

AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E ECOTOXICOLÓGICA DE SOLOS CONTAMINADOS POR RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

PHYSICAL-CHEMICAL AND ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION OF SOILS CONTAMINATED BY URBAN SOLID WASTE IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID REGION

Francisco Luanderson da Silva^{1*}
Thayres de Sousa Andrade^{2**}

RESUMO

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) em lixões a céu aberto constitui uma fonte de degradação ambiental, com potencial de alterar propriedades físico-químicas do solo e gerar efeitos ecotoxicológicos sobre organismos terrestres. O presente estudo teve como objetivo avaliar a contaminação do solo do lixão ativo do município de Crateús - CE por meio da integração de análises físico-químicas e ensaios ecotoxicológicos com sementes. Foram coletadas amostras de solo em cinco pontos, sendo três no interior do lixão (P1, P2 e P3) e dois em áreas externas (P4 e P5), a 500 m e 2 km de distância, respectivamente. As amostras foram caracterizadas quanto ao pH, umidade, densidade real, condutividade elétrica e granulometria, seguindo metodologias da EMBRAPA. A avaliação ecotoxicológica foi realizada conforme a norma ISO 11269-2, utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*, mantidas a 80% da capacidade de retenção de água, temperatura de 23 ± 2 °C e fotoperíodo de 12 h. Os valores de pH variaram entre 7,7 e 8,9, caracterizando solos alcalinos, enquanto a umidade apresentou baixos teores (0,3 a 8,4%). A análise do solo na área do lixão revelou uma forte compactação, com densidade real variando entre 2,52 e 2,69 g·cm⁻³, e um predomínio da fração areia que diminui nos pontos internos. Os testes ecotoxicológicos indicaram que essa contaminação compromete severamente o desenvolvimento vegetal, com destaque para a *Lactuca sativa*, que apresentou redução drástica na germinação (inferior a 50% no ponto P3) e atraso estatisticamente significativo no crescimento do caule e das folhas. Observou-se um gradiente espacial, quanto mais próximos da área de descarte (pontos P1, P2 e P3), maiores são os efeitos fitotóxicos, enquanto o afastamento da fonte contaminante permite uma atenuação desses impactos. Além disso, a redução das massas fresca e seca sugere que os lixiviados e contaminantes presentes no solo causam estresse fisiológico, interferindo na absorção de água e na produção de tecidos. Conclui-se que a associação entre parâmetros físico-químicos e respostas biológicas evidenciou a presença de fitotoxicidade nos solos do lixão, demonstrando a eficácia da abordagem integrada para a avaliação do risco ecológico.

Palavras-chave : fitotoxicidade; bioensaios; qualidade do solo.

^{1*} Discente do curso Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, e-mail: luandersonsilva.0610@gmail.com.

^{2**} Professora Titular Dr^a. da Universidade Federal do Ceará - Campus Crateús, e-mail: thayresandrade@crateus.ufc.br.

ABSTRACT

The improper disposal of municipal solid waste (MSW) in open dumps is a source of environmental degradation, with the potential to alter the physical and chemical properties of the soil and generate ecotoxicological effects on terrestrial organisms. The objective of this study was to evaluate soil contamination at the active landfill in the municipality of Crateús, Ceará, through the integration of physical-chemical analyses and ecotoxicological tests with seeds. Soil samples were collected at five points, three inside the landfill (P1, P2, and P3) and two outside (P4 and P5), 500 m and 2 km away, respectively. The samples were characterized in terms of pH, moisture, actual density, electrical conductivity, and particle size, following EMBRAPA methodologies. The ecotoxicological assessment was performed in accordance with ISO 11269-2, using seeds of *Lactuca sativa* and *Allium cepa*, maintained at 80% water retention capacity, a temperature of 23 ± 2 °C, and a 12-hour photoperiod. The pH values ranged from 7.7 to 8.9, characterizing alkaline soils, while moisture content was low (0.3 to 8.4%). Soil analysis in the landfill area revealed strong compaction, with actual density varying between 2.52 and 2.69 g·cm⁻³, and a predominance of the sand fraction, which decreases in the inner points. Ecotoxicological tests indicated that this contamination severely compromises plant development, especially *Lactuca sativa*, which showed a drastic reduction in germination (less than 50% at point P3) and a statistically significant delay in stem and leaf growth. A spatial gradient was observed: the closer to the disposal area (points P1, P2, and P3), the greater the phytotoxic effects, while distance from the contaminating source allows for attenuation of these impacts. In addition, the reduction in fresh and dry mass suggests that leachates and contaminants present in the soil cause physiological stress, interfering with water absorption and tissue production. It is concluded that the association between physicochemical parameters and biological responses evidenced the presence of phytotoxicity in landfill soils, demonstrating the effectiveness of the integrated approach for ecological risk assessment.

Keywords: phytotoxicity; bioassays; soil quality.

1 INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são um dos principais desafios enfrentados pelas cidades atualmente em todo mundo, em decorrência do rápido crescimento populacional e o aumento do consumo (Crus e Roberto, 2023). De acordo com o Panorama Nacional dos Resíduos Sólidos no Brasil realizado pela ABREMA (2023), a geração média de RSU em 2022 foi de 1,04 kg/hab/dia, totalizando 77,1 milhões de toneladas anuais (211 mil toneladas/dia). Apesar da existência de políticas públicas como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a gestão inadequada ainda é predominante em grande parte dos municípios brasileiros, culminando na disposição de resíduos em lixões e aterros controlados, sem a devida impermeabilização ou controle de poluentes, gerando impactos ambientais significativos (Silva *et al.*, 2022; Morais *et al.*, 2024).

A disposição de resíduos em lixões a céu aberto, caracterizada pela geração de substâncias tóxicas provenientes da decomposição dos materiais, representa uma das práticas mais alarmantes devido aos impactos ambientais e ao desequilíbrio ecológico resultante (Lima *et al.*, 2023). A contaminação provocada pela inadequada disposição de resíduos sólidos urbanos gera riscos diretos à saúde, seja por atingir populações sob sua influência ou pela contaminação de áreas destinadas à agricultura e pecuária, resultando na perpetuação de poluentes pela cadeia alimentar (Vasconcelos *et al.*, 2021; Melo e Marques, 2023).

Na região semiárida do Nordeste brasileiro, especialmente o estado do Ceará, é caracterizada por solos geralmente rasos, frágeis, pobres em nutrientes e altamente suscetíveis à degradação (Silva *et al.*, 2021; Morais *et al.*, 2024). A degradação dos solos constitui uma preocupação ambiental crescente, contribuindo para o comprometimento das funções ecossistêmicas em ambientes áridos e semiáridos (Silva *et al.*, 2024). Nesse contexto, a avaliação de solos em áreas impactadas por lixões tem sido amplamente abordada na literatura científica brasileira (Kemerich *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2021; Assis *et al.*, 2022; Aquino *et al.*, 2022; Leite *et al.*, 2022; Melloni *et al.*, 2023;). Diversos estudos demonstram que a disposição inadequada de resíduos sólidos promove a contaminação do solo e das águas subterrâneas por lixiviado, alterando significativamente propriedades físico-químicas, como pH, condutividade elétrica e características texturais (Oliveira *et al.*, 2016; Aquino *et al.*, 2022).

Portanto, é essencial avaliar os poluentes presentes nesses ambientes e seus danos ao solo e à biota, pois dependendo das características químicas, esses poluentes podem percolar e

contaminar as águas subterrâneas, representando riscos à saúde humana (Vasconcelos *et al.*, 2021, Lima *et al.*, 2023; Morais *et al.*, 2024).

A avaliação da contaminação dessas áreas impactadas, frequentemente exige o auxílio de análises químicas, demandando equipamentos específicos, elevando consideravelmente os custos dos ensaios (Silva *et al.*; 2021). Outra desvantagem é que geram resultados que não conseguem refletir em sua totalidade os reais impactos sobre o ecossistema terrestre local. Diante disso, os testes ecotoxicológicos emergem como uma excelente ferramenta para mensurar/avaliar a contaminação de áreas como os lixões. Eles mostram-se indispensáveis, uma vez que, embora as análises físico-químicas sejam essenciais para a identificação e quantificação de poluentes, elas não conseguem diferenciar as substâncias inertes no ambiente das ativas que afetam os organismos biológicos, evidenciando a necessidade de métodos complementares para uma avaliação de risco ambiental mais completa (Trigo *et al.*, 2023; Laurentino *et al.*, 2024).

Os testes ecotoxicológicos são essenciais como complemento aos métodos físico-químicos na avaliação de solos contaminados, ao fornecerem uma análise mais completa da qualidade ambiental. Enquanto os métodos físico-químicos identificam e quantificam poluentes, os bioensaios com organismos teste, oferecem uma abordagem mais sensível e eficaz para detectar os efeitos tóxicos e avaliar a função do solo como habitat, possibilitando uma caracterização integrada do risco ecológico. (Laurentino *et al.*, 2024).

Dentre os organismos terrestres, as sementes de plantas são frequentemente utilizadas como organismos testes, devido à sua alta aplicabilidade, já que são testes sensíveis e de fácil execução (Priac, Badot, Crini, 2017). As plantas, como produtores primários, absorvem contaminantes pelas raízes, que se acumulam nos tecidos e são transferidos na cadeia trófica por não serem metabolizados. Portanto, são indicadas pela ISO 11269-2 (2014) para avaliação da qualidade de solos contaminados.

