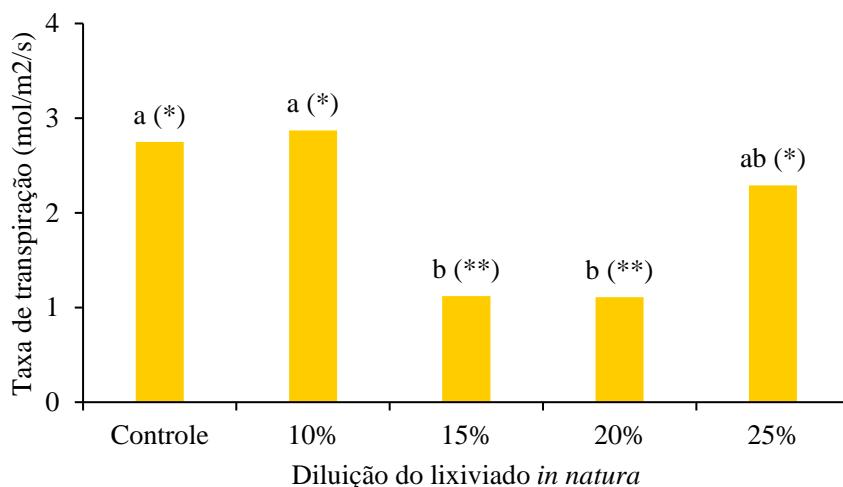
Ehonen *et al.* 2020 afirmam que elevadas concentrações de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), temperatura, salinidade e acidez do solo, afetam a densidade estomática, a área e o índice de condutância estomática potencial em hortaliças, o que, segundo esses autores, limita a eficiência da troca gasosa e da fotossíntese, destacando a condutância estomática com parâmetro potencial na investigação dos efeitos das mudanças climáticas.

Além disso, elevadas temperaturas e condições salinas do solo favorecem a pressão hiperosmótica, a qual faz com que as células percam mais água do que absorvem, levando a diminuição no índice de área foliar, na fotossíntese e acúmulo de biomassa (Azizi, *et al.* 2022; Dong *et al.* 2022; Giordano *et al.* 2021; Machado; Serralheiro, 2017; Shamis *et al.* 2016; Wei *et al.* 2021).

Portanto, a complexidade dos mecanismos de fechamento e abertura dos estômatos podem, visando a conservação de água em condições de calor extremo, ser afetados pelo estresse hídrico e toxicidade iônica no solo. Contudo, observou-se que o lixiviado *in natura* na diluição de 25%, não influenciou negativamente a condutância estomática nas plantas de rabanete e pepino, enquanto as diluições de 10% e 15% garantiram os efeitos fitotóxicos crônicos no rabanete e no pepino, respectivamente.

Quanto ao *endpoint* da taxa de transpiração (mol/m<sup>2</sup>/s), o Teste de Dunnett indicou que os resultados nas plantas de pepino irrigadas com as diluições de 10% e 25% foram iguais ao controle, e diferente das taxas de transpiração nas diluições 15% e 20%. O Teste de Tukey indicou a taxa de transpiração, após a irrigação com a diluição de 25%, foi igual estatisticamente e simultaneamente àquelas encontradas após a irrigação com as diluições de 10%, 15% e 20% (Figura 40).

Figura 40 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a taxa de transpiração nas plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

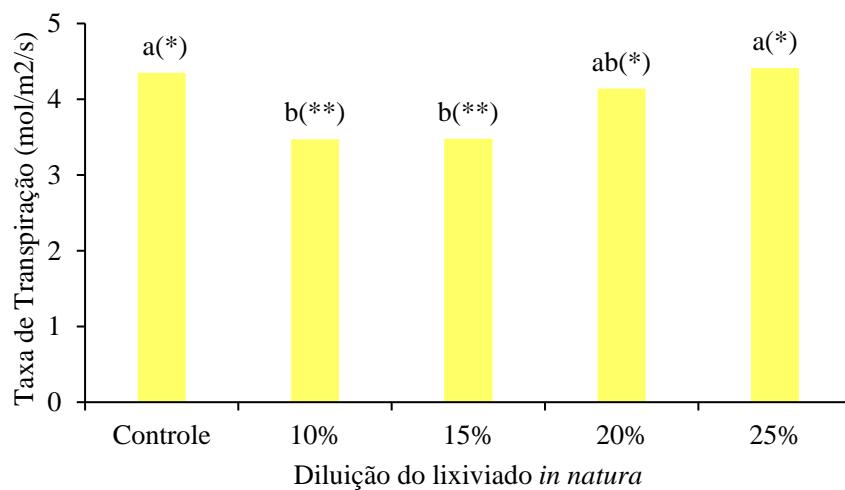
Fonte: Autora (2024).

De forma semelhante ao *endpoint* condutância estomática, na taxa de transpiração nas plantas de pepino irrigadas com o lixiviado nas diluições de 15% e 20%, houve redução de 59%. Os valores da taxa de assimilação do pepino foram de 2,75 mol/m<sup>2</sup>/s nas plantas irrigadas com água da torneira, e 2,87 mol/m<sup>2</sup>/s, 1,12 mol/m<sup>2</sup>/s, 1,11 mol/m<sup>2</sup>/s e 2,29 mol/m<sup>2</sup>/s, nas plantas irrigadas com o lixiviado nas diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente.

Nos estudos realizados por Oerke *et al.* (2006) e Zhang *et al* (2022), a taxa de transpiração em plantas de pepino geralmente variou entre 2 e 5 mmol/m<sup>2</sup>/s<sup>1</sup>, em condições ótimas de crescimento em estufas ou sistemas hidropônicos bem gerenciados.

Quanto ao rabanete, taxa de transpiração nas plantas irrigadas com as diluições de 20% e 25% do lixiviado *in natura* foram iguais, estatisticamente ao controle, enquanto diferiu dos resultados encontrados com diluições de 10% e 15%, conforme os resultados do teste de Dunnett. De acordo com o Teste de Tukey, o valor médio após a irrigação com a diluição de 25%, foi igual estatisticamente e simultaneamente aos encontrados após a irrigação com as diluições de 10%, 15% e 20% (Figura 41).

Figura 41 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a taxa de transpiração nas plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Os valores da taxa de transpiração do rabanete foram de 4,35 mol/m<sup>2</sup>/s no controle, e 3,47 mol/m<sup>2</sup>/s, 3,48 mol/m<sup>2</sup>/s, 4,14 mol/m<sup>2</sup>/s e 4,41 mol/m<sup>2</sup>/s, nas plantas irrigadas com o lixiviado nas diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente. Houve redução nesse *endpoint* de, aproximadamente, 20% nas diluições de 10% e 15%. Dessa forma, os efeitos de fitotoxicidade crônica foram mais expressivos com a exposição do lixiviado *in natura* menos concentrado (10% e 15%). Em condições ótimas de cultivo, a taxa de transpiração em plantas de rabanete pode variar entre 3,5 e 7,0 mmol/m<sup>2</sup>/s<sup>1</sup> (Henschel *et al.* 2022; Henschel *et al.* 2023; Wang *et al.* 2024).

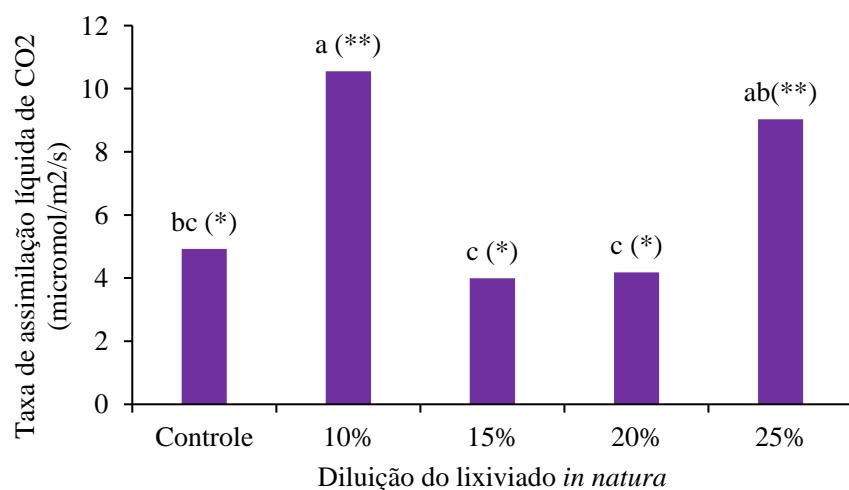
A taxa de transpiração é diretamente influenciada pela condutância estomática, pois quando as condições ambientais e características do solo favorecem a abertura dos estômatos, consequentemente, haverá maior perda de água pela planta e aumento a taxa de transpiração, o que facilita o transporte de nutrientes do solo (Lv *et al.* 2021; Tuzet, 2014).

Em solos salinos, as plantas tendem a fechar seus estômatos para minimizar a perda de água. Este fechamento estomático reduz a condutância estomática, o que por sua vez limita a transpiração (Tuzet, 2014). No entanto, essa redução na condutância estomática também limita a entrada de CO<sub>2</sub>, prejudicando a fotossíntese e o crescimento da planta (Ouyang *et al.* 2017).

Nas hortaliças o estresse salino induz o fechamento estomático, aumentando a sensibilidade ao ácido abscísico, um hormônio vegetal que atua na atividade estomática, e essa resposta resulta em uma diminuição significativa na taxa de transpiração, o que ajuda a planta a conservar água nessas condições (Niu *et al.* 2019a; Niu *et al.* 2019b).

No que se refere ao *endpoint* taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub>, o bioensaio de fitotoxicidade crônica indicou efeitos no pepino (Figura 42). Não foram observados efeitos do lixiviado *in natura* nas plantas de rabanete, conforme os resultados do teste de Dunnett, assim como, não houve diferenças entre as diluições, conforme o resultado do Teste de Tukey exposto na figura 43.

Figura 42 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para Taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> nas plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira

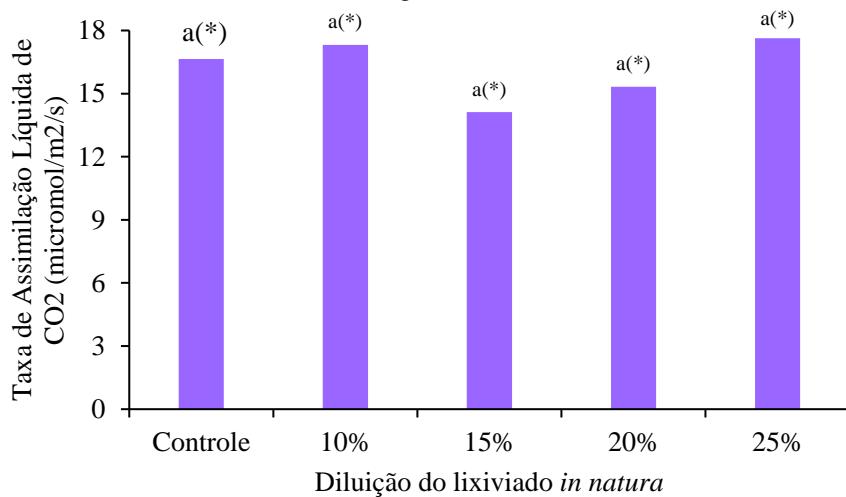


Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Figura 43 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a taxa de assimilação de CO<sub>2</sub> (micromol/m<sup>2</sup>/s) nas plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

De acordo com esses dados, para o pepino (Figura 42) houve diferenças entre o controle e as plantas após a irrigação com as diluições de 10% e 25% do lixiviado, com aumentos de 114% e 83%, respectivamente. Por outro lado, a taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> após a irrigação com as diluições 15% e 20% foram iguais ao controle. No que se refere ao Teste de Tukey o resultado apontou que nas diluições de 15% e 20% a taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> foram iguais entre si, bem como nas diluições 10% e 25%. Diante disso, possivelmente os efeitos seriam observados em diluições superiores a 25%, portanto a CENO foi em 25% e a CEO > a 25%.

Elementos presentes no lixiviado como os ácidos húmicos, provenientes da matéria orgânica, podem reagir com várias substâncias presentes nos solos, em alguns casos, detoxificá-los, e outras pesquisas apontam também o potencial dos ácidos húmicos na diminuição dos efeitos nocivos nas plantas expostas ao estresse salino (Batista *et al.* 2012).

Roelfsema e Hedrich, (2005), Barbier-Bryggo *et al.* (2011) e Kim *et al.* (2018) afirmam que cloreto, ácidos carboxílicos, e nitrato, que também estão presentes no lixiviado, são considerados os principais ânions envolvidos no movimento estomático e mudanças grandes e rápidas na concentração desses íons podem influenciar o fechamento estomático, e, consequentemente, a eficiência de uso de recursos como luz e CO<sub>2</sub>.

Na análise fisiológica das hortaliças investigadas nesta pesquisa, por meio dos *endpoints* de atividade fotossintética, notou-se desproporcionalidade nos indícios de fitotoxicidade e as diluições do lixiviado *in natura*. Isso porque, os efeitos foram expressivos tanto nas menores concentrações do lixiviado *in natura*, como nas maiores, nos *endpoints* condutância estomática, taxa de transpiração e taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub> nas plantas de pepino e nos *endpoints* de condutância estomática e taxa de transpiração nas plantas de rabanete.

Esses resultados podem indicar um possível efeito hormeses, que se refere a possibilidade de duas respostas diferentes após exposição a um agente. Tal resposta consiste no estímulo a efeitos benéficos em doses baixas e quando utilizadas doses mais elevadas, causam efeitos tóxicos e deletérios (Brito *et al.* 2018).

Cabe destacar que na presente pesquisa, esse efeito também foi observado na análise de crescimento do pepino, com as variações nos valores do *endpoint* de alongamento da raiz (Figura 29).

Nos estudos realizados por Roques *et al.* (2023) o efeito hormese também foi observado no crescimento radicular de sementes de mostarda expostas as doses de lodo de esgoto doméstico aplicadas no solo (10 a 50 g.kg<sup>-1</sup>).

Costa (2020) e Silva *et al* (2020) afirmam que a hormese está associada a substâncias tóxicas ou estressoras, sendo caracterizada por uma resposta bifásica de compostos, a aplicação de doses elevadas causa efeitos inibitórios e doses baixas tem efeito estimulador. Esta relação tem características quantitativas bem determinadas, sendo estabelecida uma faixa bem definida de limite entre o efeito estimulante e o tóxico (Calabrese, 2009; Cox Júnior, 2009).

Atualmente, esse efeito vem sendo investigados nos estudos de fitotoxicidade de herbicidas em diferentes espécies vegetais. Por exemplo, Cedergreen *et al.* (2010) pulverizaram plantas de cevada com doses subletais glifosato e observaram um aumento na fotossíntese em todas as doses investigadas, a produção foi aproximadamente 20% superior nas plantas tratadas com a dose mais alta, em comparação com o controle (ausência de aplicação). Em tomate, a fotossíntese também foi superior, 24 h após a simulação da deriva de glifosato nas doses de 0,03; 0,05; 0,1 e 1 mg/L (Khan *et al.* 2020).