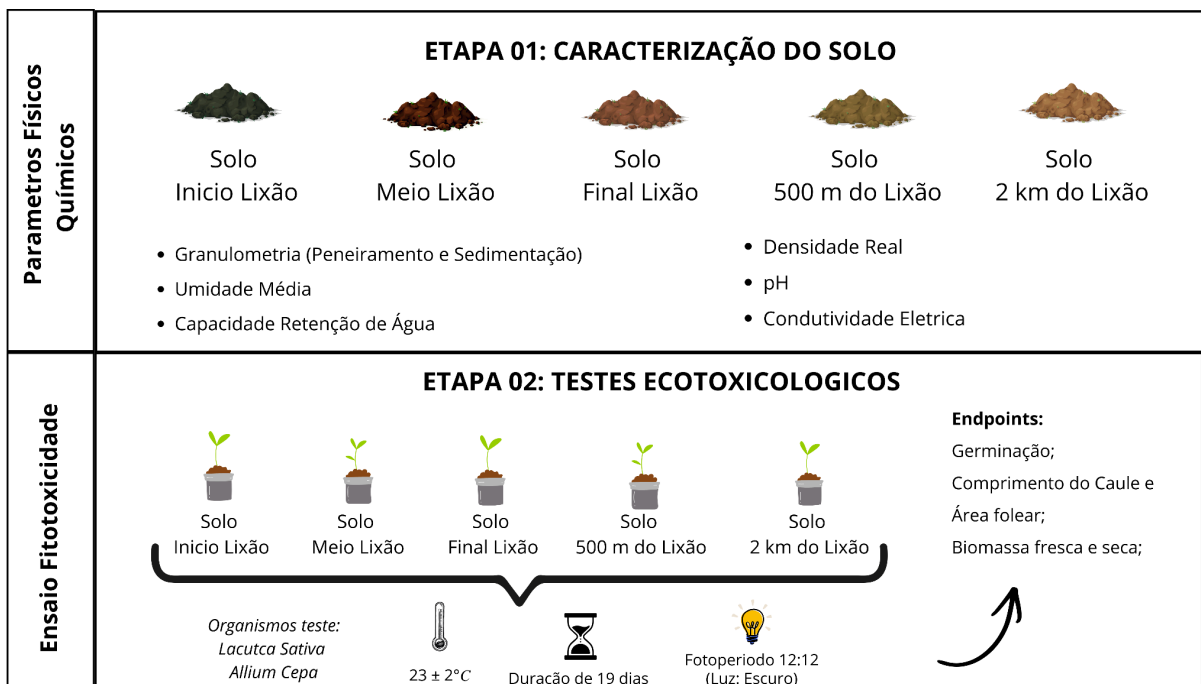
A utilização de organismos terrestres de diferentes níveis tróficos, de forma complementar aos testes físico-químicos e à caracterização física do solo, possibilita uma avaliação mais precisa e específica da toxicidade dos contaminantes presentes, sendo essencial para a compreensão integrada dos impactos ambientais sobre o solo. Essa abordagem (física-química-ecotoxicológica) permite avaliar não apenas a presença de contaminantes, mas também como atributos físicos do solo influenciam sua mobilidade, biodisponibilidade e efeitos ecotoxicológicos. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo analisar a ocorrência de contaminação do solo do lixão de Crateús – CE por meio de

análises ecotoxicológicas com sementes, associadas à caracterização física-química do solo, visando subsidiar estratégias de mitigação e remediação ambiental.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi estruturada em duas etapas, conforme figura 01 a seguir. A primeira etapa consistiu na caracterização física-química das amostras de solos coletadas, com o objetivo de determinar atributos como granulometria, umidade e pH, de modo a compreender sua influência na retenção, mobilidade e biodisponibilidade dos contaminantes, bem como na resposta dos organismos-teste. A segunda etapa consistiu na identificação da presença de fitotoxicidade do solo por meio da realização de testes de emergência de plantas superiores, utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa* como organismos-teste.

Figura 01 - Desenho Experimental e Visão Geral da presente pesquisa



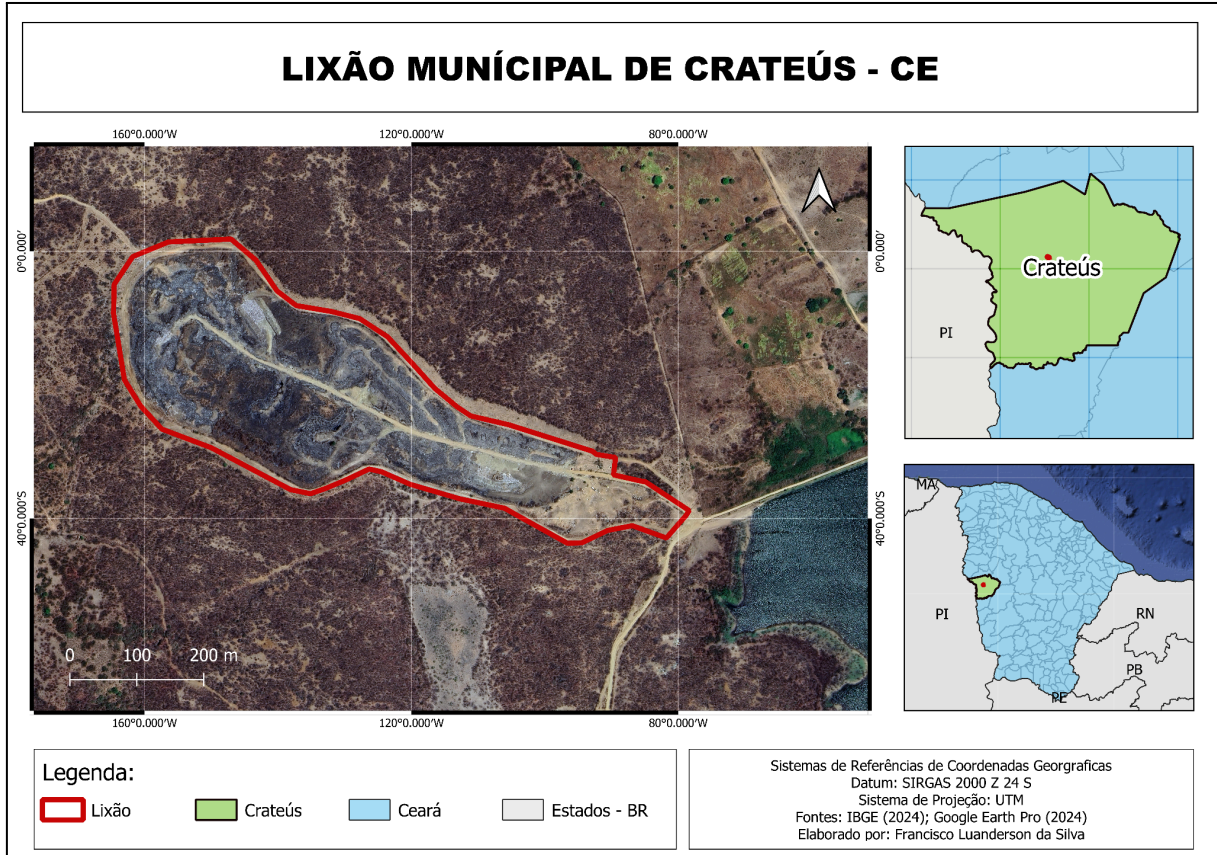
Fonte: Autor, 2026.

2.1. Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo escolhida foi o lixão ativo do município de Crateús - Ceará. O município está localizado na microrregião dos Sertões de Crateús, na região semi árida dos sertões do Ceará. A área de estudo está localizada em área rural, na CE - 469, a cerca de 11 km da sede, no sentido para a divisa com o Estado do Piauí. O lixão tem uma área de cerca de

162735,411 m^2 (16,27 hectares), que recebe uma estimativa de 38 toneladas de resíduos sólidos urbanos diariamente, conforme figura 02 a seguir.

figura 02 - Localização da área de estudo



Fonte: Autor, 2025.

2.2. Coletas das Amostras

A realização da coleta das amostras de solo seguiu o Manual de Procedimentos de coleta de amostras da Embrapa e Meio Ambiente (2006), com algumas adaptações. Foram definidas cinco zonas de coleta, três na área do lixão abrangendo início, meio e final, em proximidades a pontos de maior volume de resíduos sólidos urbanos, e dois fora do lixão, sendo uma a cerca de 500 m de distância do lixão, e outra a cerca de 2 km de distância, em área que se considera estar isenta de contaminação.

Para fins de identificação e tratamento das amostras de solo, foram identificadas de P1 a P5, onde P1, P2 e P3 são os pontos de coleta de solo dentro da área do lixão, enquanto P4 e P5 são pontos de coleta do solo fora do lixão. Para cada ponto foram coletadas três amostras

de 10 kg cada, a cerca de 15 cm de profundidade, sendo posteriormente homogeneizadas e gerada uma amostra representativa.

Inicialmente foi utilizada enxada e pá para limpar e retirar os 15 cm de camada superficial do solo, retirando qualquer resíduos sólidos e matéria orgânica superficiais, ou objeto que possa interferir na coleta. Posteriormente, utilizando a picareta foram retiradas as amostras de solo e acondicionadas em baldes de coleta e inseridas etiquetas de identificação.