Alguns estudos indicaram o efeito hormese em plantas expostas à efluentes. Nos estudos realizados por Oliveira (2021), esse efeito foi observado na germinação de sementes de alface expostas à diferentes dosagens de esgoto sanitário tratado, podendo esse efeito

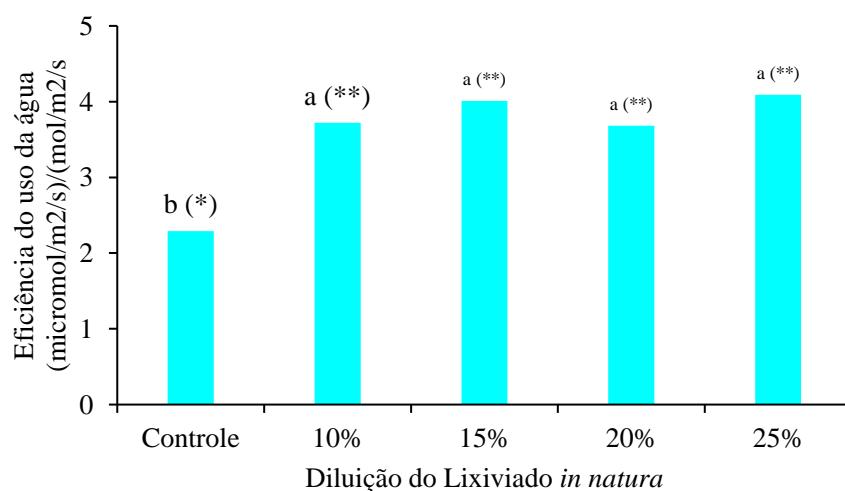
estar diretamente relacionado às concentrações de nitrato (1,81 mg/L) e nitrito (<0,03 mg/L) presentes no efluente.

Diferentes condições podem influenciar no efeito hormese em bioensaios de fitotoxicidade, como condições de alta luminosidade, estresse hídrico, elevada temperatura e salinidade do solo, as plantas, na tentativa de adaptação à essas condições, podem alterar a produção de clorofila, para maximizar a fotossíntese, regulando a atividade estomática, o suprimento adequado de CO<sub>2</sub> e controle da transpiração (Zhang *et al.* 2017).

Entretanto, a literatura ainda carece de estudos mais aprofundados sobre o efeito hormeses em plantas expostas à efluentes recalcitrantes e de composição complexa, como o lixiviado de aterro sanitário, de modo a definir os limites entre efeitos inibitórios e estimuladores.

Ao considerar, a presente pesquisa, houve aumento da eficiência do uso da água nas plantas irrigadas com o lixiviado. No pepino, foi possível observar que os valores médios na condição controle foram estatisticamente diferentes aos valores encontrados nas plantas irrigadas com diferentes diluições do lixiviado (Teste de Dunnett), destacando incrementos nesses valores em qualquer diluição do lixiviado investigada (Figura 44). Não houve diferenças significativas entre as diluições (Teste de Tukey).

Figura 44 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para eficiência do uso da água em plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário in natura e água de torneira



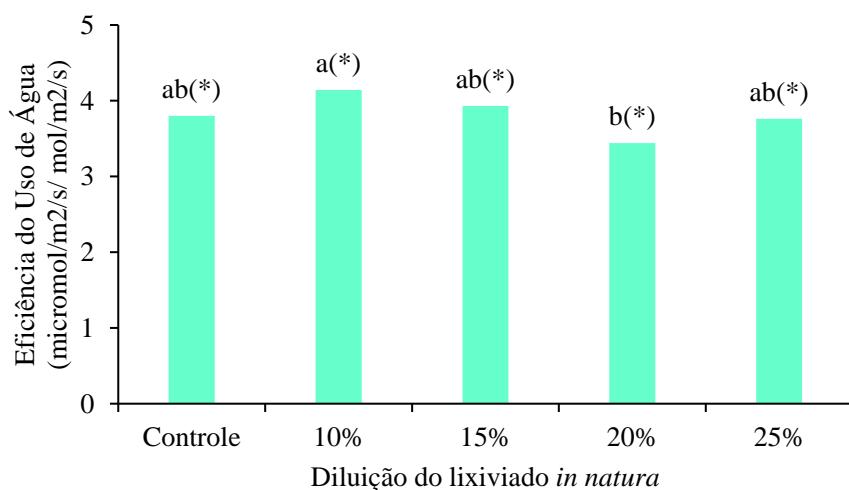
Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

A partir do resultado do Teste de Dunnett, observou-se que não houve diferença significativa entre o rabanete na condição controle e após a irrigação com as diferentes diluições do lixiviado *in natura* (Figura 45). Enquanto, de acordo com o Teste de Tukey, houve diferenças entre os valores encontrados nas diluições de 10% e 20%. Com isso, os bioensaios fitotóxicos crônicos com rabanete não evidenciaram efeitos negativos nesse *endpoint*, podendo considerar CENO na diluição de 25% do lixiviado, e, a partir dessa diluição, possivelmente seriam observados efeitos fitotóxicos crônicos (CEO > diluição de 25%).

Figura 45 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para a eficiência do uso da água nas plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Guimarães e Rodrigues (2002) corroboram que as plantas podem, estrategicamente, reduzir a condutância estomática e a taxa de transpiração, para manutenção da taxa fotossintética, com o fechamento parcial dos estômatos, favorecendo a eficiência do uso da água.

Da outra forma, Zhuang *et al.* (2023), afirmam que diminuição na eficiência fotossintética das folhas de pepino foi resultante pela diminuição na eficiência do uso da

água, causada pelo aumento na taxa de transpiração das plantas, alterando a capacidade de aproveitamento da água pela planta.

Segundo Taha *et al.* (2020), a produção de pepino em casas de vegetação em condições áridas e climas temperados, pode sofrer alterações, incluindo possíveis efeitos sinérgicos resultantes da salinidade, seca e elevadas temperaturas. Para esses autores, salinidade e a seca são os estressores abióticos mais comuns, e causam danos na atividade das enzimas antioxidantes, gerando estresse oxidativo que leva a uma perda na produtividade da planta, porém poucos estudos investigaram os estresses múltiplos ou combinados com outros fatores estressores.

Li *et al.* (2017) afirmam que o estresse térmico na zona radicular do pepino inibiu a fotossíntese principalmente através da diminuição da atividade do rubisco, enzima responsável pela fixação do carbono. De acordo com esses autores, ainda há discrepância na literatura em relação aos alvos primários que causam inibição na fotossíntese.

Woo *et al.* (2004) afirmam que interrupções no fluxo das atividades metabólicas da fotossíntese, eventualmente, resulta no acúmulo de subprodutos tóxicos, como espécies reativas de oxigênio, incluindo o peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) e radicais hidroxila ( $\cdot OH$ ). Esses compostos podem levar à degradação da clorofila e à diminuição da eficiência fotoquímica (Woo *et al.* 2004).

Mesmo não sendo perceptível os efeitos na eficiência do uso da água, as estratégias de adaptação das plantas ao estresse salino, ao longo prazo, podem limitar o crescimento da planta, devido à menor capacidade de realizar a fotossíntese e de absorção de nutrientes.

Com isso, pode-se afirmar que a exposição ao lixiviado mesmo intensificando a salinidade do solo, pode ter contribuído, de certa forma, na atividade fotossintética do pepino. Isso pode ser, resultado da resistência desse organismo teste, ao efluente, no início do seu crescimento. Porém, os efeitos subletais foram observados em estágios mais avançados do seu desenvolvimento, confirmando os efeitos da exposição crônica. Além disso, fatores ambientais como elevada temperatura pode ter intensificados os efeitos crônicos observados.

Perante o exposto, considerando as condições experimentais da presente pesquisa, na Tabela 9 estão apresentados os valores numéricos da fitotoxicidade crônica expressos em CENO e CEO para o lixiviado *in natura* relativos aos efeitos fisiológicos nas plantas de pepino e rabanete. Estatisticamente, foi possível inferir que os efeitos fitotóxicos crônicos seriam observados através dos *endpoints* taxa de assimilação líquida de  $CO_2$  e de eficiência do uso da água nas plantas de rabanete irrigadas com a diluição do lixiviado *in natura* igual

ou superior a 25%. Para os resultados dos demais *endpoints* houve incremento nos valores ou sofreram influência do efeito hormese.

Tabela 12 - Fitotoxicidade crônica do lixiviado in natura para o pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) em termos de análise fisiológica

Endpoint	<i>Cucumis sativus</i>		<i>Raphanus sativus</i>	
	CENO	CEO	CENO	CEO
Clorofila A				
Clorofila B				
Condutância estomática				Efeito hormese
Taxa de assimilação líquida de CO <sub>2</sub>		Efeito hormese		25% > 25%
Taxa de transpiração				Efeito hormese
Eficiência do uso da água			Aumento no teor de eficiência do uso da água	25% > 25%

Legenda: CENO = Concentração de efeito não observado; CEO = Concentração de efeito observado

Foi possível notar que no pepino, mesmo apresentando folhas mais verdes houve a perda do turgor (firmeza) das plantas, resultando em folhas enrugadas, flácidas e caídas quando expostas ao lixiviado mais concentrado, como pode ser observado na Figura 46.

Figura 46 - Redução da firmeza e murchamento das Plantas de pepino irrigadas com diferentes diluições do lixiviado *in natura* aos 32 dias após a semeadura



Fonte: Autora (2024).

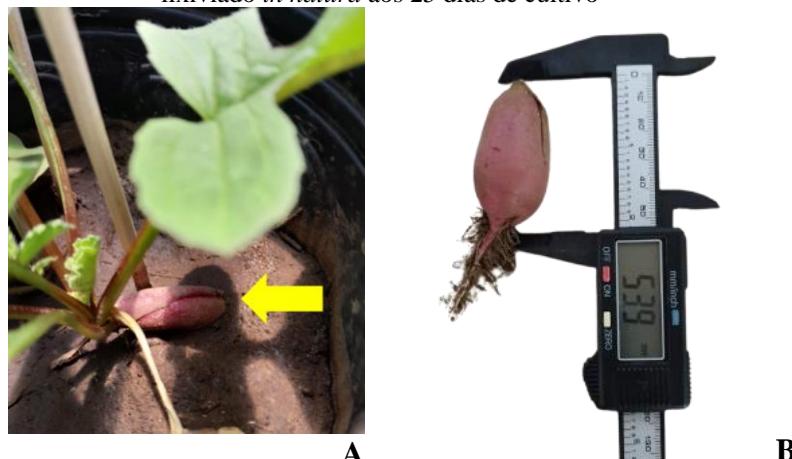
Liu *et al.* (2022), observaram que as folhas de pepino murcharam com a redução da temperatura.

O efeito osmótico da salinidade induz mudanças metabólicas na planta semelhantes aos efeitos induzidos pelos estresses hídricos, como “murchamento” (Munns *et al.* 2002).

Além disso, o estresse salino reduz o crescimento das plantas devido a toxicidades de íons específicos e desequilíbrios nutricionais ou uma combinação desses fatores (Munns; Tester. 2008; Shams *et al.* 2023).

No rabanete, aos 25 dias de cultivo, observou-se o fruto com deformidades como alongamento e rachaduras, conforme está apresentado na Figura 47.

Figura 47 - Destaque para rachadura no rabanete (*Raphanus sativus*) irrigado com a diluição de 25% do lixiviado *in natura* aos 25 dias de cultivo



Legenda: A – Destaque para rachaduras no rabanete; B - destaque para alongamento do rabanete (*Raphanus sativus*) irrigado com a diluição de 25% do lixiviado *in natura* aos 25 dias de cultivo.

Fonte: Autora (2024).

De acordo com Amin *et al.* (2013), o excesso de nutrientes como nitrogênio, potássio e boro podem tornar os rabanetes mais frágeis e intensificar a tendência à rachadura ou o seu desenvolvimento inadequado.

Diante do exposto, nota-se, que mesmo com a influência do efeito hormeses, os bioensaios de fitotoxicidade nas plantas de pepino e rabanete, expostas ao lixiviado de aterro sanitário indicaram efeitos na fisiologia das plantas de pepino e de rabanete, os quais refletiram no desenvolvimento dessas hortaliças. Neste sentido, é notável a necessidade de estudos mais aprofundados ao da presente pesquisa, considerando as relações entre as respostas das plantas para a adaptação às condições de estresse nos efeitos fitotóxicos crônicos.

#### 5.2.4 Fitotoxicidade e *endpoints* de análise de biomassa

Para as plantas de pepino e rabanete, respectivamente, nas Tabelas 10 e 11 observa-se o resultado da ANOVA dos valores médios dos *endpoints* de biomassa fresca da parte

aérea, biomassa fresca da raiz, biomassa seca da parte aérea e biomassa seca da raiz, todos medidos em gramas (g). Nota-se que os *endpoints* foram influenciados significativamente pelas diluições do lixiviado, exceto a biomassa seca da raiz do rabanete.

Os coeficientes de variação foram inferiores à 30% indicando a homogeneidade dos dados para os *endpoints* de biomassa fresca e seca da parte aérea do rabanete e biomassa seca da parte aérea do pepino.

Tabela 13 - Análise de variância (ANOVA) para os endpoints de biomassa das plantas rabanete (*Raphanus sativus*)

Endpoint	ANOVA				CV (%)
	QM	F	F-crítico	p	
Biomassa fresca da parte aérea (g)	66,71	27,16**	4,89	<0,01	24,35
Biomassa fresca da raiz (g)	337,99	58,33**	4,89	<0,01	38,58
Biomassa seca da parte aérea (g)	0,34	16,95**	4,89	<0,01	16,68
Biomassa seca da raiz (g)	1,06	1,26 <sup>ns</sup>	3,95	1,26	49,40

Legenda: \*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade (p < .01); ns não significativo (p >= .05).

Tabela 14 - Análise de variância (ANOVA) para os endpoints de biomassa das plantas pepino (*Cucumis sativus L.*)

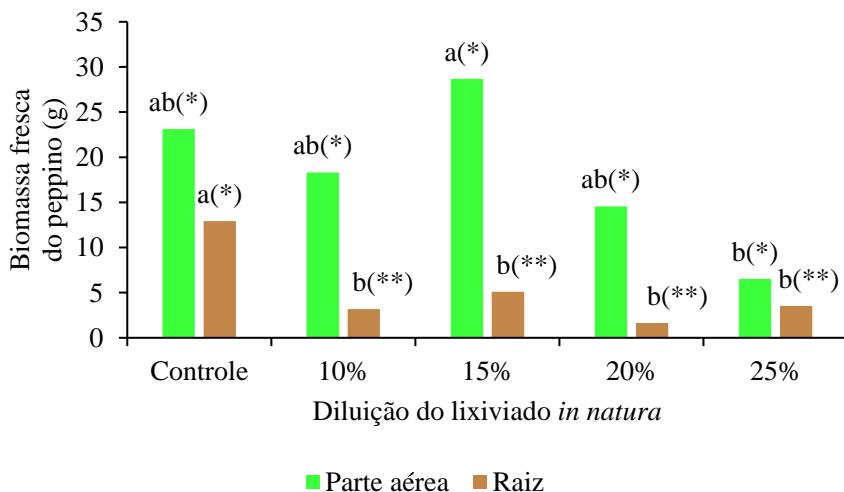
Endpoint	ANOVA				CV (%)
	QM	F	F-crítico	P	
Biomassa fresca da parte aérea (g)	283,70	3,81*	3,06	3,81	47,32
Biomassa fresca da raiz (g)	78,97	10,99**	4,89	<0,01	50,76
Biomassa seca da parte aérea (g)	12,43	54,20**	4,89	<0,01	12,50
Biomassa seca da raiz (g)	23,82	9,26**	4,89	<0,01	47,69

Legenda: \*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade (p < .01); ns não significativo (p >= .05).

Mesmo havendo redução de 21%, 27% e 72% na biomassa fresca na parte aérea das plantas de pepino, após a irrigação com as diluições de 10%, 20% e 25%, respectivamente, não houve diferença estatística entre os valores médios nessas diluições e o controle, de acordo com o resultado do Teste de Dunnett (Figura 48). Já entre as diluições, houve diferença significativa entre os valores médios em 15% e 25%, pelo Teste de Tukey.

Portanto, para a biomassa fresca da parte aérea não foi observado efeito da fitotoxicidade e a concentração de efeito não observado (CENO) foi na diluição de 25% e, somente a partir dela, possivelmente seriam observados efeitos crônicos.

Figura 48 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa fresca (g) das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

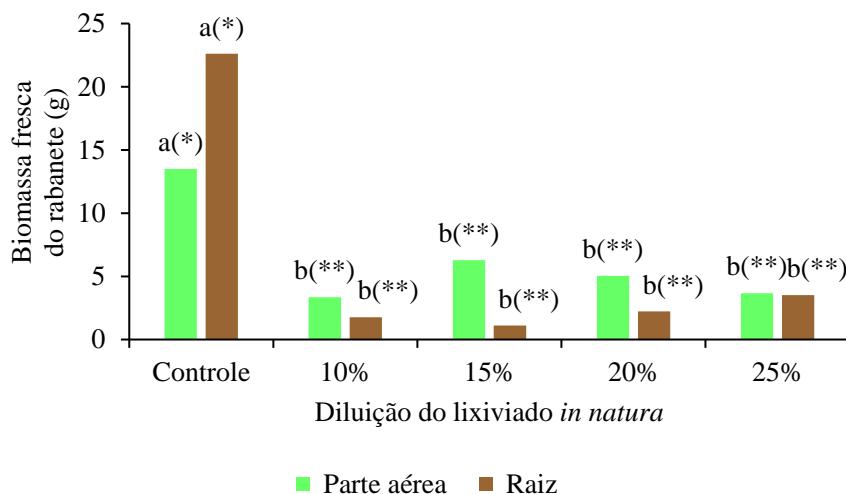
Por outro lado, na biomassa fresca da raiz da planta de pepino, observou-se diferença entre os valores médios do controle e nas plantas irrigadas com o lixiviado, e não houve diferença significativa entre essas diluições. Houve redução na produção de biomassa fresca na raiz do pepino em 75%, 61%, 87% e 71% exposto às diluições de 10%, 15%, 20% e 25% do lixiviado *in natura*, respectivamente. Com base nesses resultados, pode-se determinar que os efeitos foram observados a partir da diluição de 10% (CEO) e em diluições inferiores, possivelmente não se observariam os efeitos (CENO < 10%).

Com isso, nota-se que a fitotoxicidade foi mais expressiva na biomassa fresca da raiz do pepino, em relação à parte aérea. Da mesma forma, o alongamento da raiz das plantas de pepino reduziu após a irrigação com todas as diluições do lixiviado *in natura* (Figura 29), enquanto a altura da planta sofreu a redução após a exposição crônica com diluição de 25% do efluente.

Para o rabanete, o resultado do Teste Dunnett apontou diferença significativa entre a biomassa fresca no controle e nas diferentes diluições do lixiviado *in natura*, tanto para a parte área como para raiz das plantas (Figura 49). Conforme o Teste de Tukey não houve diferenças entre as diluições do lixiviado nos dois *endpoints* de biomassa supracitados.

Dessa forma, com base nos resultados estatísticos pode-se determinar a concentração de efeito observado (CEO) na diluição de 10% e somente em diluições do lixiviado inferiores a essa, não se observaria o efeito fitotóxico crônico no rabanete representado pela redução da sua biomassa fresca tanto na parte aérea quanto na raiz.

Figura 49 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa fresca (g) das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

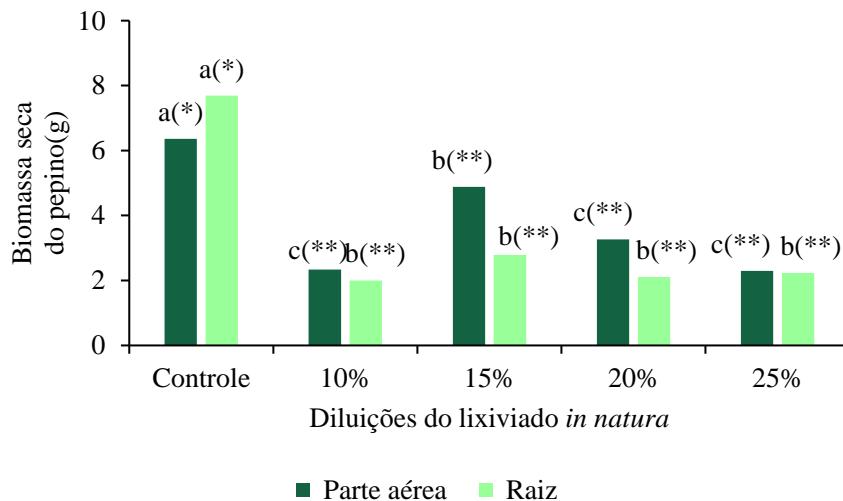
Conforme observado na Figura 49, houve redução da biomassa fresca da parte área em 75%, 53%, 63%, e 71% nas plantas de rabanete irrigadas com o lixiviado nas diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente. Se tratando da biomassa fresca da raiz, o efeito fitotóxico crônico foi mais expressivo com reduções de 92%, 95%, 90% e 84%, após a irrigação as diluições de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente.

Em relação a planta de rabanete, nota-se uma correlação entre os efeitos fitotóxicos na altura da planta e alongamento da raiz (Figuras 21 e 33) e a produção de biomassa fresca na parte aérea e na raiz (Figura 50), com reduções nos valores desses *endpoints*, reafirmando o efeito tóxico crônico do lixiviado de aterro sanitário e a maior sensibilidade dessa hortaliça, em relação ao pepino.

Além dos efeitos comprovados pela redução da biomassa fresca, também foram observados efeitos de fitotoxicidade crônica na biomassa seca da parte aérea e da raiz nas

plantas de pepino. Isso porque houve diferença os valores médios entre as plantas no controle e irrigadas com as diluições do lixiviado (Teste de Dunnett). Não houve diferença entre os valores médios nas diluições investigadas, pelo Teste de Tukey (Figura 50).

Figura 50 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa seca (g) das plantas de pepino (*Cucumis sativus L.*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de pepino irrigadas com água; 10% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de pepino irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

De acordo com a Figura 50, a redução da biomassa seca da parte área do pepino foi de 63% quando irrigada com as diluições do lixiviado de 10% e 25%, enquanto nas plantas irrigadas com as diluições de 15% e 20% a redução foi de 23% e 49%, respectivamente.

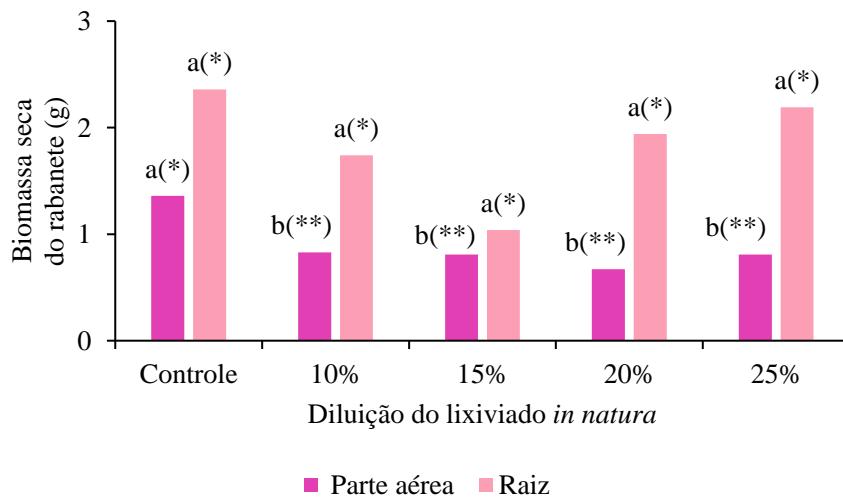
Para biomassa seca da raiz do pepino foram encontradas reduções de 74%, 64%, 73% e 71%, quando expostas às diluições do lixiviado de 10%, 15%, 20% e 25%, respectivamente.

Com base nesses resultados, nota-se que os efeitos na biomassa seca tanto na parte aérea quanto na raiz foram observados a partir da diluição do lixiviado de 10% (CEO) e, possivelmente em diluições inferiores não se observariam efeitos (CENO < 10%).

A irrigação com o lixiviado também resultou na redução da biomassa seca da parte aérea e da raiz da planta do rabanete (Figura 51). No entanto, na biomassa seca da raiz não foram observados efeitos fitotóxicos crônicos. Isso porque o resultado do Teste de Dunnett indicou diferenças entre o controle e as demais diluições do lixiviado na biomassa seca da

parta raiz e, na biomassa seca da parte área, as diluições foram iguais ao controle. O Teste de Tukey indicou que não houve diferenças entre as diluições em ambos os *endpoints*.

Figura 51 - Resultado dos testes de Tukey e Dunnet para biomassa seca (g) das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com diferentes diluições do lixiviado de aterro sanitário *in natura* e água de torneira



Legenda: Controle – plantas de rabanete irrigadas com água; 10% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 10% do lixiviado; 15% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 15% do lixiviado; 20% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 20% do lixiviado e 25% - plantas de rabanete irrigadas com diluição de 25% do lixiviado.

Nota: Resultado do teste de Tukey: As médias que compartilham letras comuns não são significativamente diferentes e médias com letras diferentes indicam diferenças significativas em relação ao controle; Resultado do teste de Dunnett: Médias com \* não são significativamente diferentes ao controle e médias com \*\* indicam diferenças significativas em relação ao controle.

Fonte: Autora (2024).

Dessa maneira, com base nesses resultados (Figura 51), a concentração de efeito não observado (CENO) ocorreu na diluição de 25% do lixiviado e, supostamente, em diluições superiores seriam observados efeitos fitotóxicos crônicos em termos de biomassa seca da raiz da planta de rabanete ( $CEO > 25\%$ ). Para o *endpoint* de biomassa seca da parte aérea, a CENO ocorreu na diluição de 10% do lixiviado e a CEO em diluições inferiores ( $<10\%$ ).

Na Tabela 15 são apresentados valores de CENO e CEO para as plantas de pepino e rabanete em diferentes diluições do lixiviado *in natura* em termos de biomassa. Esses valores numéricos indicam que o aproveitamento agrícola do lixiviado *in natura* do ECOPJP com diluição de 25%, supostamente, não causaria efeitos fitotóxicos crônicos em termos de biomassa fresca da parte área das plantas de pepino e biomassa seca da raiz do rabanete. Para os demais *endpoints* seriam efeitos observados em diluições do lixiviado *in natura* a partir de 10%.

Tabela 15 - Fitotoxicidade crônica do lixiviado in natura para o pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) em termos de biomassa.

<i>Endpoint</i>	<i>Cucumis sativus</i>		<i>Raphanus sativus</i>	
	<b>CENO</b>	<b>CEO</b>	<b>CENO</b>	<b>CEO</b>
Biomassa fresca da parte aérea	25%	> 25%	<10%	10%
Biomassa fresca da raiz	<10%	10%	<10%	10%
Biomassa seca da parte aérea	<10%	10%	10%	<10%
Biomassa seca da raiz	<10%	10%	25%	>25%

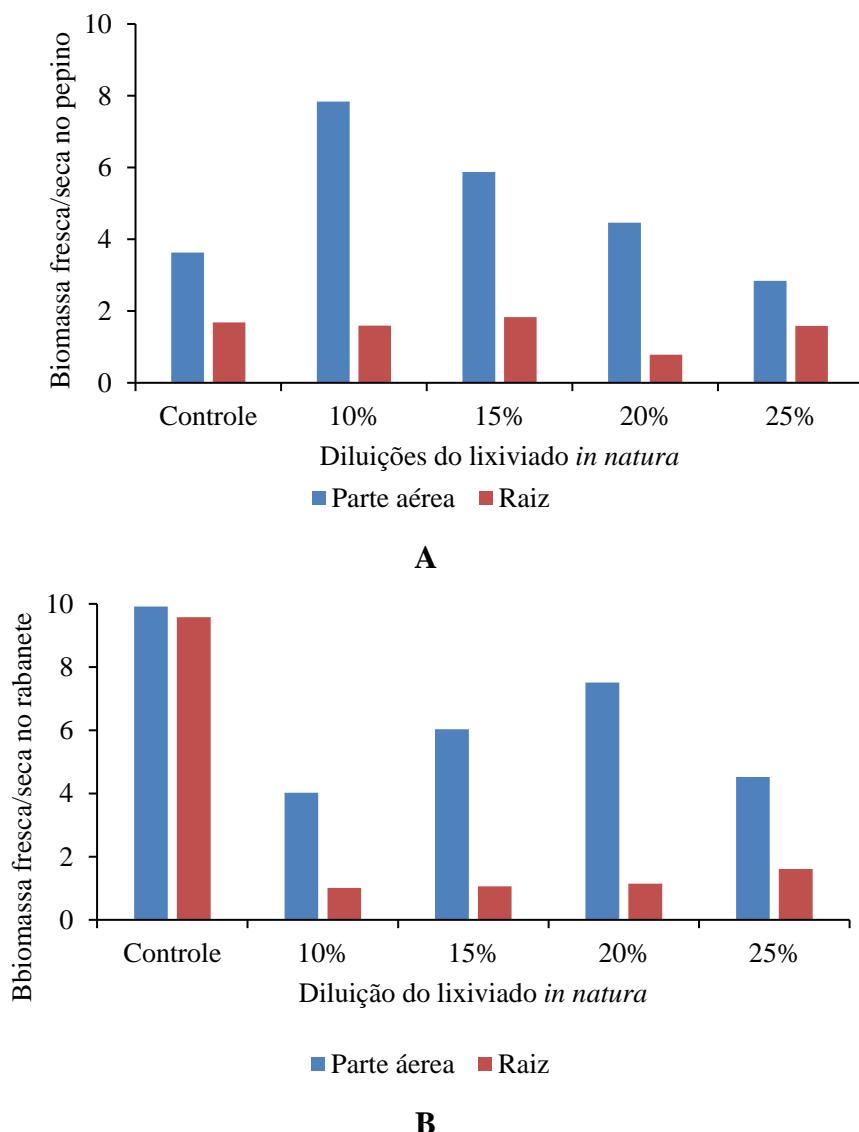
Legenda: CENO = Concentração de efeito não observado; CEO = Concentração de efeito observado

A relação entre biomassa fresca e seca pode fornecer informações sobre o conteúdo de água nas plantas e pode ser usada para avaliar a resistência a estresse hídrico (Taiz; Zeiger, 2010). A Figura 52 apresenta a relação biomassa fresca/seca na parte aérea e raiz das plantas de pepino e rabanete.