Por fim, as amostras foram transportadas para o laboratório de geologia da Universidade Federal do Ceará, campus de Crateús, para preparação das amostras e caracterização física, sendo posteriormente levada para o Laboratório de Ecotoxicologia e Monitoramento da Qualidade Ambiental (LEMAQ), para realização dos testes ecotoxicológicos.

2.3. Caracterização Física das Amostras de Solo

Para compreensão das características das amostras de solo coletadas e a influência da disposição dos resíduos em suas características físicos-químicas, foram realizadas, para cada amostra de solo, a determinação da densidade real, análise granulométrica, umidade média, Condutividade Elétrica conforme metodologia da EMBRAPA (2017).

2.4. Teste Fitotóxico

Para a realização do teste ecotoxicológico, o solo coletado passou por uma preparação prévia, sendo peneirado em malha com abertura de 4 mm, com o objetivo de uniformizar sua granulometria. Em seguida, o material foi submetido à estufa a 60 °C por 24 horas para a desfaunagem do solo, sendo determinado a Capacidade de Retenção de Água (CRA), de acordo com a norma ISO 11269-2 (2014), e sendo utilizado 80% do CRA no ajuste da umidade do solo para os testes.

O teste de fitotoxicidade seguiu o protocolo ISO 11269-2 (2014), com algumas adaptações necessárias. Para realização dos testes foram utilizadas 10 sementes de *Lactuca sativa* L. e *Allium cepa* L. da marca ISLA[®], Lote 178527-000 s2, 91 % de taxa de germinação, safra 24/24 e pureza de 99,5 %. As mesmas foram plantadas em 400 g de solo por tratamento, dispostas em recipientes de plástico de 500 ml durante um período de 25 dias. O teste foi iniciado após a emergência de 50% das plântulas do controle, mantendo-se um padrão de cinco organismos por réplica, com quatro réplicas por tratamento, sendo realizado o desbaste dos organismos excedentes. Durante o teste foi realizada a pesagem diária e ajuste da

umidade do solo buscando manter 80% do CRA do solo, monitoramento da germinação dos organismos para cada réplica e tratamento. As condições ambientais foram mantidas constantes ao longo de todo o experimento, com temperatura controlada em 23 ± 2 °C e fotoperíodo de 12 h luz : 12 h escuro.

Ao final do teste, foram realizadas duas medições da parte aérea para a monocotiledônea (vertical) e uma medição área para dicotiledônea (horizontal e vertical) com auxílio de paquímetro digital da marca KALA[®] 6” (capacidade 0-150 mm; Resolução 01 mm; Exatidão $\pm 0,2$ mm (< 100 mm); e $\pm 0,3$ mm (> 100 - 200 mm); 1,5 V), como também massa úmida e seca de cada réplica, através da pesagem em balança analítica Shimadzu[®] AY220 (capacidade 220 g, d: 0,0001 g – legibilidade mínima; e: 0,001 g – incremento de verificação; repetitividade <0,1 mg, bivolt) e secagem em estufa.

2.5. Análises Estatísticas

Para os conjuntos de dados de germinação foram aplicados Teste Log-rank (Mantel-Cox) com quatro graus de liberdade, para comparar curvas de sobrevida entre grupos, ponderando igualmente os eventos ao longo de todo o período de observação (Johnson *et al.*, 2007; D’Arrigo *et al.*, 2021). Posteriormente, aplicou-se Teste Log-rank para tendência com um grau de liberdade, verificando se há uma tendência ordenada entre os grupos, avaliando se as diferenças nas curvas de germinação seguem um padrão específico (Jiang *et al.*, 2024). Por fim, aplicou-se Teste de Gehan-Breslow-Wilcoxon com quatro graus de liberdade, para comparar curvas de germinação atribuindo maior peso aos eventos que ocorrem mais cedo no período do teste (Jiang *et al.*, 2024).

Para cada um dos conjuntos de dados de comprimento da parte aérea, massa seca e massa fresca foram verificados os pressupostos de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk, buscando identificar se os dados seguem distribuição normal para tratamentos com número (n) de amostras pequenos ($n < 50$). Para os conjuntos de dados que seguem distribuição normal aplicou-se teste de análise de variância (ANOVA) de uma via, buscando determinar se existem diferenças estatisticamente significativa entre as médias dos grupos, com análise da homogeneidade da variância dos dados pelos testes de Brown-Forsythe e Bartlett, para aferir se a hipótese nula de que as variâncias dos grupos são iguais, seguido de teste post hoc de múltipla comparação de Dunnett’s, para comparar várias médias de grupos de tratamento com uma única média de grupo de controle, quando uma ANOVA indica uma diferença geral

significativa entre as médias dos grupos ou, quando comparações específicas são de interesse, mesmo que a ANOVA geral não seja significativa, para explorar diferenças sutis.

Para os conjuntos de dados que não seguiram distribuição normal foi aplicado teste de Kruskal-Wallis para comparar as medianas dos grupos independentes verificando se há significância estatística, seguido de teste post hoc de múltipla comparação de Dunn's, para explorar possíveis diferenças específicas entre os tratamentos e o controle, não perceptíveis no teste principal.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Análise Físico- Química do Solo

A tabela 01 apresenta os dados referentes aos parâmetros físico-químicos para os pontos analisados, fundamentando a análise do impacto ambiental na área do lixão, entre os pontos internos (P1, P2 e P3) e os pontos de referência externos (P4 e P5), permitindo a correlação entre a estrutura do solo e os efeitos fitotóxicos registrados.

Tabela 01 – Parâmetros Físicos-Químicos dos pontos amostrais

PARAMETRO	UNIDADE	PONTOS				
		1	2	3	4	5
pH	-	8,9	7,7	7,4	8,25	8,66
Umidade Média	%	4,1	2	1,6	8,4	0,3
Densidade aparente	g/cm ³	2,63	2,68	2,69	2,52	2,62
Condutividade Eletrica	µS.cm ⁻¹	0,11	0,49	0,55	0,01	0,02
Pedregulho	%	12	42	24	3	1
Areia	%	63	38	54	85	79
Silte	%	10	15	14	13	14
Argila	%	15	5	8	5	6

Fonte: Autor, 2026.

O pH dos solos variou de 7,7 (Meio do lixão) à 8,9 (início do lixão), configurando-se como solos básicos. Esses valores sugerem a influência da disposição de resíduos, como resíduos de construção civil, os quais podem contribuir para a elevação do pH desses solos (Musielok *et al.*, 2018). Marinho *et al.* (2022) observaram valores semelhantes em um estudo de contaminação realizado em doze áreas de lixões e em áreas adjacentes no estado do Rio Grande do Norte, com pH variando entre 7,63 e 7,39 nas áreas adjacentes aos lixões, e entre 5,79 e 8,20 nas próprias áreas de disposição de resíduos. Nesse contexto, a alcalinidade assume um papel benéfico, uma vez que contribui para a diminuição da mobilidade dos

metais no solo, considerando que metais pesados na forma catiônica apresentam maior mobilidade sob condições ácidas. (Marinho *et al.*, 2022). Em ambientes semiáridos, como os solos da caatinga, variações de pH são comuns e podem ser moduladas por fatores como manejo, degradação e aporte de materiais exógenos (Maia *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024), como no caso das áreas de disposição de resíduos.

A umidade média dos solos nas áreas de estudo apresentou variação entre 0,3% e 8,4%, valores considerados baixos quando comparados aos observados em outras áreas de disposição de resíduos sólidos. Oliveira *et al.* (2016) registraram teores de umidade variando de 26,62% em áreas de disposição de resíduos e de 30,60% a 46,13% em áreas adjacentes, evidenciando uma diferença expressiva em relação aos resultados do presente estudo. Esses dados indicam que, no contexto analisado, a umidade do solo é diretamente influenciada pela disposição dos resíduos e pela alteração de suas propriedades físicas, sendo esse efeito intensificado pelas características climáticas regionais e pelas propriedades intrínsecas do solo local.

Sousa e Assunção (2021) apresentam uma classificação dos solos quanto ao teor de umidade, na qual valores inferiores a 25% são característicos de solos naturalmente secos. No contexto do semiárido, onde a disponibilidade hídrica é estruturalmente limitada, essa condição é ainda mais acentuada em função das condições locais de drenagem, da textura do solo e da baixa capacidade de retenção de água (Seigerman *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2020).

A densidade real do solo apresentou baixa variabilidade espacial nos pontos estudados, com valores variando entre 2,52 g/cm³ à 2,69 g/cm³, considerado alto, por Oliveira *et al.*, (2016), o qual apresenta valor de referência crítico de 1,65 g/cm³, o qual impõe restrições severas ao crescimento das raízes de plantas para valores superiores, sendo fisicamente limitante ao funcionamento do solo como meio de suporte ao desenvolvimento vegetal.

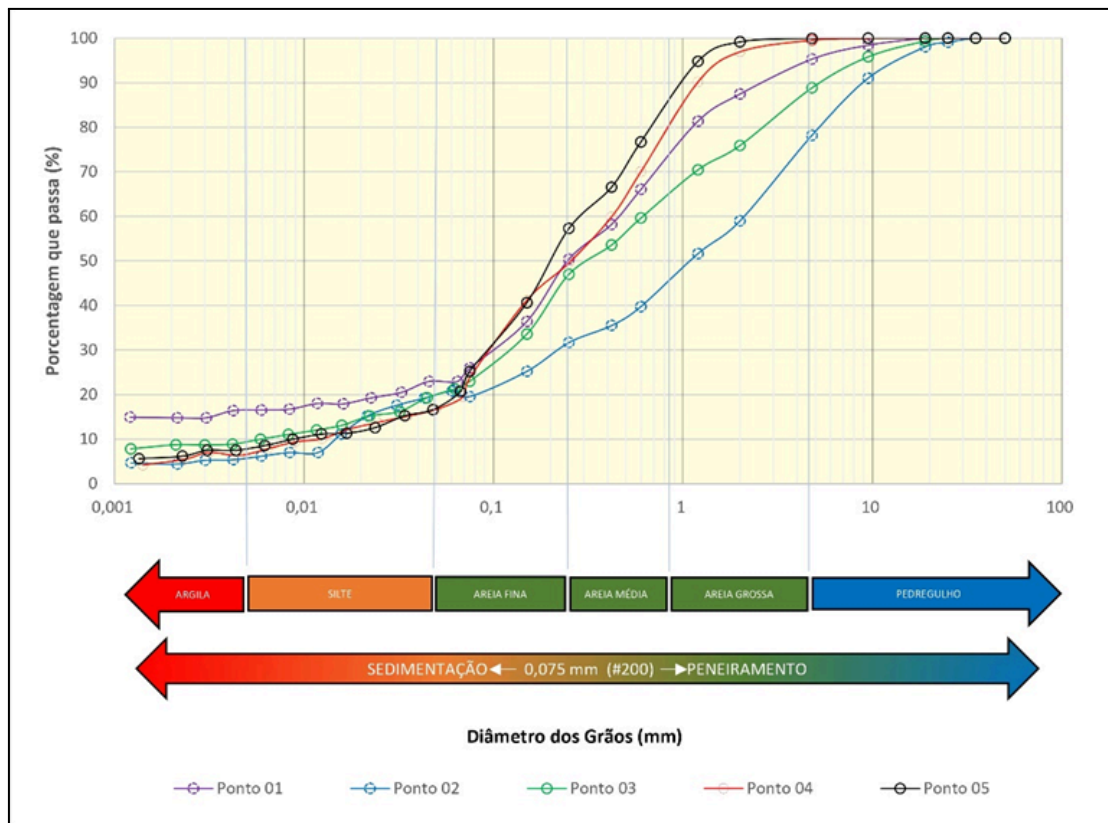
Anikwe e Nwobodo (2002) constatam que o tráfego de veículos pesados durante as operações de disposição de resíduos contribui para o aumento da densidade do solo em curto prazo, enquanto a elevação dos teores de compostos orgânicos ao longo do tempo tende a promover a redução da densidade, em função da melhoria da estrutura do solo, do aumento da porosidade e da formação de agregados mais estáveis. Marinho *et al.* (2022) também complementa que o aumento da densidade do solo, embora possa reduzir a infiltração de água

e, conseqüentemente, a percolação no perfil do solo e a formação de lixiviados, tende a intensificar o escoamento superficial, o transporte de contaminantes, a degradação da qualidade da água, a limitação do desenvolvimento radicular e a vulnerabilidade do solo à erosão.

A condutividade elétrica do solo apresentou valores reduzidos, variando entre $0,01 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $0,55 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, significativamente inferiores aos registrados por Marinho *et al.* (2022), que observaram valores entre $29,17 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $736,27 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Goswami e Sarma (2008) indicam que, para condutividades inferiores a $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, não há restrições relevantes à absorção de água pelas plantas. Dessa forma, os valores obtidos no presente estudo não caracterizam risco à qualidade ambiental, nem indicam limitações ao desenvolvimento vegetal associadas à salinidade do solo.

A análise granulométrica, evidenciada pelas curvas de distribuição obtidas por sedimentação e peneiramento (figura 03) mostra as diferenças na textura dos solos entre os pontos amostrados. Observou-se o predomínio da fração areia na composição textural dos solos em todos os pontos analisados, com maiores percentuais registrados nos pontos localizados fora da área do lixão ($P4 = 68\%$ e $P5 = 79\%$). Em contrapartida, os pontos situados no interior do lixão apresentaram teores de areia inferiores a 60% , sugerindo que a dinâmica de deposição de resíduos na área pode estar exercendo influência sobre a composição textural original do solo. Resultados semelhantes foram reportados por Sousa e Assunção (2021), que, ao avaliarem características físicas de solos em uma bacia hidrográfica, observaram teores de areia variando entre 34% e 70% em solos naturais. De forma complementar, Marinho *et al.* (2022) também identificaram o predomínio da fração areia na composição dos solos, com valores variando de $64,6\%$ a $98,5\%$ em áreas de lixão e de $60,9\%$ a $88,2\%$ em áreas adjacentes, evidenciando, entretanto, uma redução relativa dessa fração nas áreas diretamente impactadas.

Figura 03 – Curva Granulométrica dos pontos analisados



Fonte: Autor, 2026.

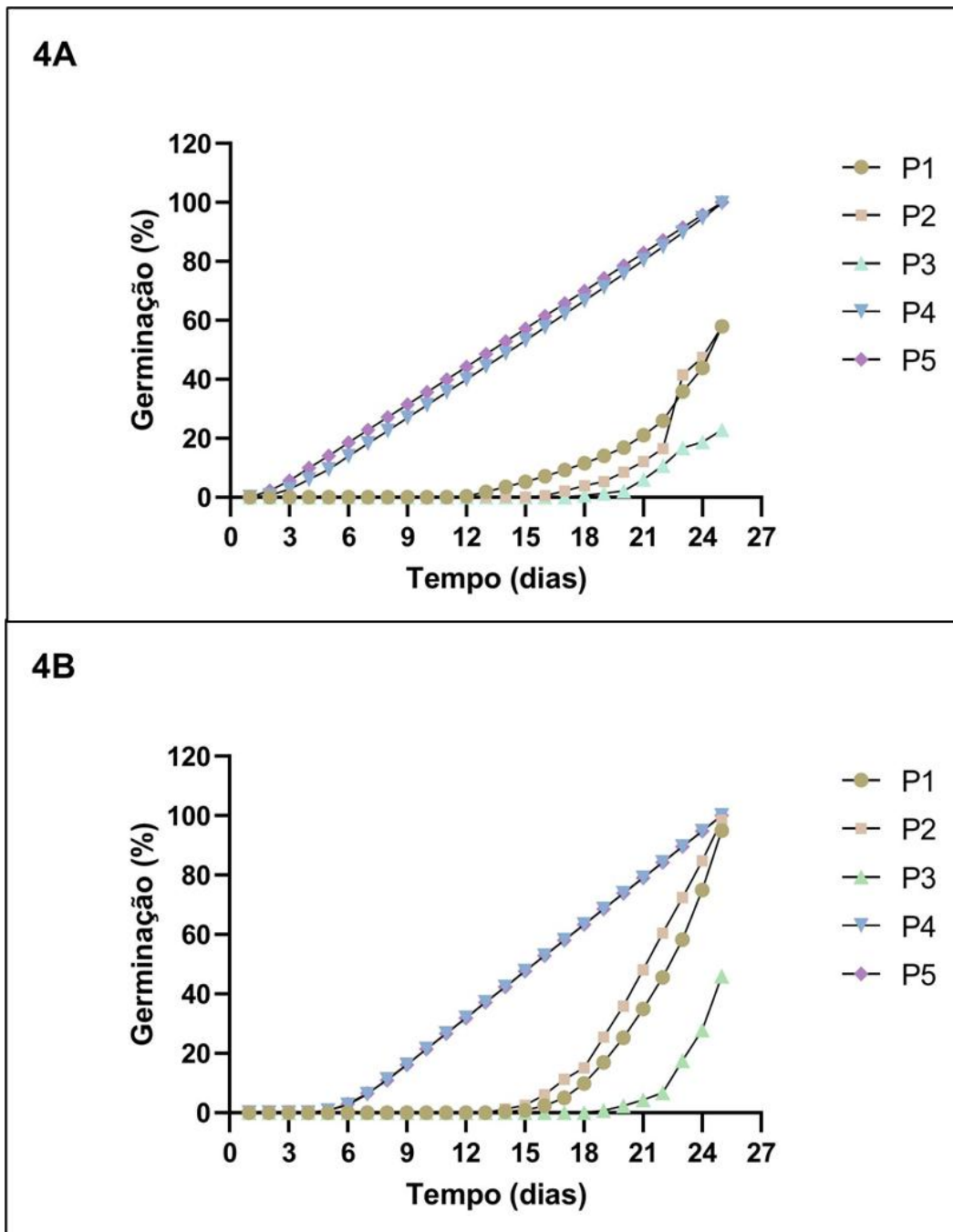
Esses resultados indicam que a presença do lixão influenciou diretamente a composição textural do solo, promovendo a redução gradual do teor de areia, característica predominante em solos naturais, e o aumento da fração pedregulho, associado principalmente aos processos de compactação decorrentes do tráfego de veículos e da deposição contínua de resíduos. Apesar dessa alteração textural, o resultado pode ser considerado, sob determinado aspecto, inicialmente favorável, uma vez que solos com teores de areia superiores a 70% são considerados inadequados para a disposição de resíduos, devido à elevada permeabilidade, que favorece a infiltração de lixiviados e o consequente risco de contaminação das águas subterrâneas e de áreas adjacentes (Anikwe e Nwobodo, 2002).