Para as plantas de pepino, na condição controle houve maior diferença entre a razão biomassa fresca/seca na parte aérea (3,63) e raiz (1,69), enquanto na condição controle do rabanete foram encontrados valores próximos entre a razão biomassa fresca/seca na parte aérea (9,91) e na raiz (9,58), indicando uma proporção entre a água presente nessas estruturas.

Como biomassa fresca inclui a água presente nos tecidos vegetais, enquanto a biomassa seca representa o material sólido restante após a evaporação da água, a maior relação biomassa fresca/seca indica um maior conteúdo de água nos tecidos, o que geralmente está relacionado à eficiência no uso da água e à capacidade da planta de manter a turgidez celular (Huang *et al.* 2019).

Figura 52 - Razão entre biomassa fresca e seca das plantas de o pepino (*Cucumis sativus*) e rabanete (*Raphanus sativus*) irrigadas com as diferentes diluições do lixiviado *in natura* e com água da torneira



Legenda: A - Razão entre biomassa fresca e seca das plantas de o pepino (*Cucumis sativus*); B - Razão entre biomassa fresca e seca das plantas de rabanete (*Raphanus sativus*).

Nota: Controle – água da torneira; 10% - diluição de 10% do lixiviado; 15% - diluição de 15% do lixiviado; 20% - diluição de 20% do lixiviado e 25% - diluição de 25% do lixiviado.

Fonte: Autora (2024).

À medida que as plantas de pepino foram expostas ao lixiviado *in natura* houve incremento na razão biomassa fresca/seca na parte aérea, em relação à raiz, e essa se manteve próxima da condição controle (Figura 49). Porém, entre as diluições do lixiviado, foi possível observar a redução da razão biomassa fresca/seca para parte aérea com o aumento da concentração do efluente, ou seja, com o lixiviado menos diluído, podem ocorrer possíveis efeitos fitotóxicos crônicos a partir de adaptações das plantas sob condições de estresses.

De acordo com Terrer *et al.* (2019) e Yang *et al.* (2021), a maior razão entre biomassa fresca e seca na parte aérea sugere que as folhas e caules estão retendo mais água do que as raízes, indicando que a planta está priorizando a manutenção da turgidez celular nos tecidos aéreos para sustentar a fotossíntese e a transpiração.

Segundo Tardieu (2013), plantas que apresentam alta proporção de biomassa fresca em comparação com a biomassa seca em condições de estresse têm maior capacidade de adaptação a ambientes secos.

Para o rabanete, quando exposto ao lixiviado *in natura*, embora tenha ocorrido redução na razão biomassa fresca/seca na parte aérea, em relação ao controle, esse efeito foi mais acentuado na raiz, o que possivelmente indica que estruturas radiculares das plantas começaram a perder mais água como forma de adaptação às condições de estresse hídrico ou de salinidade do solo.

Quando a relação biomassa fresca/seca diminui, pode ser um sinal de que a planta está sofrendo estresse hídrico, pois a perda de água em suas células diminui a biomassa fresca proporcionalmente à seca (Blum, 2017).

Ao considerar que os efeitos fitotóxicos crônicos foram mais expressivos nos sistemas radiculares das plantas de pepino e rabanete, as condições de estresse salino proporcionadas pela irrigação com lixiviado *in natura* também podem ter contribuído com a redução da biomassa das raízes.

Segundo Chourasia *et al.* (2022) estresse salino causou nas plantas de rabanete reduções na porcentagem de germinação, peso fresco e comprimento do broto e da raiz, e na eficiência fotoquímica.

Otsuka *et al.* (2021) afirmam que o estresse salino afeta severamente a parte subterrânea da planta, afetando o comprimento da raiz, arquitetura do sistema radiculoso e conteúdo de matéria seca. Segundo esses autores, o acúmulo de sal na zona radicular da planta sob estresse salino, leva ao desenvolvimento de estresse osmótico, ruptura da membrana celular e homeostase iônica e inibi a absorção de nutrientes essenciais como potássio, cálcio e nitrogênio.

Em outras espécies de hortaliças, o mecanismo de tolerância exibido contra o estresse de salinidade em culturas de raízes e tubérculos inclui a redução do alongamento da raiz primária (Khan *et al.* 2016). Em plantas de cenoura, o estresse salino (150 mm de NaCl) causou um efeito prejudicial no crescimento da raiz, reduzindo o peso fresco e seco da raiz (Bano *et al.* 2013). Na círcuma, o peso seco da raiz foi reduzido em 56% sob salinidade em comparação com as plantas controle (Mostajeran *et al.* 2014).

## 7 CONCLUSÃO

- Na diluição de 25% do lixiviado de aterro sanitário, foram encontrados os maiores efeitos fitotóxicos agudos, uma vez que, não houve crescimento das plântulas e germinação das sementes de agrião (*Barbarea verna*), alface (*Lactuca sativa*), pepino (*Cucumis sativus*), rabanete (*Raphanus sativus*), repolho (*Brassica oleracea*, rúcula (*Eruca sativa*) e tomate (*Solanum Lycopersicum*);
- Em termos de fitotoxicidade aguda, o lixiviado foi menos fitotóxico para pepino (*Cucumis sativus*) ( $CE_{50} = 11,70\%$ ) e mais fitotóxico para o agrião (*Barbarea verna*) ( $CE_{50} = 2,20\%$ );
- Os efeitos fitotóxicos crônicos do lixiviado de aterro sanitário foram observados na altura e no diâmetro do rabanete e na altura da planta e alongamento da raiz do pepino;
- Os *endpoints* de análise de crescimento foram adequados para em ensaios de fitotoxicidade crônica do lixiviado. Essas variáveis foram sensíveis a alterações causadas por substâncias tóxicas presentes no efluente, permitindo detectar efeitos sutis no desenvolvimento das plantas ao longo do tempo.
- Na análise fisiológica, para *endpoints* de condutância estomática, taxa de assimilação líquida de  $CO_2$  e taxa de transpiração possivelmente houve o efeito hormese, os quais apresentaram reposta bifásica das plantas quando expostas ao lixiviado de aterro sanitário.
- Os efeitos fitotóxicos crônicos, em termos de biomassa, foram mais expressivos nos sistemas radiculares das plantas de pepino e rabanete, em relação à parte aérea, sendo os *endpoints* associados à biomassa da raiz representativos para análise de fitotoxicidade crônica de lixiviado de aterro sanitário;
- Neste estudo, em termos da concentração de afeito não observado (CENO) e da concentração de efeito observado (CEO), na diluição de 10% do lixiviado *in natura* já foram notáveis os efeitos fitotóxicos crônicos nas plantas de rabanete e para o pepino, a partir da diluição de 15% do efluente, representando a maior sensibilidade do rabanete na maioria dos *endpoints* investigados.
- As plantas de rabanete apresentaram maior, se tornado adequada para utilização tanto em testes de fitotoxicidade aguda como em testes de fitotoxicidade crônica do lixiviado de aterro sanitário.

- Houve aumento expressivo na salinidade total do solo, que pode estar associada às elevadas concentrações íons solúveis, tais como cloreto, sulfato, sódio e potássio presentes no lixiviado.
- Elevadas temperaturas na estufa agrícola podem ter influenciado o desenvolvimento das plantas ao longo do experimento.

## RECOMENDAÇÕES

Diante dos resultados e das conclusões apresentados, considerando as principais limitações da presente pesquisa, destaca-se que alguns pontos podem ser abordados em futuros trabalhos sobre fitotoxicidade aguda e crônica de lixiviado de aterro sanitário, dentre eles:

- i) Monitoramento dos *endpoints* da análise fisiológica: na presente pesquisa, a quantidade de análises foi limitada. Em vista disso, recomenda-se o monitoramento periódico dos *endpoints* de clorofila A e B, condutância estomática, taxa de assimilação líquida de CO<sub>2</sub>, taxa de transpiração e eficiência do uso da água, visando a possibilidade de observação dos efeitos ao longo do desenvolvimento das plantas e assim associar os feitos à fitotoxicidade crônica do lixiviado.
- ii) Quantificação dos compostos nos tecidos vegetais: através de técnicas analíticas que permitem identificar e medir substâncias como nutrientes, metabólitos, e contaminantes tóxicos presentes em diferentes estruturas vegetais;
- iii) Avaliação de *endpoints* subletais: a presente pesquisa se destaca por avaliar através de *endpoints* associados ao crescimento, fisiologia e biomassa das plantas os efeitos fitotóxicos crônicos do lixiviado, no entanto, sugere-se avaliação de biomarcadores e a genotoxicidade;
- iv) Investigação da fitotoxicidade de misturas: complexidade e as interações dos compostos químicos conferem ao lixiviado o potencial tóxico, o qual pode ser intensificado pelos efeitos sinérgicos, aditivos ou antagonistas dessas substâncias, e tais efeitos podem ser mensurados por meio de testes de toxicidade de misturas. Portanto, esses testes, considerando os compostos mais presentes no lixiviado, podem ser realizados em futuras pesquisas;
- v) Tratamento do lixiviado de aterro sanitário: sugere-se a investigação de técnicas avançadas com associação de processos oxidativos avançados com tratamento biológico, visando a redução da toxicidade e viabilizar o reuso;
- vi) Estudo do efeito hormese na fitotoxicidade do lixiviado de aterro sanitário: na presente pesquisa foi observado a possível influência desse efeito nos resultados dos *endpoints* de análise fisiológica, uma vez que, ora concentrações do lixiviado causaram efeitos inibitórios e, outrora, efeito estimulador, segue-se

investigações mais aprofundas sobre o efeito hormese nos bioensaios de fitotoxicidade.

- vii) Investigação da avaliação de risco ecotoxicológico da irrigação de culturas com o lixiviado de aterro sanitário *in natura* e tratado: para determinar os potenciais riscos dessa prática aos ecossistemas e à saúde humana.

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAFY, H, I et al. Landfill leachate: Sources, nature, organic composition, and treatment: An environmental overview, **Ain Shams Engineering Journal**, v.15, n. 1, 2024.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma NBR. 15350/2006: Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Crônica de Curta Duração – Método de Ensaio com ouriço-do-mar (*Echinodermata:Echinoidea*). Rio de Janeiro, 2006.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma NBR. 13373/2017: Ecotoxicologia aquática -Toxicidade crônica - Método de ensaio com Ceriodaphnia spp (Crustacea, Cladocera) Aquatic ecotoxicology -Chronic toxicity -Test method with Ceriodaphnia spp (Crustacea, Cladocera), Rio de Janeiro, 2017.
- ADEYEMI-ALE, O. A.; ANIFOWOSHE, A. T.; ABDULKAREEM, S. I. Ecotoxicological assessment of leachate from amilegbe dumpsite, ilorin, nigeria using Clarias gariepinus (Burchell 1822) and Allium cepa. Agrosearch, v. 26, n. 9, p. 59–71, 2018.
- AHANGER, M. A et al. Integration of silicon and secondary metabolites in plants: a significant association in stress tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 71, n. 21, p. 6758–6774, 26 jun. 2020.
- AK SINGH , R. CHANDRA. Pollutants released from the pulp paper industry: Aquatic toxicity and their health hazards. **Aquat. Toxicol.** v. 211, pp. 202 – 216, 2019.
- ALARIBE, Frank O.; AGAMUTHU, Pariatamby. Fertirrigação de *Brassica rapa* L. usando lixiviado de aterro tratado como uma opção de reciclagem de nutrientes. **S. Afr. j. sci.** Pretoria , v. 112, n. 3-4, p. 1-8, abr. 2016.
- ALBUQUERQUE, J. S. **Avaliação da toxicidade de extratos fúngicos bioativos na germinação e alongamento de radículas de planta.** 2021. 21 f. Monografia (Bacharelado em Biologia). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2021.
- ALI, A. et al. Different cropping systems regulate the metabolic capabilities and potential ecological functions altered by soil microbiome structure in the plastic shed mono-cropped cucumber rhizosphere. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 318, p. 107486, set. 2021.
- ALI, S. et al. Effect of chromium and nitrogen form on photosynthesis and anti-oxidative system in barley. **Biologia Plantarum**, v. 57, n. 4, p. 758–763, 7 maio 2013.
- ALIYU, K. T. et al. Understanding nutrient imbalances in maize (*Zea mays* L.) using the diagnosis and recommendation integrated system (DRIS) approach in the Maize belt of Nigeria. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 16018, 6 ago. 2021.
- AL-KSHAB, A. A.; FATHI, O. Q. Determination of the lethal concentration 50% ( $LC_{50}$ ) of lead chloride and its accumulation in different organs of *Gambusia affinis* fish. **Iraqi Journal of Veterinary Sciences**, v. 35, n. 12, p. 361-367, 2021.

ALMARIE, A. A. Phytotoxic Activity of Essential Oils. **Springer eBooks**, p. 263–279, 2022.

ALONSO-BLÁZQUEZ, N. *et al.* Influence of Zn-contaminated soils in the antioxidative defence system of wheat (*Triticum aestivum*) and maize (*Zea mays*) at different exposure times: potential use as biomarkers. **Ecotoxicology**, v. 24, pp. 279-201, 2015

ALVARENGA, P. *et al.* Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**, v. 40, p. 44–52, jun. 2015.

AMIN, H. *et al.* Phytotoxicity of Chromium on Germination, Growth and Biochemical Attributes of *Hibiscus esculentus* L. **American Journal of Plant Sciences**, v. 2013, 21 2013.

AMOR, C. *et al.* Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286, p. 261–268, 2015.

ANDRADE FILHO, J. *et al.* Atributos Químicos de Solo Fertilizado com Água Residuária no Semiárido Brasileiro. **Irriga**, Botucatu, v. 18, n. 4, p. 661-674, 2013.

ANTUNES, M. V. *et al.* Estudo pré-analítico e de validação para determinação de malondialdeído em plasma humano por cromatografia líquida de alta eficiência, após derivatização com 2,4-dinitrofenilhidrazina. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 44, n. 2, p. 279–287, jun. 2008.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. Washington, DC, 2017.

ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A.; Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. (Org.). Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações. São Carlos: RiMa. 2014. p. 117-152.

ARAÚJO, L. G. 2019, **Avaliação do lixiviado de aterro sanitário: geração e tecnologias de tratamento**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019.