3.2 Teste Fitotóxicos

A análise integrada dos gráficos de germinação (Figura 04) e dos testes estatísticos evidencia a ocorrência de toxicidade significativa dos solos contaminados sobre a germinação de ambos os organismos teste, *Lactuca sativa* (04A) e *Allium cepa* (04B). As análises estatísticas confirmaram diferenças significativas entre as curvas de germinação para as duas

espécies, demonstrando que os contaminantes presentes nos pontos localizados no interior do lixão (P1, P2 e P3) influenciaram de maneira expressiva tanto na velocidade quanto no resultado final da germinação. Esses resultados indicam um possível efeito fitotóxico associado ao gradiente espacial de contaminação do solo, conforme observado nos padrões temporais de germinação e corroborado pelos testes estatísticos.

Figura 04– Germinação acumulada (%) ao longo do tempo (dias) de sementes *Lactuca sativa* (4A) e *Allium cepa* (4B) expostas a amostras de solo nos diferentes pontos da área de estudo.



Fonte: Autor, 2026.

Para *Lactuca sativa* (04A), observa-se uma resposta mais sensível às condições adversas do solo, caracterizada por um atraso acentuado no início da germinação e por menores percentuais finais nos pontos da área do lixão (P1, P2 e P3). Essa maior sensibilidade é corroborada pelos resultados estatísticos, nos quais o teste de log-rank (Mantel–Cox) indicou diferenças significativas entre as curvas de germinação ($\chi^2 = 1066$; $df = 4$; $p < 0,0001$), com um expressivo padrão de tendência associado ao gradiente espacial de contaminação, estabelecido a partir da proximidade ao lixão, no qual os pontos mais próximos apresentaram maior impacto negativo sobre a germinação. O ponto P3 apresentou o maior nível de contaminação seguido por P2, P1, P4 e P5 ($\chi^2 = 762,7$; $df = 1$; $p < 0,0001$). O teste de Gehan–Breslow–Wilcoxon também apresentou valores elevados de qui-quadrado ($\chi^2 = 943,3$; $df = 4$; $p < 0,0001$), indicando que os efeitos tóxicos foram particularmente expressivos nos estágios iniciais da germinação desse organismos teste.

A redução progressiva da germinação à medida que se adentra o lixão sugere maior biodisponibilidade de contaminantes em solos associados a resíduos mais antigos. Essa resposta é consistente com estudo que demonstra sua rápida sensibilidade a elementos de terras raras, como La, Nd e Sm, que afetam negativamente a germinação e a biomassa úmida (Egler *et al.*, 2024). Esses elementos, frequentemente presentes em lixões devido à disposição inadequada de resíduos eletroeletrônicos e industriais, podem se acumular no solo e atuar de forma semelhante a outros contaminantes tóxicos (Mherzi *et al.*, 2023).

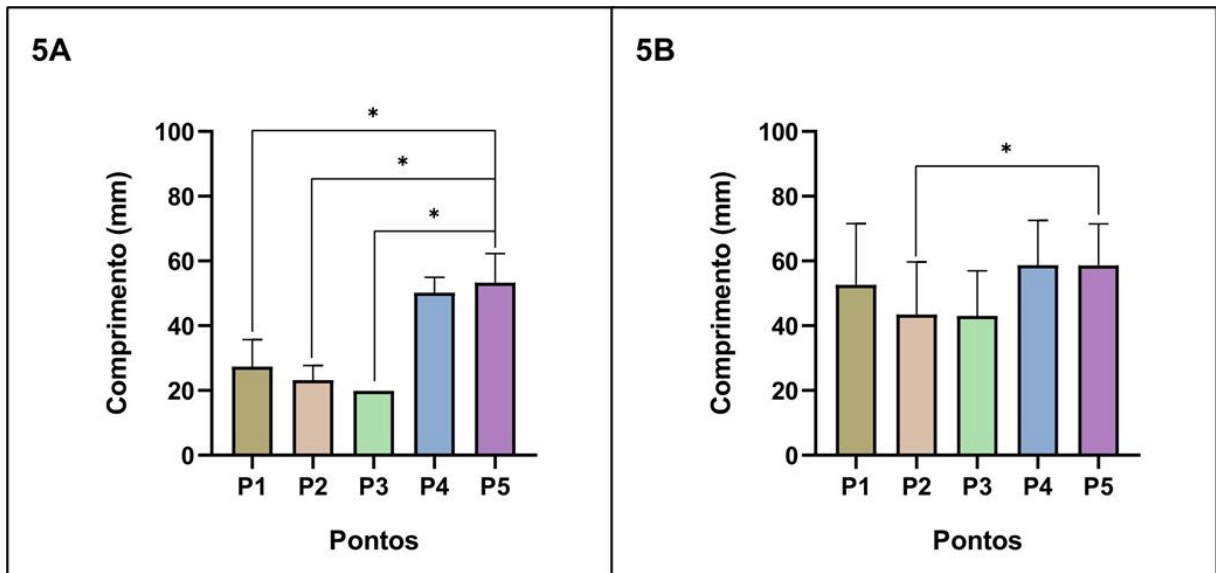
Em contraste, *Allium cepa* (04B) apresentou um comportamento relativamente mais tolerante, com início de germinação mais tardio porém com percentual final maior em todos os pontos, com exceção do P3, embora ainda se observe clara diferença entre os solos avaliados. Os resultados estatísticos para essa espécie também demonstraram diferenças significativas entre as curvas de germinação (log-rank: $\chi^2 = 602,1$; $df = 4$; $p < 0,0001$), bem como uma tendência negativa na germinação em função do nível de contaminação espacial ($\chi^2 = 331,8$; $df = 1$; $p < 0,0001$). Entretanto, os valores de qui-quadrado foram inferiores aos observados para *Lactuca sativa*, sugerindo uma resposta menos expressiva à contaminação do solo. O teste de Gehan–Breslow–Wilcoxon ($\chi^2 = 667,7$; $gl = 4$; $p < 0,0001$) confirmou diferenças nos períodos iniciais de germinação, porém com pouca significância estatística. Embora a germinação inicial mais tardia indique estresse fitotóxico, o maior índice de germinação final sugere a presença de mecanismos de tolerância ou recuperação fisiológica ao longo do tempo.

Entre os pontos amostrados na área do lixão, o Ponto 03 destacou-se por sua maior influência sobre a germinação para ambos os organismos-teste, resultando em porcentagens de germinação inferiores a 50% ($G < 50\%$). Esse resultado sugere maior concentração ou biodisponibilidade de substâncias tóxicas nesse local específico, possivelmente associada à acumulação de resíduos mais antigos, com maior tempo de lixiviação e degradação, fatores que favorecem o aumento da mobilidade dos contaminantes no solo. Lixiviados brutos de lixões são reconhecidos por sua elevada toxicidade contra sementes, sendo a redução da fitotoxicidade observada apenas após tratamento biológico eficaz (Mherzi *et al.*, 2023).

Em contrapartida, nos pontos situados fora da área do lixão (P4 e P5), não foi observada toxicidade significativa sobre a germinação, sugerindo que a contaminação se encontra predominantemente restrita à área de disposição de resíduos. Esses pontos externos funcionam como controles ambientais, representando condições de solo menos impactadas. A mobilidade e a biodisponibilidade desses contaminantes podem ser influenciadas por fatores edáficos, como pH, teor de matéria orgânica e atividade microbiana (Su *et al.*, 2024). Ademais, a toxicidade de contaminantes emergentes, como o propilparabeno (PrP) e o dicloropropilparabeno (diClPrP), já foi demonstrada em *Lactuca sativa* e *Allium cepa* em concentrações elevadas, indicando que a mistura complexa de substâncias presentes em lixões pode resultar em efeitos sinérgicos ou aditivos sobre a germinação vegetal (Okon *et al.*, 2024).

Os resultados obtidos para o comprimento do caule de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*, apresentados nos gráficos (Figura 05), também evidenciam respostas distintas das espécies à contaminação do solo ao longo dos pontos. De modo geral, observa-se um gradiente de efeito fitotóxico, com maior impacto nos pontos localizados no interior do lixão (P1, P2 e P3) e redução progressiva desse efeito nos pontos externos (P4 e P5).

Figura 05 – Comprimento do caule (mm) de plântulas de *Lactuca sativa* (5A) e *Allium cepa* (5B) expostas a amostras de solo nos diferentes pontos da área de estudo.



Fonte: Autor, 2026.

Para *Lactuca sativa*, a análise de variância de uma via (ANOVA) revelou diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos ($F(4,44) = 28,54$; $p < 0,0001$), permitindo a rejeição da hipótese nula de igualdade entre as médias.

O teste pós-hoc de Dunnett, utilizando o ponto P5 como referência, indicou que as amostras P1, P2 e P3 apresentaram redução significativa do comprimento do caule, confirmando o efeito inibitório associado à proximidade da fonte de contaminação. Esses resultados (05A), indicam que as zonas inicial, intermediária e final do lixão exerceram impacto negativo expressivo sobre o crescimento da *Lactuca sativa*, possivelmente relacionado à presença de lixiviados ricos em matéria orgânica refratária e outros contaminantes capazes de comprometer o desenvolvimento vegetal (Martínez-Cruz & Rojas-Valencia, 2024). Em contraste, não foi observada diferença estatisticamente significativa entre P4 e P5, sugerindo que, a partir dessa distância, os contaminantes encontram-se em concentrações insuficientes para provocar efeitos mensuráveis, embora a persistência da fitotoxicidade possa variar conforme a natureza e a biodisponibilidade dos poluentes (Pastor-Jáuregui *et al.*, 2020; Diogo *et al.*, 2023).