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.

AYDIN, A. *et al.* Humic acid application alleviate salinity stress of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants decreasing membrane leakage. **African Journal of Agricultural Research**, v. 7, n. 7, p. 1073-1086, 2012.

AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A. Bases toxicológicas da ecotoxicologia. Ed. 1, Rima, São Carlos, 2004.

AZIZI, N. *et al.* Evaluation of conventional wastewater treatment plants efficiency to remove microplastics in terms of abundance, size, shape, and type: A systematic review and Meta-analysis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, p. 113462, abr. 2022.

BÁEZ, M.C.D. *et al.*, A. Bioensayo de toxicidade aguda com Daphnia magna. In: MORALES, G.C. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*. México: IMTA, 2004.

BADERNA, D.; CALONI, F.; BENFENATI, E. Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints. **Environment International**, v. 122, p. 21–30, jan. 2019.

BANO, S.; ASHRAF, M.; AKRAM, N. A. Salt stress regulates enzymatic and nonenzymatic antioxidative defense system in the edible part of carrot (*Daucus carota L.*). **Journal of Plant Interactions**, v. 9, n. 1, p. 324–329, 2 set. 2013.

BARBIER-BRYGOO, H. *et al.* Anion Channels/Transporters in Plants: From Molecular Bases to Regulatory Networks. **Annual Review of Plant Biology**, v. 62, n. 1, p. 25–51, 2 jun. 2011.

BARGOUGUI, L.; GUERGUEB, Z.; CHAIEB, M.; MEKKI, A. Co-composting of olive industry wastes with poultry manure and evaluation of the obtained compost maturity. **Waste and biomass valorization**, n. 11, p. 6235-6247, 2020.

BATISTA, M.M. **Eficiência do Processo Foto-Fenton Solar em um Fotorreator Piloto no Pós-Tratamento do Lixiviado do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa**. 2016. 106 p. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba, Universidade Federal da Paraíba, 31 de março de 2016.

BAWEJA, P., KUMAR, G. Abiotic Stress in Plants: An Overview. In: Giri, B., Sharma, M.P. (eds) *Plant Stress Biology*. Springer, Singapore, 2020.

BELLINO, A.; LOFRANO, G.; CAROTENUTO, M.; LIBRALATO, G. Antibiotic effects on seed germination and root development of tomato (*Solanum lycopersicum L.*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n. 148, p. 135-141, 2018.

BELO, S. R. S. 2011. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra, Coimbra. 79p, 2011.

BERBERIDOU, C. *et al.* Evaluation of an alternative method for wastewater treatment containing pesticides using solar photocatalytic oxidation and constructed wetlands. **Journal of environmental management**, v. 195, p. 133-139, 2017.

BERTOLETTI, E. Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo. Série Manuais. São Paulo: CETESB, 2009. 36p.

BERTOLETTI, E. Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de são paulo. 2 ed. São Paulo. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). 2013.

BHALLA, B.; SAINI, M.; JHA, M. Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste (MSW) Landfilling Sites of Ludhiana, India: A Comparative Study Research Article **International Journal of Engineering Research and Applications**, v. 2, n.6, pp.732-745, 2012.

BHALLA, B.; SAINI, M.; JHA, M. Assessment of Soil Contamination near Unlined Municipal Solid Waste Landfill. **Research Article International Journal of Current Engineering and Technology**, v. 4, n. 4, 2014.

BILA, D.M. **Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2000.

BILAL *et al.* Environmental occurrence, toxicity concerns, and remediation of recalcitrant nitroaromatic compounds, **Journal of Environmental Management**, v. 291, p. 1-13, 2021.

BITENCOURT, G. DE A.; DUARTE, L. A.; LAURA, V. A. Teste de toxicidade do lodo de curtume na germinação de alface. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 24, n. 2, p. 112–119, 1, 2021.

BLUM, A. Osmotic adjustment is a prime drought stress adaptive engine in support of plant production. **Plant, Cell & Environment**, v. 40, n. 1, p. 4–10, 20 set. 2017.

BOECKMAN, C. J.; LAYTON, R. Use of species sensitivity distributions to characterize hazard for insecticidal traits. **Journal of Invertebrate Pathology**, v. 142, p. 68–70, jan. 2017.

BOONNORAT, J. *et al.* Use of aged sludge bioaugmentation in two-stage activated sludge system to enhance the biodegradation of toxic organic compounds in high strength wastewater. **Chemosphere**, v. 202, p. 208–217, jul. 2018.

BOONNORAT, J. *et al.* Effect of hydraulic retention time on micropollutant biodegradation in activated sludge system augmented with acclimatized sludge treating low-micropollutants wastewater. **Chemosphere**, v. 230, p. 606–615, set. 2019.

BOONNORAT, J. *et al.* Biotoxicity of landfill leachate effluent treated by two-stage acclimatized sludge AS system and antioxidant enzyme activity in Cyprinus carpio. **Chemosphere**, v. 263, p. 128332, 1, 2021.

BOONYAROJ, V. *et al.* Toxic organic micro-pollutants removal mechanisms in long-term operated membrane bioreactor treating municipal solid waste leachate. **Bioresource Technology**, v. 113, p. 174–180, jun. 2012.

BORGES, K. S. C. **Germinação e desenvolvimento inicial de plantas de cobertura e forrageiras em exposição a cádmio, cobre e chumbo**. 2015. 132 p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo – Área: Ciências Agrárias) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo, Lages, 2015.

BOŻYM, M. Assessment of phytotoxicity of leachates from landfilled waste and dust from foundry. **Ecotoxicology**, v. 29, n. 4, pp. 429–443, 2020.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. The Nature and Properties of Soils. Ed. 15<sup>th</sup>. Pearson Education, 2016.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes,

complementam e alteram a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 503, de 14 de dezembro de 2021. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias.

BRASIL, MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. Regras para análise de sementes. Brasília: Departamento Nacional de Produção Vegetal, 2009. 365 p

BRITO, I. P. F. S; TROPALDI, L.; CARBONARI, A. C.; VELINI; E. D. Hormetic effects of glyphosate on plants. Pest Manag Sci, Online. V. 74, nº 5, 2018.

BRITO, N.N; PATERNIANI, J.E.S.; BROTA, G.A.; PELEGRINI, R.T. Ensaios Biológicos com Sementes para Avaliar a Redução da Toxicidade do Chorume Tratado por Processo Fotoquímico. MINERVA Pesquisa e Tecnologia, v. 06, n. 03, p. 219-228, 2009.

BUCKLEY, T. N.; MOTT, K. A. Modelling stomatal conductance in response to environmental factors. **Plant, Cell & Environment**, v. 36, n. 9, p. 1691–1699, 27 jun. 2013.

BUDI, S. *et al.* Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, p. 231–237, 2016.

CALABRESE, V. *et al.* Vitagenes, cellular stress response, and acetylcarnitine: Relevance to hormesis. **BioFactors**, v. 35, n. 2, p. 146–160, mar. 2009.

CALABRÓ, M. R.; ROQUEIRO, G; TAPIA, R.; CRESPO, D. C.; BARGIELA, M. F.; YOUNG, B. J; BRIAN. Chronic toxicity, bioavailability and bioaccumulation of Zn, Cu and Pb in *Lactuca sativa* exposed to waste from an abandoned gold mine. **Chemosphere**, v. 307, Part 3, 2022.

CALABRÒ, P. S. *et al.* Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. **Waste Management**, v. 76, p. 643–651, jun. 2018.

CALVANTI, V. A. **Avaliação da toxicidade de sedimentos e água contaminados com azocorantes têxteis utilizando *Chironomus xanthus* e *Daphnia similis***. 78 f. Dissertação (Mestrado), Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Rio de Janeiro, 2010.

CÂMARA JÚNIOR, C. L. .2022. **Avaliação do estado nutricional de culturas irrigadas com doses de águas resíduárias no semiárido nordestino**. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água), Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 118f. Mossoró/RN, 2022.

CAMARGO, C. C. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário: remoção de amônia por formação de estruvita**. 2012. 97 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

CAMUEL, A.; GUIEYSSE, B.; ALCÁNTARA, C.; BÉCHET, Q. Fast algal eco-toxicity assessment: Influence of light intensity and exposure time on *Chlorella vulgaris* inhibition by atrazine and DCMU. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 2017, 140, 141–147.

CANDIDO, G.S. *et al.*. Toxic effects of lead in plants grown in brazilian soils, **Ecotoxicology**, v.29,n.1, pp.305-313, 2020.

CANIZARES, K. A. L.; RODRIGUES, J. D.; GOTO, R. Crescimento e índices de troca gasosa em plantas de pepino irrigadas com água enriquecida com CO<sub>2</sub>. **Horticultura Brasileira**, v.22, n.4, p. 706–711, 2004.

CAPODICI, M. *et al.* Biological groundwater denitrification systems: lab-scale trials aimed at nitrous oxide production and emission assessment. **Sci. Total Environ.** v. 630, pp. 462 – 468, 2018.

CARBALLO, M.; RODRÍGUEZ, A.; DE LA TORRE, A. Phytotoxic Effects of Antibiotics on Terrestrial Crop Plants and Wild Plants: A Systematic Review. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 82, n. 1, p. 48–61, 20 out. 2021.

CARNIATO, J.G. *et al.* Avaliação da toxicidade de percolado de resíduos sólidos pós tratamento biológico e fotocatalítico. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 4, n. 2, p. 92–101, 2007.

CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. Sementes: ciência, tecnologia e produção. 5. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2012. 590 p.

CASSANO, D.; ZAPARA, A.; BRUNETTI, G.; DEL MORO, G.; DI IACONI, C.; OLLER, I.; MALATO, S.; MASCOLO, G. Comparison of several combined/integrated biological-AOP's setups for the treatment of municipal landfill leachate: minimization of operating costs and effluent toxicity. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, p. 250-257, 2011.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. *et al.* Principais processos de degradação e resíduos sólidos urbanos. Brasil, Rio de Janeiro, 2003.

CEDERGREEN, N.; OLESEN, C. F. Can glyphosate stimulate photosynthesis? **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 96, n. 3, p. 140–148, mar. 2010.

CHAMEM, O.; FELLNER, J.; ZAIRI, M. Ammonia inhibition of waste degradation in landfills – A possible consequence of leachate recirculation in arid climates. **Waste Management and Research**, v. 38, n. 10, p. 1078-1086, 2020.

CHARTZOULAKIS, K. S. Salinity and olive: Growth, salt tolerance, photosynthesis and yield. **Agricultural Water Management**, v. 78, n. 1-2, p. 108–121, set. 2005.

CHEN, M. *et al.* Rapid and Sensitive Detection of Water Toxicity Based on Photosynthetic Inhibition Effect. **Toxics**, v. 9, n. 12, p. 321, 26 nov. 2021.

CHENG, C. Y.; CHU, L. M. Fate and distribution of nitrogen in soil and plants irrigated with landfill leachate. **Waste Management**, v. 31, n. 6, p. 1239–1249, jun. 2011

CHINNUSAMY, V *et al.* Molecular genetic perspectives on cross-talk and specificity in abiotic stress signalling in plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 395, p. 225–236, 17 nov. 2004.

CHOUDHURY, S. *et al.* Salinity tolerance in tomato genotypes at an early plant growth stage: Morphological and physiological responses. **Trends in Horticulture**, v. 6, n. 2, p. 3490, 2023.

CHOURASIA, K. N. *et al.* Salinity responses and tolerance mechanisms in underground vegetable crops: an integrative review. **Planta**, v. 255, n. 3, 15 fev. 2022.

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, n. 7-8, p. 659–718, jun. 2001

COELHO, D. C. L.; JÚNIOR, A. O. M.; SILVA, K. B.; DIAS, N. S.; BATISTA, R. O. fertigation of sunflower crops using landfill leachate. **Rev. Caatinga**, v.31, n.4, p.944-953, 2018.

COELHO, D. C. L. **Aplicação de percolado de aterro sanitário no cultivo de girassol no semiárido brasileiro.** 160 f. Tese (Doutorado em Manejo do solo e água). Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2016.

COLOMBO, A.; MÓDENES, A. N.; TRIGUEROS, D. E. G.; MEDEIROS, B. L.; MARIN, P.; BLANCO, S. P. D. M.; HINTERHOLZ, C. L. Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes. **Journal of Environmental Science and Health - Part A**, v. 54, n. 4, p. 269–276, 2019.

CORTÉS-LORENZO, C. *et al.* Microbial community dynamics in a submerged fixed bed bioreactor during biological treatment of saline urban wastewater. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 126–132, 2014.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008;

COSTA, R. N. **Hormesis de glyphosate em café: respostas morfológicas, fisiológicas e bioquímicas.** 101 p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2020.

COUTINHO, A. V. S. Toxicidade do efluente de açaí em sementes de Brassica Oleracea. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente; Maringá.** v. 14, n. 3, pp. 1-12, 2021.

COX, JR, L. A. (TONY). Hormesis Without Cell Killing. **Risk Analysis**, v. 29, n. 3, p. 393–400, mar. 2009.

CRANE, M.; WEHNER, T. C.; NAEGELE, R. P. Cucumber Cultivars for Container Gardening and the Value of Field Trials for Predicting Cucumber Performance in Containers. **HortScience**, v. 53, n. 1, p. 16–22, jan. 2018.

CRISTINA, G.; CAMELIN, E.; TOMMASI, T.; FINO, D.; PUGLIESE, M. Anaerobic digestates from sewage sludge used as fertilizer on a poor alkaline soil and on a peat substrate: effects on tomato plants growth and on soil properties. **Journal of Environmental Management**, n. 269, v 1, 2020.

CURIERESSES SP et al. Ecotoxicity of solid wastes and elutions from cosmetic sludges and foundry sands. **Ecotoxicology**, v. 25, n. 5, p. 914–923, 4 mar. 2016.

DA COSTA, F. M. et al. Evaluation of the biodegradability and toxicity of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. **Waste Management**, v. 76, p. 606–613, jun. 2018.

DADASOGLU, E. et al. Nitric Oxide Enhances Salt Tolerance through Regulating Antioxidant Enzyme Activity and Nutrient Uptake in Pea. **LEGUME RESEARCH - AN INTERNATIONAL JOURNAL**, n. Of, 17 jul. 2021.

DE AZEVEDO SOARES, V. et al. Effect of salicylic acid on the growth and biomass partitioning in water-stressed radish plants. **Vegetos** 35 , 585–591, 2022.

DE SIQUEIRA, W. N. et al. Toxicity and genotoxicity of domestic sewage sludge in the freshwater snail *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 48, p. 69343–69353, 22 jul. 2021.

DHOKNE, K. et al. Change in the photochemical and structural organization of thylakoids from pea (*Pisum sativum*) under salt stress. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 177, p. 46–60, abr. 2022.

DISNER, R. G; KITAMURA, R. S. A (2022). **Toxicologia ambiental: abordagens sobre a qualidade do meio ambiente** IN: X Semana da Biologia UFABC [recurso eletrônico] / Edição de Marcela Brasil de Castro Godinho, Andrea Cristhiane Martins Martini, Felipe Nascimento Tavares e Simone Rodrigues Freitas – [Santo André, SP]; Universidade Federal do ABC, 2022. 208 p.