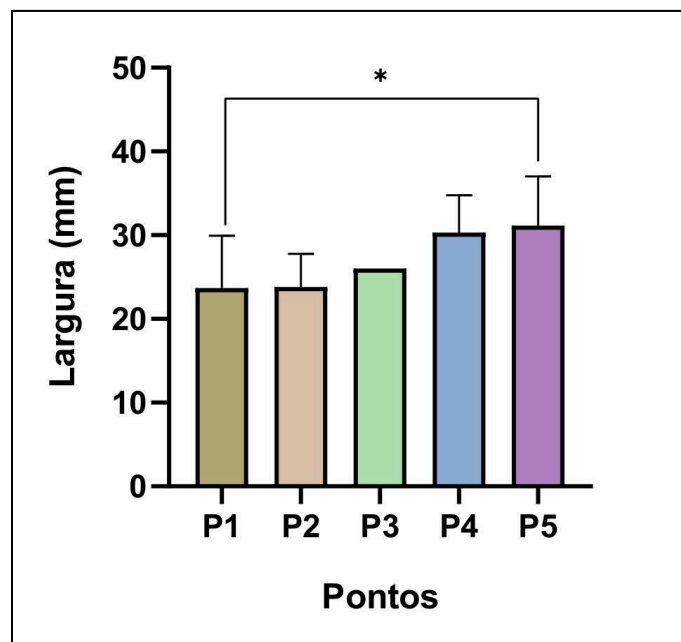
Para *Allium cepa*, o teste de Shapiro-Wilk indicou distribuição normal dos dados para os pontos P1 a P4 ($p > 0,05$), enquanto o ponto P5 apresentou distribuição não normal ($p <$

0,05), sugerindo heterogeneidade intrínseca ou influência de fatores ambientais específicos, mesmo em uma área considerada de menor impacto direto do lixão (Barros *et al.*, 2023). Diante dessa condição, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para todos os grupos, que indicou diferença estatisticamente significativa entre as medianas dos grupos (estatística = 12,97; $p = 0,0114$), rejeitando a hipótese nula de igualdade entre os tratamentos.

O teste pós-hoc de Dunn, com P5 como referência, revelou diferença estatisticamente significativa apenas entre P5 e P2, (05B). Esse resultado sugere que a região intermediária do lixão (P2) induz uma toxicidade crônica mais acentuada sobre o crescimento da *Allium cepa* quando comparada à área mais distante, considerada de menor impacto. A ausência de diferenças significativas entre P5 e os demais pontos (P1, P3 e P4) pode estar relacionada à elevada variabilidade natural do solo, que constitui um sistema complexo e heterogêneo (Filipi *et al.*, 2023; Martins *et al.*, 2023). Fatores como composição do solo, pH, teor de matéria orgânica e biodisponibilidade de contaminantes podem modular a resposta fitotóxica, mascarando efeitos em determinadas áreas (Filipi *et al.*, 2023). Em conjunto, os resultados gráficos e estatísticos indicam que *Lactuca sativa* apresentou maior sensibilidade à contaminação do solo, refletida em reduções no crescimento do caule nos pontos internos do lixão, enquanto *Allium cepa* demonstrou uma resposta mais variável e seletiva.

A avaliação da largura foliar de *Lactuca sativa*, apresentada na Figura 06, mostra variações significativas entre os pontos amostrados, indicando influência direta da contaminação do solo sobre o desenvolvimento vegetal. Visualmente, observa-se redução da largura foliar nos pontos da área do lixão, especialmente em P1, com aumento progressivo desse parâmetro nos pontos mais distantes, sugerindo um gradiente de atenuação dos efeitos fitotóxicos.

Figura 06 – Largura foliar (mm) de plântulas de *Lactuca sativa* expostas a amostras de solo nos diferentes pontos da área de estudo.



Fonte: Autor, 2025.

Os resultados da análise de variância (ANOVA) indicaram diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($F(4,44) = 3,378$; $P = 0,0170$), rejeitando a hipótese nula de igualdade entre as médias e demonstrando que pelo menos uma das amostras de solo diferiu significativamente das demais em relação à largura foliar. O coeficiente de determinação ($R^2 = 0,2349$) indica que 23,49% da variabilidade observada nesse parâmetro pode ser atribuída às diferenças entre os solos analisados, evidenciando um efeito mensurável da condição ambiental sobre o desenvolvimento da espécie.

Para identificar quais grupos apresentaram diferenças específicas, foi aplicado o teste post-hoc de Dunnett, utilizando a amostra P5 como ponto controle. Os resultados revelaram diferença estatisticamente significativa entre P1 e P5 ($P = 0,0268$; $DM = 7,450$), indicando que a largura foliar foi significativamente menor na amostra localizada no início do lixão. Esse resultado sugere que a exposição a substâncias fitotóxicas presentes no solo, como metais pesados, pesticidas e outros compostos associados a áreas de disposição de resíduos, pode inibir o crescimento e o desenvolvimento vegetal (Cozzolino *et al.*, 2016; Bhandari *et al.*, 2020; Ravanelli, 2023; Xiao *et al.*, 2024).

Em lixões, a deposição contínua de resíduos sólidos resulta em diferentes estágios de decomposição ao longo do tempo e do espaço. As áreas com resíduos mais recentes, como o

P1, tendem a concentrar maiores teores de substâncias potencialmente tóxicas e mais biodisponíveis, devido à sua instabilidade inicial (Mangieri *et al.*, 2019). O lixiviado gerado nestas fases iniciais é tipicamente mais concentrado e representa um risco significativo de contaminação do solo e das águas subterrâneas (Aquino *et al.*, 2022). Estudos têm demonstrado que a contaminação do solo por metais pesados e outros poluentes é uma consequência comum da disposição inadequada de RSU, afetando a qualidade do solo em diversas profundidades e localizações próximas a lixões (Marques *et al.*, 2021; Assis *et al.*, 2022; Soares *et al.*, 2022).

À medida que os resíduos progridem para estágios intermediários (P2) e avançados de decomposição (P3), ocorrem processos de estabilização físico-química e biogeoquímica. A lixiviação é um processo contínuo que remove poluentes das camadas superficiais do solo para as mais profundas, ou para as águas subterrâneas, diminuindo a concentração de contaminantes na superfície (Aquino *et al.*, 2022). A matéria orgânica presente nos resíduos e no solo pode complexar metais pesados, reduzindo a sua biodisponibilidade e toxicidade (Mangieri *et al.*, 2019). A imobilização em frações minerais do solo, como óxidos de ferro e alumínio, também contribui para a atenuação da mobilidade dos poluentes (Marques *et al.*, 2021). Além disso, a degradação de compostos orgânicos por microrganismos do solo e a redistribuição dos poluentes no perfil edáfico promovem uma homogeneização das concentrações biodisponíveis dos contaminantes ao longo do tempo (Assis *et al.*, 2022; Soares *et al.*, 2022).

Esses processos levam a uma redução na biodisponibilidade dos contaminantes em áreas com resíduos mais antigos, como P2 e P3, mesmo que a contaminação total ainda esteja presente. Estudo realizado por Marques *et al.*, (2021) em Minas Gerais, avaliou os impactos de diferentes áreas de disposição de RSU (aterro sanitário, aterro controlado e lixão) na contaminação dos solos, e os resultados indicaram que a extensão da contaminação variava significativamente com o tipo de disposição e o tempo de operação. Já Assis *et al.*, (2022) analisou os atributos físicos e químicos do solo em um lixão a céu aberto no Sul do Amazonas, onde a dinâmica da sazonalidade e a decomposição dos resíduos influenciaram as concentrações de poluentes no solo. A avaliação da matéria orgânica, densidade e porosidade de latossolos em contato com lixiviado de RSU demonstrou que a interação solo-lixiviado pode alterar essas propriedades, o que por sua vez afeta a mobilidade e a biodisponibilidade dos poluentes (Mangieri *et al.*, 2019).

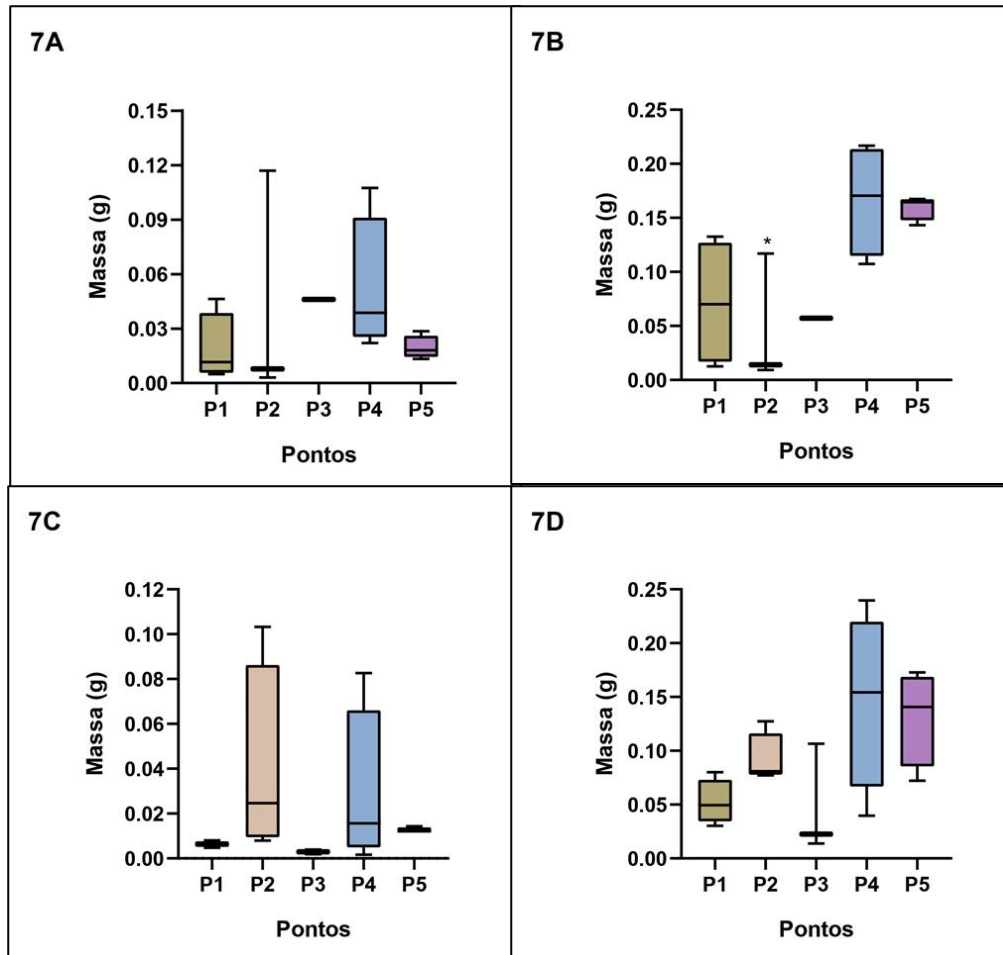
A homogeneização das concentrações efetivamente biodisponíveis pode resultar em níveis de exposição biológica semelhantes entre P2, P3 e um ponto controle (P5), mesmo em diferentes posições espaciais dentro da área de disposição, explicando a ausência de diferenças estatísticas detectáveis na largura foliar. Embora a contaminação ambiental persista, a forma como os poluentes interagem com o solo e os processos de atenuação natural podem mitigar os efeitos biológicos agudos em áreas mais estabilizadas.

A avaliação da biomassa do caule, expressa pela massa seca e massa úmida, permitiu identificar respostas diferenciadas de *Lactuca sativa* e *Allium cepa* à contaminação dos solos amostrados, conforme ilustrado na Figura 07. De modo geral, os resultados indicam que a sensibilidade à toxicidade crônica variou tanto entre os organismos quanto entre os parâmetros avaliados, evidenciando a complexidade das interações solo-planta em áreas impactadas por lixões.

Para a *Lactuca sativa*, a análise da massa seca do caule não indicou diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($F(4,11) = 0,6777$; $P = 0,6215$), uma vez que o valor de P foi superior ao nível de significância adotado ($P > 0,05$). Esse resultado sugere que as variações observadas entre as amostras de solo são atribuíveis ao acaso, não sendo possível associá-las diretamente aos efeitos da contaminação. O coeficiente de determinação ($R^2 = 0,1977$) reforça essa interpretação, indicando que apenas 19,77% da variabilidade total da massa seca do caule foi explicada pelas diferenças entre os solos. O teste post-hoc de Dunnett confirmou a ausência de diferenças estatisticamente significativas entre o controle (P5) e as demais amostras ($P > 0,05$), evidenciando que, para esse parâmetro específico, a massa seca não se mostrou um indicador sensível da toxicidade crônica nas condições experimentais avaliadas. A sensibilidade das plantas pode variar conforme o parâmetro ecotoxicológico analisado, e que a massa seca nem sempre responde de forma expressiva a determinados estresses ambientais (Xiao *et al.*, 2024).

Em contraste, a massa úmida do caule da *Lactuca sativa* apresentou diferenças estatisticamente significativas entre as amostras de solo ($F(4,11) = 4,501$; $P = 0,0213$), permitindo a rejeição da hipótese nula e indicando que a toxicidade crônica afetou esse parâmetro de forma diferenciada.

Figura 07 – Massa seca (g) e massa úmida (g) de plântulas de *Lactuca sativa* e *Allium cepa* expostas a amostras de solo nos diferentes pontos da área de estudo: massa seca de *Lactuca sativa* (7A), massa úmida de *Lactuca sativa* (7B), massa seca de *Allium cepa* (7C) e massa úmida de *Allium cepa* (7D).



Fonte: Autor, 2026.

O elevado valor do coeficiente de determinação ($R^2 = 0,6207$) demonstra que 62,07% da variabilidade observada na massa úmida do caule pode ser atribuída às diferenças entre os solos, evidenciando um efeito considerável da contaminação. O teste post-hoc de Dunnett revelou que apenas a amostra P2 apresentou diferença estatisticamente significativa em relação ao controle P5 ($dm = 0,1132$; $P = 0,0391$), indicando redução da massa úmida do caule na zona intermediária do lixão. As demais comparações não foram estatisticamente significativas, embora P1 e P3 tenham apresentado médias numericamente inferiores ao controle. A similaridade entre P4 e P5 sugere uma atenuação dos efeitos tóxicos a 500 m do lixão, padrão esperado em ambientes contaminados, onde processos de diluição, degradação e atenuação natural reduzem a biodisponibilidade dos poluentes (Vezzani & Mielniczuk, 2009).

Para *Allium cepa*, tanto a massa seca do caule quanto a massa úmida não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos. A ANOVA para a massa seca indicou ausência de efeito significativo dos solos contaminados ($F(4,14) = 1,350$; $P = 0,3006$; $R^2 = 0,2783$), e o teste post-hoc de Dunnett confirmou a inexistência de diferenças entre o controle (P5) e os demais pontos ($P > 0,05$). De forma semelhante, a análise da massa úmida, conduzida por meio do teste de Kruskal-Wallis devido à não normalidade da amostra P2 ($W = 0,7092$; $P = 0,0148$), não indicou diferenças estatisticamente significativas entre as medianas ($P = 0,1014$), resultado corroborado pelo teste post-hoc de Dunn.

Esses resultados sugerem que, para *Allium cepa* e nos parâmetros de biomassa avaliados, a toxicidade crônica dos solos não foi estatisticamente detectável nas condições do experimento, ou que a espécie apresenta maior tolerância intrínseca aos níveis de contaminação presentes (Ravanelli, 2023). A ausência de efeitos significativos pode estar relacionada à menor biodisponibilidade dos contaminantes, modulada pelo pH, pelo teor de matéria orgânica e pela complexidade da matriz do solo, fatores que podem reduzir a absorção de poluentes pelas plantas (Ravanelli, 2023). Nesse contexto, mesmo elementos potencialmente tóxicos, como o zinco, podem ter sua toxicidade mitigada dependendo das características do solo, explicando a resposta observada para *Allium cepa* no presente estudo.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos no presente estudo mostram que a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos no lixão de Crateús–CE exerce influência significativa sobre as propriedades físicas e químicas do solo, bem como sobre sua biota. Os parâmetros físico-químicos avaliados indicaram alterações associadas com interferência antrópica, especialmente nos pontos localizados no interior da área de disposição de resíduos (P1, P2 e P3), em contraste com os pontos mais distantes, considerados de menor impacto ambiental. Em ambientes semiáridos, como os solos da Caatinga cearense, tais alterações têm maior magnitude, uma vez que a disponibilidade hídrica limitada e a fragilidade natural desses solos potencializam os efeitos da degradação.

Os ensaios ecotoxicológicos com sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa* mostraram-se ferramentas sensíveis para a detecção de efeitos tóxicos associados à contaminação do solo, permitindo identificar diferenças significativas entre áreas impactadas

e não impactadas. A redução da germinação, do crescimento da parte aérea e de parâmetros biométricos, sobretudo em *Lactuca sativa*, evidenciou a presença de fitotoxicidade nos solos do lixão, confirmando a maior sensibilidade dessa espécie como organismo-teste. Em contrapartida, *Allium cepa* apresentou respostas mais variáveis e, em alguns parâmetros, maior tolerância, reforçando a importância da utilização de múltiplos organismos e endpoints na avaliação ecotoxicológica.

A integração entre análises físico-químicas e testes ecotoxicológicos permitiu uma avaliação mais completa da qualidade ambiental do solo, demonstrando que a simples quantificação de parâmetros tradicionais não reflete os impactos reais sobre os sistemas biológicos. Os bioensaios complementam essas análises ao evidenciar a biodisponibilidade dos contaminantes e seus efeitos sobre organismos vivos, fornecendo subsídios mais robustos para a avaliação do risco ecológico.

Apesar dos resultados consistentes, o estudo apresenta limitações inerentes à complexidade da matriz solo e ao escopo metodológico adotado. Nesse sentido, recomenda-se, para estudos futuros, a ampliação do conjunto de análises físico-químicas, de modo a estabelecer relações mais diretas entre a composição química do solo e os efeitos ecotoxicológicos observados. Além disso, a incorporação de análises geoquímicas e mineralógicas pode contribuir para uma compreensão mais detalhada dos processos de retenção, mobilidade e biodisponibilidade dos contaminantes.