DONG, L.; ZHANG, W.; XIONG, Y.; ZOU, J.; HUANG, Q.; XU, X.; REN, PING.; HUANG, G. Impact of short-term organic amendments incorporation on soil structure and hydrology in semiarid agricultural lands. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 3, p. 457-469, 2022.

DOS SANTOS, A. **Desenvolvimento de ensaios de toxicidade crônica utilizando o crustáceo matinho *Parhyale hawiensis***. 2022. 88f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Farmaceuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

DUAN, Z.; KJELDSEN, P.; SCHEUTZ, C. Efficiency of gas collection systems at Danish landfills and implications for regulations. **Waste Management**, v. 139, p. 269–278, fev. 2022.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, material orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 302-310, 2008.

EHONEN S, HÖLTTÄ T, KANGASJÄRVI J. Systemic Signaling in the Regulation of Stomatal Conductance. **Plant Physiol.** v. 182, n. 4, p.1829-1832, 2020.

EPA U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Ecological Effects Test Guidelines (OCSPP 850.4100): Seedling Emergence and Seedling Growth. Washington, D.C. (EPA 712-C-012, January). 2012.

ERTHAL, V. J. T. et al. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água resíduária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 458–466, 2010.

FANOURAKIS, D., TAPIA, M. J., HEUVELINK, E.; CARVALHO, S. M. P. Spatial heterogeneity in net photosynthesis and stomatal conductance in cucumber leaves. **Photosynthetica**, 49(2), 182-190, 2011

FENG, R. et al. Responses of root growth and antioxidative systems of paddy rice exposed to antimony and selenium. **Environmental and Experimental Botany**, v. 122, p. 29-38, 2016.

FERRAZ, F. M., POVINELLI, J. Avaliação preliminar sobre a tratabilidade do lixiviado de aterros sanitários com baixa biodegradabilidade – ênfase no tratamento consorciado aeróbio com esgoto sanitário. **Limpeza Pública**, São Paulo, n. 89, p. 18-22, 2015.

FIJALKOWSKI, K. et al. The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 1126–1136, dez. 2017.

FILGUEIRA, F. A. R. Novo manual de olericultura: Agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças. Viçosa: UFV, 2008. 421p

FILHO, D. P. R. **Avaliação da concentração de metais tóxicos e contaminação microbiológica em vegetais cultivados na área de um aterro sanitário em Porto Nacional – TO**. 2022. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos), Universidade Federal do Tocantins, Palmas, Tocantins, 2022.

FLEXAS, J. et al. Mesophyll conductance to CO<sub>2</sub> in *Arabidopsis thaliana*. **New Phytologist**, v. 175, n. 3, p. 501–511, 25 maio 2007.

FORBES, V. E.; CALOW, P. Species Sensitivity Distributions Revisited: A Critical Appraisal. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 8, n. 3, p. 473–492, 2002.

FONSECA, A. F.; MELFI, A. J.; MONTEIRO, F. A.; MONTES, C. R.; ALMEIDA, V. V.; HERPIN, U. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural Water Management**, v.87, p.328-336, 2007.

FRANCO, H. A. et. al. Ecotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário na germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa l.*) e pepino (*Cucumis sativus l.*). **Revista de Estudos Ambientais** (Online), v.19, n. 1, p. 36-43, 2017.

FRANCO, H. A. **Avaliação agroambiental do uso de lixiviado de aterro sanitário na produção de mudas de *Senna macranthera* (DC Ex. Collad) H.S Irwin e Barneby.** 2018. 185f. Tese (Doutorado Multidisciplinar em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018;

FRANCO et al. Impact of the application of landfill leachate on the germination of *Senna macranthera* in different substrates, **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**. v. 9, n.2, p.68-87, 2020

FREITAS, A. M. *et al.* Ecotoxicity evaluation of a WWTP effluent treated by solar photo-Fenton at neutral pH in a raceway pond reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 2, p. 1093–1104, 2017.

FUENTES, A.; LLORENS, M.; SAEZ, J.; AGUILAR, M.I.; ORTUÑO, J.F.; MESEGURER, V.F. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilized sewage sludges. *Journal of Hazardous Materials*, v. 108, p. 161-169, 2004.

GAO, M. *et al.* Growth and antioxidant defense responses of wheat seedlings to di-n-butyl phthalate and di (2-ethylhexyl) phthalate stress. **Chemosphere**, v. 172, p. 418–428, abr. 2017.

GARCÍA-GÓMEZ ML, ORNELAS-AYALA D, GARAY-ARROYO A, GARCÍA-PONCE B, SÁNCHEZ MP, ÁLVAREZ-BUYLLA ER. A system-level mechanistic explanation for asymmetric stem cell fates: *Arabidopsis thaliana* root niche as a study system. **Scientific Reports**, 10, 3525, 2020.

GHOSH, P. *et al.* Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 141, 259-270, 2017.

GHOSH, P.; THAKUR, I.S. Enhanced removal of COD and color from landfill leachate in a sequential bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 170, p. 10–19, 2014.

GIORDANO, M.; PETROPOULOS, S. A.; ROUPHAEL, Y. The Fate of Nitrogen from Soil to Plants: Influence of Agricultural Practices in Modern Agriculture. **Agriculture**, v. 11, n. 10, p. 944, 29 set. 2021.

GOMES, N. A. **Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB**. 2017. 86 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

GUEDES, R. N. C. *et al.* (Systemic) Insecticides in plants: Phytotoxicity, bioactivation, or hormesis? **Agriculture Communications**, v. 1, n. 1, p. 100002, 1, 2023.

GUEDES, R. S. *et al.* Estresse salino e temperaturas na germinação e vigor de sementes de Chorisia glaziovii O. Kuntze. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 33, n. 2, p. 279–288, 2011.

GUIMARÃES, V.F.; RODRIGUES, J.D. Respostas fisiológicas do tomateiro ao enriquecimento com dióxido de carbono, via água de irrigação, em cultivo protegido. Botucatu, 2002. 62 p. *Relatório Científico* (Pós-Doutorado) UNESP.

GUNDEL, S. *et al.* Evaluation of cytotoxicity, genotoxicity and ecotoxicity of nanoemulsions containing Mancozeb and Eugenol. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 207–215,, 2019.

HAN, T. *et al.* Characteristic of Stomatal Conductance and Optimal Stomatal Behaviour in an Arid Oasis of Northwestern China. **Sustainability**, v. 14, n. 2, p. 968–968, 15 jan. 2022.

HENSCHEL, J. M *et al.* Radish (*Raphanus sativus* L.) growth and gas exchange responses to exogenous ascorbic acid and irrigation levels. **Vegetos/Vegetos - International journal of plant research**, v. 36, n. 2, p. 566–574, 13 jul. 2022.

HENSCHEL, J. M. et al. Can exogenous methyl jasmonate mitigate salt stress in radish plants? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 35, n. 2, p. 51–63, 22 mar. 2023.

HIGASHI, Y. et al. Remodels Chloroplastic Monogalactosyldiacylglycerol by Liberating  $\alpha$ -Linolenic Acid in *Arabidopsis* Leaves under Heat Stress. **The Plant Cell**, v. 30, n. 8, p. 1887–1905, 2 jul. 2018.

HOSS, L. et al. Evaluation of the phytotoxicity of landfill leachate treated with a Rotating Biological Reactor. **Engenharia Sanitária E Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 47–53, 1 fev. 2022.

HU Z et al. Growth responses of two tall fescue cultivars to Pb stress and their metal accumulation characteristics. **Ecotoxicology**. 24(3):563–572, 2015.

HUANG, B et al. Exogenous Melatonin Alleviates Oxidative Damages and Protects Photosystem II in Maize Seedlings Under Drought Stress. **Front. Plant Sci.** v.10. article 677, 2019.

ISKANDER, S. M. et al. A review of landfill leachate induced ultraviolet quenching substances: Sources, characteristics, and treatment. **Water Research**, v. 145, p. 297–311, nov. 2018.

ISO, 2020. Qualité du sol - Détermination des effets toxiques des polluants sur la germination et les premiers stades de croissance des végétaux supérieurs. ISO 18763. Organisation Internationale de normalisation, Genève, Suisse.

JAAFARZADEH, N et al. Efficient integrated processes for pulp and paper wastewater treatment and phytotoxicity reduction: Permanganate, electro-Fenton and  $\text{Co}_3\text{O}_4/\text{UV}/\text{peroxyomonosulfate}$ . **Chemical Engineering Journal**. v. 308, pp. 142-150, 2017.

JABŁOŃSKA-TRYPUĆ, A. et al. Chemical Composition and Toxicological Evaluation of Landfill Leachate from Białystok, Poland. **Sustainability**, v. 15, n. 23, p. 16497, 2023.

JOÃO PESSOA. Seplan e Emlur acompanham estudos para aumentar vida útil do aterro sanitário, CEAEPGIRS, 2021. Disponível em:  
<<https://www.joaopessoa.pb.gov.br/noticias/secretarias-e-orgaos/seplan-e-emlur-acompanham-estudos-para-aumentar-vida-util-do-aterro-sanitario/>>. Acesso em 31.07.2021.

JUNIOR et al. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO DE SERGIPE, in: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30º, 2019, Nata-RN, p.153.

KALAI, T. et al. Cadmium and copper stress affect seedling growth and enzymatic activities in germinating barley seeds. **Archives of Agronomy and Soil Science**. v. 60, n. 6, p. 765- 783, 2014.

KALCIKOVA, G. et al. Evaluation of the hazardous impact of landfill leachates by toxicity and biodegradability tests. **Environmental Technology**, V. 32, N. 12, Pages 1345-1353, 2011.

KALČÍKOVÁ, G. et al. Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 87, n. 9, p. 1349–1353, 26 mar. 2012.

KANYATRAKUL, A. et al. Effect of leachate effluent from activated sludge and membrane bioreactor systems with acclimatized sludge on plant seed germination. **Science of The Total Environment**, v. 724, p. 138275, jul. 2020.

KHAN A, GEMENET DC, VILLORDON A. Root system architecture and abiotic stress tolerance: current knowledge in root and tuber crops. **Front Plant Sci.** v7, n.442. 1584, 2016.

KHAN, S. et al. Effects of glyphosate on germination, photosynthesis and chloroplast morphology in tomato. **Chemosphere**, v. 258, p. 127350, nov. 2020.

KIM, D. et al. Estimation of the soil hazardous concentration of methylparaben using a species sensitivity approach. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1002–1009, nov. 2018.

KJELDSEN, P. et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, pp. 57-62, 2015.

KOH, I.-O. et al. Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 162, n. 2-3, p. 261–271, 2004.

KONG, I. C. Joint effects of heavy metal binary mixtures on seed germination, root and shoot growth, bacterial bioluminescence, and gene mutation. **Journal of Environmental Sciences**. v. 25, n. 5, p. 889–894, 2013.

KRÓL, A.; MIZERNA, K.; BOŻYM, M. An assessment of pH-dependent release and mobility of heavy metals from metallurgical slag. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, p. 121502, fev. 2020.

KUMAR, K.S.; DAHMS, H.U.; LEE, J.S.; KIM, H.C.; LEE, W.C.; SHIN, K.H. Algal photosynthetic responses to toxic metals and herbicides assessed by chlorophyll a fluorescence. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v.104, p. 51–71, 2014.

KWARCIAK-KOZŁOWSKA A, FIJAŁKOWSKI KL. Efficiency assessment of municipal landfill leachate treatment during advanced oxidation process (AOP) with biochar adsorption (BC). **J Environ Manage**. p. 11287-112309, 2021.

KWASNIEWSKA J et al. An assessment of the genotoxic effects of landfill leachates using bacterial and plant tests. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 75, p. 55–62, 1 jan. 2012.

LACERDA, C. F.; CAMBRAIA, J.; OLIVA, M. A.; RUIZ, H. A. Influência do cálcio sobre o crescimento e solutos em plântulas de sorgo estressadas com cloreto de sódio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.289-295, 2004.

LARCHER, W. 2000. *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos: Rima, 531 p.

LARCHER, W. 2003. *Physiological Plant Ecology: Ecophysiology and Stress Physiology of functional groups*. 4th Edition, Springer, New York, 513.

LÄUCHLI, A.; GRATTAN, S.R. Plant growth and development under salinity stress. In *Advances in Molecular Breeding toward Drought and Salt Tolerant Crops*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2007; pp. 1–32

LEE, H. et al. Metal Toxicity across Different Thallus Sections of the Green Macroalga, *Ulva australis*. **Toxics**, v. 11, n. 7, p. 548–548, 22 jun. 2023.

LI, H. et al ,Unraveling Main Limiting Sites of Photosynthesis under Below- and Above-Ground Heat Stress in Cucumber and the Alleviatory Role of Luffa Rootstock, **Frontiers in Plant Science**, v.7, 2017.

LI, J. et al. Iron Deficiency Leads to Chlorosis Through Impacting Chlorophyll Synthesis and Nitrogen Metabolism in Areca catechu L. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, 2 ago. 2021.

LIMA, J.D. et al. Efeito de fontes e níveis de salinidade de água de irrigação sobre a germinação e o crescimento da pinheira. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 21, n.2, p.135-144, 2001.

LIU D et al. Uptake and accumulation and oxidative stress in garlic (*Allium sativum L*) under lead phytotoxicity. **Ecotoxicology**. v.18, n.1, p.134–143, 2009.

LIU, H.; YANG, G.; HAN, Q.; ZHOU, Y.; ZHENG, X. Effects of different water and nitrogen management on growth and development of greenhouse cucumber. **Procedia Environmental Sciences**, 13, 1180-1187, 2012

LIU, J. J. et al. Effects of copper on leaf membrane structure and root activity of maize seedling. **Botanical Studies**, v. 55, p. 1–6, 2014

LIU, W. et al. Patterns of long-term variations of nitrate concentration – Stream discharge relationships for a drained agricultural watershed in Mid-western USA. **Journal of Hydrology**, v. 614, p. 128479–128479, 21 set. 2022.

LÓPEZ, J. M., et al. Impact of Nitrogen Over-fertilization on the Early Growth of Cucumber Seedlings. **Agricultural and Environmental Studies**, v.33, n.4, p. 290-298, 2021.

LUO, Y. et al. Responses of seeds of typical *Brassica* crops to tetracycline stress: Sensitivity difference and source analysis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 184, p. 109597, nov. 2019.

LV, Y.; XU, J.; LIU, X. A process-based coupled model of stomatal conductance–photosynthesis–transpiration during leaf ontogeny for water-saving irrigated rice. **Photosynthesis Research**, v. 147, n. 2, p. 145–160, 3 jan. 2021.

MACHADO, R.; SERRALHEIRO, R. Soil Salinity: Effect on Vegetable Crop Growth. Management Practices to Prevent and Mitigate Soil Salinization. **Horticulturae**, v. 3, n. 2, p. 30, 3 maio 2017.

MADEJÓN P *et al.* Effects of soil contamination by trace elements on white poplar progeny: seed germination and seedling vigour. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.187, pp.663-674, 2015.

MAINARDIS, M. et al. Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, v. 296, p. 118755, mar. 2022.

MAÑAS, P. HERAS, J. L. Nutrient content in wheat grain and straw using sludge and compost from a wastewater treatment plant as a fertiliser. **Journal of the science of food and agriculture**. v. 98, n. 12, 4707-4714, 2018.

MANSANO, A.S. **Efeitos dos agrotóxicos diuron e carbofuran, isolados e em mistura, sobre organismos aquáticos e avaliação de risco ecológico**, Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 238 pp, 2016.

MARQUES, S. M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Algas como bioindicadores da qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 10, n. 19, 17 dez. 2017.

MARTÍNEZ-CRUZ, A.; MARÍA NEFTALÍ ROJAS-VALENCIA. Assessment of Phytotoxicity in Untreated and Electrochemically Treated Leachates through the Analysis of Early Seed Growth and Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy Characterization. **Horticulturae**, v. 10, n. 1, p. 67–67, 9 jan. 2024.

MEDEIROS, D. O. N *et al.* Comparison of methods for extracting available phosphorus from soils of the semi-arid. **Revista Ciência Agronômica**, v. 52, n. 4, p. 1–14, 2021.

MENDES, P.E.F.; BASTOS, R.G.; SOUZA, C.F. Efluente tratado na agricultura: 166 Aspectos agronômicos e sanitários no cultivo do rabanete. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. v.10, nº.1, p. 428 - 438, 2016.

MENDES, P. M. *et al.* Phytotoxicity test in check: proposition of methodology for comparison of different method adaptations usually used worldwide. **Journal of Environmental Management**, v. 291, 2021.

MENDOZA-PONCE, A. *et al.* Impacts of land management and climate change in a developing and socioenvironmental challenging transboundary region. **Journal of Environmental Management**, v. 300, p. 113748, dez. 2021.

METHNENI, N. et al. Persistent organic and inorganic pollutants in the effluents from the textile dyeing industries: Ecotoxicology Appraisal via a battery of Biotests. **Environmental Research**, p. 110956, 4 mar. 2021.

MITRA, A. et al. Plant Stress, Acclimation, and Adaptation: A Review. **Plant in Challenging Environments**, p. 1–22, 1, 2021.

MIZUNO, H., et al. Growth responses of cucumber seedlings to different photoperiods and light qualities. **Environmental Control in Biology**, 52(2), 55-62, 2014.

MOHAMED, R.; KHALIL, W.; ZAGHLOUL, M. Exploring the Physiological and Molecular Mechanisms of Halophytes' Adaptation to High Salinity Environments: Implications for Enhancing Plant Salinity Tolerance. **Catrina: the international journal of environmental sciences/Catrina: the international journal of environmental sciences**, v. 28, n. 1, p. 93–107, 1 jul. 2023.

MOOSAVI S.G., et al. Effect of planting date and plant density on morphological traits, LAI and forage corn (Sc. 370) yield in second cultivation. **International Research Journal of Applied and Basic Sciences**, v.3, n.1, pp.57-63, 2012.

MOSTAJERAN; A GHOLAMINEJAD; ASGHARI, G. Salinity alters curcumin, essential oil and chlorophyll of turmeric (*Curcuma longa* L.). **Research in Pharmaceutical Sciences**, v. 9, n. 1, p. 49–57, 1 fev. 2014.

MOSTOFA, M. G. et al. Strigolactones Modulate Cellular Antioxidant Defense Mechanisms to Mitigate Arsenate Toxicity in Rice Shoots. **Antioxidants**, v. 10, n. 11, p. 1815, 15 nov. 2021.

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.

MUNNS, R. Comparative physiology of salt and water stress. **Plant, Cell Environ.**, 25:239-250, 2002.

MUNNS, R.; TESTER, M. Mechanisms of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* v.59, p.651–681, 2008

NAFEES, M. et al. Reactive Oxygen Species Signaling in Plants. **Springer eBooks**, p. 259–272, 1 jan. 2019.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 8, n. 3, p. 199–216, 28 jul. 2010.

NASCIMENTO, I. B et al. Desenvolvimento inicial da cultura do pimentão influenciado pela salinidade da água de irrigação em dois tipos de solos. **Revista ACSA**. V.11, n. 1, p. 37-43, 2015.

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.

NASCIMENTO, S. C. et al. Variação sazonal de indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos em lixiviado de aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, p. 1097–1104, 28 out. 2022.

NASIRIAN, H.; IRVINE, K. N. Odonata larvae as a bioindicator of metal contamination in aquatic environments: application to ecologically important wetlands in Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 9, 4 ago. 2017.

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

NEZHA MHERZI et al. Biological treatment of leachate from the uncontrolled landfill: evaluation of toxicity and heavy metals reduction. **Chemistry and Ecology**, v. 39, n. 5, p. 459–483, 24 maio 2023.

NESTLER, H. et al. Multiple-endpoint assay provides a detailed mechanistic view of responses to herbicide exposure in *Chlamydomonas reinhardtii*. **Aquatic Toxicology**, v. 110-111, p. 214–224, abr. 2012.

NEVES, L. C. et al. Phytotoxicity indexes and removal of color, COD, phenols and ISA from. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 202, pp. 1-8, 2020.

NEWMAN, M.C., et al. Applying species sensitivity distributions in ecological risk assessment: assumptions of distribution type and sufficient number of species. *Environ Toxicol Chem*. v. 19, n.2, pp.508–515, 2000.

NGUYEN, T. H.; GOOSSENS, A.; LACCHINI, E. Jasmonate: A hormone of primary importance for plant metabolism. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 67, p. 102197, jun. 2022.

NIEVES-CORDONES, M. et al. Inhibition of SlSKOR by SlCIPK23-SlCBL1/9 uncovers CIPK-CBL-target network rewiring in land plants. **New Phytologist**, v. 238, n. 6, p. 2495–2511, 27 mar. 2023.

NISSIM, G. W. et al. Relationship between Leachate Pollution Index and growth response of two willow and poplar hybrids: Implications for phyto-treatment applications. **Waste Management**, v. 136, p. 162–173, dez. 2021

NIU, G.; DAVIS, T. D.; MASABNI, J. A review of salinity tolerance research in horticultural crops. **Journal of Arid Land Studies** v. 29, n. 2, p. 53–59, 30 set. 2019.a

NIU, M. et al. Grafting Cucumber Onto Pumpkin Induced Early Stomatal Closure by Increasing ABA Sensitivity Under Salinity Conditions, **Frontiers in Plant Science**, v.10, 2019.b

NJOKU, K.L; AKINOLA, M.O; OBOH, B.O. Phytoremediation of crude oil contaminated soil: the effect of growth Glycine max on the physio-chemistry and crude oil content of soil. **Nature and Science**.7, 2009.

OERKE, E. C. Crop losses to pests. **The Journal of Agricultural Science**, v. 144, n. 1, p. 31–43, 9 dez. 2006.

OGURA, A. P. et al. Phytotoxicity of 2,4-D and fipronil mixtures to three green manure species. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 58, n. 3, p. 262–272, 17 fev. 2023.

OLIVEIRA, A.K.M. et al. Análise fitoquímica e potencial alelopático das cascas de Pouteria ramiflora na germinação de alface. **Horticultura Brasileira**, v. 32, p. 41-47, 2014.

OLIVEIRA, C. A.; ALVES, V. M.; MARIEL, I. E.; GOMES, E. A.; MUZZI, M. R. S., CARNEIRO, N. P.; GUIMARÃES, C. T., SCHAFFERT, R. E; SÁ, N. M. H. Phosphate solubilizing microorganisms isolated from rhizosphere of maize cultivated in an oxisol of the Brazilian Cerrado Biome. **Soil Biology and Biochemistry**, v.41, p.1782– 1787, 2009.

OLIVEIRA, J. F. R. **Avaliação ecotoxicológica do efluente da ete-maratoan utilizando sementes de lactuca sativa l. E cucumis sativus l.** 65f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2021

OLIVEIRA, L. G. et al. Atividade alelopática de extrato acetato-etílico de folhas de *Solanum cernuum* Vell. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, n. 3, p. 538-543, 2013.

OLESZCZUK, P. et al. The Phytotoxicity Changes of Sewage Sludge-Amended Soils. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 8, p. 4937–4948, 4 jul. 2012.

OULD AHMED, B. A.; INOUE, M.; MORITANI, S. Effect of saline water irrigation and manure application on the available water content, soil salinity, and growth of wheat. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 1, p. 165–170, jan. 2010.

OULEGO, P. et al. Impact of leachate composition on the advanced oxidation treatment. **Water Research**, v. 88, p. 389-402, 2016.

OUYANG, Y.; NORTON, J. M.; STARK, J. M. Ammonium availability and temperature control contributions of ammonia oxidizing bacteria and archaea to nitrification in an agricultural soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 113, p. 161–172, out. 2017.

OSMAN, K. T. **Saline and Sodic Soils**. Springer eBooks, p. 255–298, 1 jan. 2018.

OTSUKA M, et al. Root system architecture analysis in *Mesembryanthemum crystallinum* (ice plant) seedlings reveals characteristic root halotropic response. **Biol Open**. v.10, n.3, p.1-8, 2021

OZTETIK E. Biomarkers of ecotoxicological oxidative stress in an urban environment: using evergreen plant in industrial areas. **Ecotoxicology**. v. 24, pp.903–914, 2015.

PAIXÃO FILHO, J. L. et al. Nutrient recovery from airplane wastewater: composition, treatment and ecotoxicological assay. **Water Science & Technology**. v.71. n.8. 2017

PALÁCIO, S. M. et al. Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto-fenton artificial utilizando as espécies de *Lactuca sativa* L. e *Artemia salina*. **Engevista**, v. 14, n. 2. p. 127-134, 2012.

PEDUTO, T. A. G., JESUS, T. A. DE, KOHATSU, M. Y. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista Brasileira De Ciência, Tecnologia E Inovação**, 4(2), 200–212, 2019.

PEREIRA, S. T. **Investigação de processos oxidativos avançados isolados e conjugados no tratamento de lixiviado bruto e antigo visando reuso**. 2018. 86 fls. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba.

POSTHUMA, L. *et al.* Conceptual and technical outlook on Species Sensitivity Distributions. In Species Sensitivity Distributions. In Leo Posthuma, Glenn W. Suter II, Theo P. Traas, (Eds.), **Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology**, Lewis, Boca Raton, USA, 475-510, 2002.

PRIAC, A. *et al.* Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation testparameters. **Comptes Rendus Biologies**, v. 340, pp. 188-194, 2017.

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

QIAN, Y. *et al.* Global landfill leachate characteristics: Occurrences and abundances of environmental contaminants and the microbiome. **Journal of Hazardous Materials**, v. 461, p. 132446, 5 jan. 2024.

QUEIROZ, L. M. *et al.* Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Eng Sanit Ambient**, v.16 n.4, p. 403-410, 2011.

QURAISHI, T. Z. A. *et al.* Amelioration of Physico-Chemical Parameters and Phytotoxicity of Landfill Leachate by Microbial Degradation. **Indian Journal of Science and Technology**, v. 12, n. 19, p. 1–9, 1 maio 2019.

RAMOS, N. F. L. **Avaliação da fitotoxicidade de correctivos orgânicos**. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2016.

RASHID, A. *et al.* Hospital wastewater treated with a novel bacterial consortium (Alcaligenes faecalis and *Bacillus paramycoïdes* spp.) for phytotoxicity reduction in Berssem clover and tomato crops. **Water science & technology**, n. 83, v. 7, 2021

REDE, D. *et al.* Ecotoxicological impact of two soil remediation treatments in *Lactuca sativa* seeds, **Chemosphere**, Volume 159, 2016, Pages 193-198, 2016.

RÊGO, G.; POSSAMAI, E. **Avaliação dos Teores de Clorofila no Crescimento de Mudas do Jequitibá-Rosa (Cariniana legalis)**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPF-2009-09/38230/1/com\\_tec128.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPF-2009-09/38230/1/com_tec128.pdf)>.

RIBEIRO, A. M. E. **Poluentes orgânicos prioritários em lixiviados de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente)- Faculdade de Engenharia, Universidade de Porto, 2001.

RIGO, M. M. **Viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado de aterro sanitário na cultura de girassol.** 2016. 152 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

RIGO, M. M. *et al.* Germination and initial growth of sunflower irrigated with untreated and treated (by 2 distillation and electro-Fenton) landfill leachate, **Journal of Agriculture & Education Research**, v.2, n.2, p.1-16 2024.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4311–4340, 2011.

ROIG, N.; SIERRA, J.; NADAL, M.; MARTÍ, E.; NAVALÓN-MADRIGAL, P.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, 425, 99-109, 2012

ROCHA, E. M. R. **Avaliação de sistemas de pós-tratamentos de lixiviados por processos biológicos e oxidativos avançados e o desenvolvimento analítico para detecção e quantificação de compostos recalcitrantes.** 2010. 245 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, 2010.

RODRIGUES, R.M.M, LEITE, V.D, LOPES, W.S, RAMOS, R. DE O., ALBUQUERQUE, M.V. DA C., DANTAS, E.R.B (2023). O potencial tóxico do lixíviado de aterro Sanitário. **Contribuciones a las ciencias sociales**, 16 (12), 33493–33507, 2023.

ROELFSEMA, M. R. G.; HEDRICH, R. In the light of stomatal opening: new insights into “the Watergate”. **New Phytologist**, v. 167, n. 3, p. 665–691, 17 jun. 2005.

ROMHELD, V.; KIRKBY, E. A. Research on potassium in agriculture: needs and prospects. **Plant and Soil**, v. 335, n. 1-2, p. 155–180, 27 ago. 2010.

ROQUES, O. *et al.* Assessing the chronic toxicity of spreading organic amendments on agricultural soil: Tests on earthworms and plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 265, p. 115504–115504, 22 set. 2023.

ROQUES, O. *et al.* Assessing the Potential Ecotoxicological Risk of Different Organic Amendments Used in Agriculture: Approach Using Acute Toxicity Tests on Plants and Earthworms. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 84, n. 2, p. 248–266, 1 fev. 2023.

ROUT JR, *et al.* Effect of iron stress on *Withania somnifera* L: antioxidant enzyme response and nutrient elemental uptake of in vitro grown plants. **Ecotoxicology**. v.24, n.2, pp. 401–413, 2015;

SAIZ-RUBIO, V.; ROVIRA-MÁS, F. From Smart Farming towards Agriculture 5.0: A Review on Crop Data Management. **Agronomy**, v. 10, n. 2, p. 207, 3 fev. 2020.

SALDARRIAGA, A. B. *et al.* Photo-Fenton processes in raceway reactors: technical, economic, and environmental implications during treatment of colored wastewaters. **Journal of Cleaner Production**, v. 182, n. 1, p. 818-829, 2018

SALES JUNIOR, S. F. *et al.* A comprehensive overview on solid waste leachate effects on terrestrial organisms. **Science of the total environment**, v. 915, p. 170083–170083, 1 mar. 2024.