Sugere-se também a utilização de outros organismos-teste pertencentes a diferentes níveis tróficos, como forma de visualizar os efeitos na biota local em sua totalidade, como também a realização de testes genotóxicos para fornecer informações adicionais sobre danos genéticos induzidos pelos contaminantes presentes no solo. Por fim, os resultados obtidos nesse estudo reforçam a necessidade de ações de gestão ambiental voltadas à mitigação dos impactos causados por lixões, incluindo o encerramento adequado dessas áreas, a implementação de medidas de remediação e o monitoramento contínuo da qualidade do solo.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 11269-2**: Qualidade do solo — Determinação dos efeitos de poluentes sobre a flora do solo — Parte 2: Efeitos do solo contaminado na emergência e no crescimento inicial de plantas superiores. Rio de Janeiro: ABNT, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil em 2023**. São Paulo: ABREMA, 2023. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 1 jun. 2024.

ALBERTO, E. P. V.; CARNEIRO, A. P.; KAN, L. Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Diálogos & Ciência**, [S.I.], v. 3, n. 5, p. 11-26, out. 2005.

ANIKWE, M. A. N.; NWOBODO, K. C. A. Long term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for urban agriculture in Abakaliki, Nigeria. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 83, n. 3, p. 241–250, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00154-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00154-7).

AQUINO, L. F. *et al.* Presença de poluentes de lixiviado no solo e águas subterrâneas em locais de disposição inadequada de resíduos sólidos no Brasil: revisão da literatura. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, v. 10, n. 1, p. 126–140, 2022. DOI: 10.9771/gesta.v0i1.48325. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/gesta/article/view/48325>. Acesso em: 10 jan. 2026.

ASSIS, J. S. *et al.* Dinâmica da sazonalidade e atributos físicos e químicos de solos em lixão a céu aberto no Sul do Amazonas. **Revista Agro@ambiente On-line**, Boa Vista, v. 15, n. 3, e9237, 2022.

BHANDARI, G. *et al.* Concentration and distribution of pesticide residues in soil: Non-dietary human health risk assessment. **Chemosphere**, [s. l.], v. 253, p. 126594, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126594>.

CARVALHO LIMA, A. *et al.* Lixão a céu aberto: contexto geral e abordagem para a cidade de Cruzeiro do Sul, Acre. **UÁQUIRI – Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFAC**, Rio Branco, v. 5, n. 2, 2024. Acesso em: 17 jan. 2026.

CHINI, P. **Uso de minhocas da espécie Eisenia fetida como bioindicadoras em solos contaminados com agrotóxicos**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Sul de Santa Catarina, Palhoça, 2014.

COSTA, R.; OLIVEIRA, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPÍNDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008.

COZZOLINO, V. *et al.* Plant tolerance to mercury in a contaminated soil is enhanced by the combined effects of humic matter addition and inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 23, n. 11, p. 11312–11322, 2016.

CRUZ, K. M.; ROBERTO, J. C. A. Gestão ambiental e sustentabilidade: resíduos sólidos urbanos em Manaus. **Contribuciones a las Ciencias Sociales**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 4455–4470, 2023. Acesso em: 17 jan. 2026.

D'ARRIGO, G. *et al.* Métodos para analisar dados de tempo até o evento: a curva de sobrevivência de Kaplan-Meier. **Journal of Nephrology**, [s. l.], 2021. (*Nota: Corrigido o nome da revista para este artigo específico*).

DI NATALE LAURENTINO, I. *et al.* Plant biomonitoring in urban ecosystems: a comprehensive review in São Paulo. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 31, p. 65944–65966, 2024.

DIOGO, B. S. *et al.* Phytotoxicity of coal waste elutriates in *Lactuca sativa*. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 30, n. 49, p. 107650–107660, 2023.

EGLER, S. G. *et al.* Acute toxicity of single and combined rare earth element exposures towards *Daphnia similis*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 251, 2023.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Coleta de solo para análise**: orientações. Macapá: Embrapa Amapá, 2006. Folder. Acesso em: 12 jan. 2026.

FÁVARO, B. L. **Avaliação ambiental de propriedades químicas do solo em lixão desativado do município de Rolândia-PR**. 2014. 87 f. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

FILIPI, Á. C. K. *et al.* Efeitos biológicos do lodo de esgoto – sua incorporação em solos agrícolas no estado do Paraná, Brasil, representa um risco ambiental? **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 234, n. 5, 2023.

GOSWAMI, U.; SARMA, H. P. Study of the impact of municipal solid waste. **Pollution Research**, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 327–330, 2008.

GUIMARÃES MONTEIRO TRIGO, A. *et al.* A Política Nacional de Resíduos Sólidos e a redução de impactos ambientais negativos. **Revista Gestão e Desenvolvimento**, Novo Hamburgo, v. 20, n. 1, p. 130–149, 2023.

HENTARI, O. *et al.* Toxicity assessment for petroleum-contaminated soil using terrestrial invertebrates and plant bioassays. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 185, n. 4, p. 2989–2998, 2012.

JOHNSON, L. L.; SHIH, J. H. Uma introdução à análise de sobrevivência. *In*: GALLIN, J. I.; OGNIBENE, F. P. (org.). **Princípios e prática da pesquisa clínica**. 2. ed. Londres: Academic Press, 2007. p. 273–282.

JIANG, N. *et al.* O teste de Gehan identifica compostos que prolongam a vida... **GeroScience**, [s. l.], v. 46, p. 4533–4541, 2024.

KEMERICH, P. D. C. *et al.* Caracterização do solo em área submetida a derramamento de lixiviado decorrente de aterro sanitário. **Revista Monografias Ambientais**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 2950–2959, 2014.

- LOPES, L. F. **Análise do potencial de contaminação do solo do Aterro Sanitário de Goiânia**. 2018. Monografia (Especialização) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2018.
- MANFREDO SOARES, L. *et al.* Características químicas do solo e avaliação socioambiental em área de influência do lixão de Castanhal – PA. **Revista Geonorte**, Manaus, v. 12, n. 40, p. 92–113, 2022.
- MARQUES, R. F. P. V. *et al.* Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 14, n. 3, p. 1382–1392, 2021.
- MANGIERI, V. L.; TAVARES FILHO, J. Avaliação de matéria orgânica, densidade e porosidade do latossolo vermelho em contato com lixiviado de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 6, p. 1251–1258, 2019.
- MARINHO, A. P. F. *et al.* Soil degradation and metal contamination in dumpsites. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 194, art. 459, 2022.
- MARTÍNEZ-CRUZ, A.; ROJAS-VALENCIA, M. N. Avaliação da fitotoxicidade em lixiviados não tratados e tratados eletroquimicamente. **Horticulturae**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 67, 2024.
- MELLO, F. S.; MARQUES, E. E. Os impactos socioambientais dos resíduos sólidos urbanos na última capital planejada brasileira. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. 25650–25669, 2023.
- MELLONI, R. *et al.* Caracterização da condição ambiental de lixão desativado através de indicadores de qualidade do solo. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 16, n. 3, 2023.
- MHERZI, N. *et al.* Tratamento biológico do lixiviado de aterro sanitário não controlado. **Chemistry and Ecology**, [s. l.], v. 39, n. 5, p. 459–483, 2023.
- MORAES, C. A. *et al.* Biogas-based electricity production from landfills in places of irregular disposal. **Energy**, [s. l.], v. 290, p. 130161, 2024.
- MUSIELOK, L. *et al.* Rates of anthropogenic transformation of soils. **CATENA**, [s. l.], v. 170, p. 272–282, 2018.
- OKON, C. *et al.* Toxicidade dos poluentes emergentes propilparabeno e dicloropropilparabeno para plantas terrestres. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 31, p. 45834–45846, 2024.
- OLIVEIRA, B. O. S. *et al.* Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 593–601, 2016.
- OLIVEIRA, R.; RAMIREZ, K. G.; LAURO, M. D. Análise físico-química do solo da área de contaminação do Arroio Dourado, em Foz do Iguaçu. **International Journal of Environmental Resilience Research and Science**, Cascavel, v. 3, n. 2, 2021.

PASTOR-JÁUREGUI, R. *et al.* Evolution of the residual pollution in soils after bioremediation treatments. **Applied Sciences**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 1006, 2020.

PIOILLI, A.; CELESTINO, R. M.; MAGON, R. **Teoria e prática em recuperação de áreas degradadas**: plantando a semente de um mundo melhor. [s. l.]: Secretaria de Meio Ambiente, 2004. Acesso em: 26 jul. 2024.

PRIAC, A.; BADOT, P.-M.; CRINI, G. Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*. **Comptes Rendus Biologies**, [s. l.], v. 340, 2017.

REBECA DANTAS LEITE, I. *et al.* Estudo das propriedades físico-químicas do solo em área de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em Pombal-PB. *In: Entre investigações, descobertas, desafios e esperança*. [s. l.]: Editora Realize, 2022.

SEIGERMAN, C. K. *et al.* At the extremes: Assessing interrelations among impacts of hydroclimatic events in Ceará. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 632, p. 130850, 2024.

SILVA, G. M. *et al.* Uma análise sobre os resíduos sólidos urbanos (RSU) na bacia do Igarapé do Quarenta. **Revista Tocantinense de Geografia**, Araguaína, v. 11, n. 24, p. 1–17, 2022.

SOUSA, F. A.; ASSUNÇÃO, H. F. Capacidade de armazenamento de água no solo (CAD). **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 14, n. 6, p. 3635–3647, 2021.

SOUSA SANTOS, M. M. *et al.* Ecophysiology of the tall coconut growing under different coastal areas of northeastern Brazil. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 232, p. 106047, 2020.

SU, N. *et al.* Urease-producing bacteria and biochar immobilize Cd in lettuce. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 31, n. 33, p. 45537–45552, 2024.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* (org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. Acesso em: 3 jun. 2025.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 743–755, 2009.