SAMBA, N. *et al.* Cucumber (*Cucumis sativus* L.) Growth and Productivity under Solar Radiation-Based Quantitative Nutrient Management in Hydroponic System. **Agronomy**, v. 14, n. 2, p. 296, 1 fev. 2024.

SANTOS, J. *et al.* Bioaccumulation of Potentially Toxic Metals in Arugula (*Eruca Sativa*) and Lettuce (*Lactuca Sativa*) Grown with Soils from a Decommissioned Mining Area. **Available at SSRN**, 2023.

SANTOS, P.R.; RUIZ, H.A.; NEVES, J.C.L.; ALMEIDA, E.F.; FREIRE, M.B.G. Germinação, vigor e crescimento de cultivares de feijoeiro em soluções salinas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.13, (Supl.), p.882–889, 2009.

SCANDELAI, P.J.A.; MARTINS, D.C.C.; MORO, F.B.; LINHARES, M.G.; FILHO, L.C.; TAVARES, C.R.G. Toxicidade aguda à *Lactuca sativa* de lixiviado tratado por ozonização e oxidação supercrítica Acute toxicity of leachate treated by ozonation and supercritical oxidation in *Lactuca sativa*. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 4, p. 3191-3197, 2019.

SDIRI, W. *et al.* Assessing the Effects of Treated Wastewater Irrigation on Soil Physico-Chemical Properties. **Sustainability**, v. 15, n. 7, p. 5793, 2023.

SENEVIRATNE M, *et al.* Heavy metal–induced oxidative stress on seed germination and seedling development: a critical review. **Environ Geochem Health**. v.41, n.4, pp. 813–1831, 2019.

SHAHID, S. A.; ZAMAN, M.; HENG, L. Introduction to Soil Salinity, Sodicity and Diagnostics Techniques. **Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques**, p. 1–42, 2018.

SHAMS, M. *et al.* Differences in Seed Germination, Plant Growth, and Proline Content of Some Pepper (*Capsicum annuum* L.) Genotypes Under Salinity Stress. **Deleted Journal**, 2023.

SHARMA, B.; SINGH, R. P. Physiological, Biochemical, Growth, and Yield Responses of Radish (*Raphanus sativus* L.) Plants Grown on Different Sewage Sludge–Fly Ash Mixture (Ss) Ratios. **Springer eBooks**, p. 539–552, 1 jan. 2019.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA, G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207–214, abr. 2004.

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

SILVA, E. M. 2022. **Ecotoxicidade de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado gerado em aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

SILVA, E. N. *et al.* Comparative effects of salinity and water stress on photosynthesis, water relations and growth of *Jatropha curcas* plants. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 10, p. 1130–1137, out. 2010.

SILVA, I. P. F. *et al.* Estudo das Fases Fenológicas do Algodão (*Gossypium hirsutum L.*), **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, v. 10, n. 20, p. 1-10, 2011.

SILVA, J. C. *et al.* Caracterização do perfil de produção e qualidade fisiológica de sementes orgânicas do algodão *Gossypium hirsutum L.* em Remígio, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 16, p. 739-748, 2020.

SILVA, T. R. *et al.* Efeito de subdoses de sulfentrazone em plantas aquáticas e ecotoxicologia para bioindicadores. **Ciência e Cultura**. Barretos, v. 16, p. 2 – 10, 2020.

SIMÕES, M. S. *et al.*, Padronização de bioensaios para detecção de compostos alelopáticos e toxicantes ambientais utilizando alface. **Revista Biotemas**, v. 26, n.3, 2013.

SIMRANJIT, K. *et al.* Microbial inoculants as plant growth stimulating and soil nutrient availability enhancing options for cucumber under protected cultivation. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 35, n. 3, mar. 2019.

SMITH, R., *et al.* Nitrogen Management and Plant Health: Balancing Growth and Disease Resistance. **Horticultural Science Review**, Vol. 27, Issue 3, pp. 215-225, 2021.

SPADOTO, M. **Avaliação dos efeitos dos parabenos sobre organismos aquáticos e comparação de sensibilidade de espécies**. 112f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

SOBRERO, M.C; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda com semillas de lechuga(*Lactuca Sativa*). In: MORALES, G.C. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México: IMTA, 2004.

ŠOURKOVÁ, M.; ADAMCOVÁ, D.; ZLOCH, J.; SKUTNIK, Z.; VAVERKOVÁ, 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.

SOUZA, T. C. Toxicidade aguda de agrotóxicos e Curva de Sensibilidade de Espécies para peixes amazônicos, 2014. 65 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade da Amazônia). Universidade Federal do Amazonas, Manaus-AM, 2014.

SOUZA, T. T. C. Sementes de hortaliças aplicadas na fitotoxicidade de lixiviado Bruto e tratado por foto-fenton solar. 69 f. (Monografia) Trabalho de Conclusão de curso, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2019.

TAHA, N. *et al.* Management of Greenhouse Cucumber Production under Arid Environments: A Review. **Environment, Biodiversity and Soil Security**, v. 0, n. 0, 27 jun. 2020.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2008. 820 p

- TAIZ, L. ZEIGER, E. 2010. Plant Physiology Sinauer Associates, Inc, Publishers, 792 pp
- TAVARES, R. G *et al.* Avaliação da toxicidade do lodo de estação de tratamento de água e esgoto, antes e após vermicompostagem, usando teste de germinação com semente de alface (*Lactuca sativa*), **Revista DAE**, v.67, n. 218, pp. 156-167, 2019.
- TCHOBANOGLOUS, G.; FRANKLIN, L.B.; STENSEL, H.D. Wastewater Engineering Treatment and Reuse (4th edn.), Metcalf & Eddy, Inc., McGraw-Hill Education (2003), p. 1819.
- TENG, C. *et al.* Characterization and treatment of landfill leachate: A review. **Water Research**, v. 203, p. 117525, 15 set. 2021.
- TERRER, C. et al. Nitrogen and phosphorus constrain the CO<sub>2</sub> fertilization of global plant biomass. **Nature Climate Change**, 12 ago. 2019.
- TIGINI, V.; PRIGIONE, V.; VARESE, G. C. Mycological and ecotoxicological characterisation of landfill leachate before and after traditional treatments. **Science of The Total Environment**, v. 487, p. 335–341, jul. 2014.
- TSARPALI, V.; DAILIANIS, S. Investigation of landfill leachate toxic potency: An integrated approach with the use of stress indices in tissues of mussels. **Aquatic Toxicology**, v. 124-125, p. 58–65, nov. 2012.
- TUKEY, J. W. (1949). One Degree of Freedom for Non-Additivity. **Biometrics**, v. 5, p. 232 – 242.
- TURKI, N; BOUZID J. Effects of Landfill Leachate application on Crops growth and Properties of a Mediterranean Sandy Soil. **J Pollut Eff Cont**, v.5., n.2, 2017.
- TUZET, A. J. Stomatal Conductance, Photosynthesis, and Transpiration, Modeling. **Encyclopedia of Agrophysics**, p. 855–858, 2014.
- TZORTZAKIS, N.; SARIDAKIS, C.; CHRYSARGYRIS, A. Treated Wastewater and Fertigation Applied for Greenhouse Tomato Cultivation Grown in Municipal Solid Waste Compost and Soil Mixtures. **Sustainability**, v. 12, n. 10, p. 4287, 24 maio 2020.
- VAN STRAALEN, N. M.; VAN RIJN, J. P. Ecotoxicological risk assesment of soil fauna recovery from pesticide application. **Review of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 154, p.85-141, 1998.
- VAN VLAARDINGEN, P., TRAAS, T.P., WINTERSEN, A.M., ALDENBERG, T. ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normallydistributed toxicity data. RIVM Report No. 601501028/2004. **National Institute of Public Health and the Environment (RIVM)**, Bilthoven, the Netherlands, 2004
- VARNERO, MT., ROJAS, C. and ORELLANA, R. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal**, vol. 7, no. 1, p. 28-37, 2007

VAVERKOVÁ, M. D. *et al.* Municipal solid waste landfill – Vegetation succession in an area transformed by human impact. **Ecological Engineering**, v. 129, p. 109–114, abr. 2019.

VAVERKOVÁ, M. D. *et al.* 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, 28 ago. 2019.

WVIOKO, D.; FASHEMI, D. Growth response of *Ricinus communis L* (castor oil) in spent lubricating oil polluted soil. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 9, n. 2, 11 nov. 2005.

WANG, B. *et al.* Development of species sensitivity distributions and estimation of HC5 of organochlorine pesticides with five statistical approaches, **Ecotoxicology**, v. 17n.1, pp.716–724, 2008.

WANG C, *et al.* Lead-contaminated soil induced oxidative stress, defense response and its indicative biomarkers in roots of *Vicia faba* seedlings. **Ecotoxicology**. v.19, n.6, pp.1130–1139, 2019.

WANG, S. *et al.* Influence of iron fertilizer form and concentration on bioelectricity and methane emission from hydroponic plant microbial fuel cells. **Journal of cleaner production**, v. 430, p. 139676–139676, 1 dez. 2023.

WANG, X. *et al.* Allocation, morphology, physiology: multiple aspects of above- and below-ground responses to water table stress, duration of drainage in alpine wetland plants (*Carex miliensis*). **Plant and Soil**, 2024.

WANG, Y. *et al.* Potential toxicity of landfill leachate to zebrafish and mung beans. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 34, p. 82807–82817, 19 jun. 2023.

WELTER, J. B. *et al.* Bioassays and Zahn-Wellens Test Assessment on Landfill Leachate Treated by photo-Fenton Process. **J. Environ. Chem. Eng.** v.6, pp.1390–1395, 2018.

WEI, L. *et al.* Comparing carbon and nitrogen stocks in paddy and upland soils: Accumulation, stabilization mechanisms, and environmental drivers. **Geoderma**, v. 398, p. 115121–115121, 16 abr. 2021.

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A. Differences in the composition of leachate from active and non-operational municipal waste landfills in poland. **Water** (Switzerland), v. 12, n. 11, p. 1–15, 2020.

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A. Comparison of Landfill Leachate Properties by LPI and Phytotoxicity-A Case Study. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, 23 jun. 2021.

WHEELER, J. R. *et al.* Species sensitivity distributions: data and molde choice. **Marine Pollution Bulletin**. v.45, p. 192-202, 2002.

WOO, H. R. *et al.* The delayed leaf senescence mutants of *Arabidopsis*, ore1, ore3, and ore9 are tolerant to oxidative stress. **Plant Cell Physiol.** 45, 923–932, 2004.

WU, J., *et al.* Comparison of species sensitivity distributions constructed with predicted acute toxicity data from interspecies correlation estimation models and measured acute data for Benzo{[a]pyrene, *Chemosphere*, v.144, n.1, pp. 2183-2188, 2016.

XING, A. *et al.* High-level nitrogen additions accelerate soil respiration reduction over time in a boreal forest. **Ecology Letters**, v. 25, n. 8, p. 1869–1878, 28 jun. 2022.

XU, F. L. *et al.* Key issues for the development and application of the species sensitiviti distribution (SSD) model for 0, ecological risk assessment, *Ecological Indicators*, v. 54, n.1, pp. 227-237, 2015.

XU, X. *et al.* Effects of Potassium Levels on Plant Growth, Accumulation and Distribution of Carbon, and Nitrate Metabolism in Apple Dwarf Rootstock Seedlings. **Frontiers in Plant Science**, v. 11, n. 904, 23 jun. 2020.

YADAV, S.; CHANDRA, R. Detection and assessment of the phytotoxicity of residual organic pollutants in sediment contaminated with pulp and paper mill effluent. **Environ. Monit. Assess.** v. 190 , p. 581, 2018.

YANG, H. *et al.* Rural solid waste—characteristics and leachate pollution assessment for different precipitation levels, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 11, p. 11234–11244, 22 fev. 2019.

YANG, W. *et al.* Sulfate-reduction behavior in waste-leachate transition zones of landfill sites. **Journal of Hazardous Materials**, v. 428, p. 128199, abr. 2022.

YANG, X. *et al.* Response Mechanism of Plants to Drought Stress. **Horticulturae**, v. 7, n. 3, p. 50, 13 mar. 2021.

YOUNG, B.J., *et al.*, Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** v.76, pp. 182–186, 2012.

YOUNG, B. J. *et al.* Development of phytotoxicity indexes and their correlation with ecotoxicological, stability and physicochemical parameters during passive composting of poultry manure. **Waste Management**, v. 54, p. 101- 109, ago. 2016.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações. 2 ed. São Carlos: RiMa, 2014.

ZALESNY, J.A *et al.* Uptake of Macro- and Micro-Nutrients into Leaf, Woody, and Root Tissue of *Populus* after Irrigation with Landfill Leachate. **Journal of Sustainable Forestry**, v 27, n.3, 2008.

ZALTAUSKAITE, J.; VAITONYTE, I. Toxicological assessment of closed municipal solid-waste landfill impact to the environment. *Environmental Research, Engineering and Management*, v. 72, n. 4, p. 8-16, 2016.

ZAMORA, I. **Managing Salt-affected Soils for Crop Production**. Disponível em: <<https://extension.oregonstate.edu/catalog/pub/pnw-601-managing-salt-affected-soils-crop-production#for-more-information>>. Acesso em: 14 set. 2024.

ZHANG, C. et al. Hydroponics with Split Nutrient Solution Improves Cucumber Growth and Productivity. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 23, n. 1, p. 446–455, 17 nov. 2022.

ZHANG, R. et al. Effects of melatonin on seedling growth, mineral nutrition, and nitrogen metabolism in cucumber under nitrate stress. **Journal of Pineal Research**, v. 62, n. 4, p. e12403–e12403, 1 maio 2017

ZHAO, J., CHEN, B. Species sensitivity distribution for chlorpyrifos to aquatic organisms: Model choice and sample size, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.125,n.1, pp.161-169, 2016.

ZHAO, X., *et al.* Optimal Nitrogen Levels for Cucumber Seedling Growth. **Journal of Plant Nutrition**, v.45, n. 6, p. 945-960, 2022.

ZHOU, Y. et al. Effects of nitrogen form on growth, CO<sub>2</sub> assimilation, chlorophyll fluorescence, and photosynthetic electron allocation in cucumber and rice plants. **Journal of Zhejiang University SCIENCE B**, v. 12, n. 2, p. 126–134, fev. 2011.

ZHUANG, H. *et al.* Growth and physiological–biochemical characteristics of cucumber (*Cucumis sativus L.*) in the presence of different microplastics. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 16, n. 3, 20 fev. 2023.

ZUO, W. et al. Sewage sludge amendment improved soil properties and sweet sorghum yield and quality in a newly reclaimed mudflat land. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 541–549, mar. 2019.

ZUSHI, K.; ONO, M.; MATSUZOE, N. Light intensity modulates antioxidant systems in salt-stressed tomato (*Solanum lycopersicum L.* cv. Micro-Tom) fruits. **Scientia Horticulturae**, v. 165, p. 384–391, jan. 2014.