

ANÁLISE DO POTENCIAL FITOTÓXICO DE LIXIVIADO DE LIXÃO ATIVO NO MUNICÍPIO DE CRATEÚS-CE

Vitória Regina Alves Martins^{1*}
Thayres de Sousa Andrade^{2**}

RESUMO

Um dos principais problemas ambientais contemporâneos decorre da intensa e acelerada geração de resíduos sólidos, bem como da inadequada forma de disposição final desses resíduos. Nos lixões, ocorre o acúmulo dos resíduos sem nenhum controle ou proteção e, conseqüentemente, gera significativos impactos ambientais. O lixiviado é composto por mistura complexa de vários poluentes concentrados, com alto potencial tóxico capaz de causar contaminação do solo e dos corpos hídricos na sua área de influência. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar a toxicidade do lixiviado produzido pelo lixão ativo e da água bruta do açude Riacho dos Cavalos, localizado no município de Crateús/CE, a partir de análises físico-químicas e ecotoxicológicas, utilizando as sementes de *Allium cepa L.* e *Lactuca sativa L.* como organismos modelo. Para estimar a toxicidade do chorume do lixão, foram coletadas amostras de três diferentes pontos do lixão, e dois diferentes pontos do açude Riacho dos Cavalos. Foram realizadas análises físico-químicas para caracterização das amostras de lixiviado e água bruta. Para avaliar a fitotoxicidade das amostras, foram realizados ensaios com sementes de *L. sativa* (alface) e *A. cepa* (cebola) expostas a amostras de chorume e água bruta de cada ponto coletado por um período de 168h. As análises físico-químicas do lixiviado revelaram variações nos parâmetros analisados, com desconformidade em relação à CONAMA 430/2011. O pH variou entre 7,98-8,23, próximo à neutralidade, enquanto a condutividade e a salinidade foram mais elevadas no ponto P3 (9,55 mS/cm e 5,46 ppt). A DQO variou entre 2256,1-3891,9 mg/L e o Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N) também apresentou valores acima do limite (20 mg/L), especialmente o ponto P2 (126,82 mg/L). As amostras de água bruta, por outro lado, demonstraram conformidade com a norma. O lixiviado demonstrou potencial de redução significativa ($p < 0,05$) no comprimento das raízes expostas às amostras dos pontos P2 e P3 para ambas as sementes. O Índice de Germinação (IG) demonstrou que o lixiviado é capaz de causar inibição leve, forte e grave para as espécies estudadas. Os valores de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (IER) e o Índice de Crescimento Relativo (ICR) classificaram o lixiviado dos pontos P2 e P3 como toxicidade moderada ($-0,25 < IER < -0,5$) capaz de causar inibição no alongamento da radícula ($ICR < 0,8$). Os resultados dos ensaios de toxicidade com água bruta do açude Riacho dos Cavalos, indicaram baixa toxicidade pelos parâmetros avaliados para ambas as sementes. A exposição das sementes de *L. sativa L.* às amostras, indicaram baixa toxicidade para o P1 identificada pela redução no comprimento da radícula ($IER < -0,25$), enquanto que apresentou indução do crescimento para o ponto P2. Já as sementes de *A. cepa L.*, apresentaram indução do crescimento radicular para ambos os pontos. Os resultados demonstraram que o lixiviado apresenta potencial de toxicidade ao analisar os efeitos nos diferentes parâmetros estudados. Portanto, ensaios de toxicidade com lixiviado permitem uma análise mais realista do risco ambiental, constituindo-se em uma importante

^{1*} Vitória Regina Alves Martins, graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária, vitoriaifce@gmail.com.

^{2**} Thayres de Sousa Andrade, Professora da Universidade Federal do Ceará, Campus de Crateús, thayresandrade@crateus.ufc.br.

ferramenta de monitoramento e avaliação que possibilita a estimativa dos danos ambientais efetivos.

Palavras-chave: lixiviado; sementes; organismos modelos.

ABSTRACT

One of the main contemporary environmental problems arises from the intense and accelerated generation of solid waste, as well as the inadequate form of final disposal of this waste. In landfills, there is a accumulation of waste without any control or protection and, consequently, generates significant environmental impacts. Leachate is composed of a complex mixture of several concentrated pollutants, with a high toxic potential capable of causing contamination of soil and water bodies in its area of influence. Thus, the objective of this study was to evaluate the toxicity of leachate produced by the active dump and raw water from the Riacho dos Cavalos reservoir, located in the municipality of Crateús/CE, based on physicochemical and ecotoxicological analyses, using the seeds of *Allium cepa* L. and *Lactuca sativa* L. as model organisms. To estimate the toxicity of leachate from the landfill, samples were collected from three different points of the landfill, and two points of the Riacho dos Cavalos reservoir. Physicochemical analysis were carried out to characterize leachate and water samples. To evaluate the phytotoxicity of the samples, tests were carried out with *L. sativa* (lettuce) and *A. cepa* (onion) seeds exposed to leachate and raw water samples from each point collected for an exposure period of 168h. The physical-chemical analyzes of the leachate revealed variations in the analyzed parameters, with non-compliance with CONAMA 430/2011. The pH varied between 7.98-8.23, close to neutrality, while conductivity and salinity were higher at point P3 (9.55 mS/cm and 5.46 ppt). COD varied between 2256.1-3891.9 mg/L and Ammonia Nitrogen (NH₄-N) also presented values above the limit (20 mg/L), especially point P2 (126.82 mg/L). Raw water samples, on the other hand, demonstrated compliance with the standard. The leachate demonstrated the potential for a significant reduction ($p < 0.05$) in the length of roots exposed to samples from points P2 and P3 for both seeds. The Germination Index (GI) demonstrated that the leachate is capable of causing mild, strong and severe inhibition for the species studied. The Normalized Residual Radical Elongation Percentage (IER) and Relative Growth Index (ICR) values classified the leachate from points P2 and P3 as moderate toxicity ($-0.25 < \text{IER} < -0.5$) capable of causing inhibition in the radicle elongation ($\text{ICR} < 0.8$). The results of toxicity tests with raw water from the Riacho dos Cavalos reservoir indicated low toxicity for the parameters evaluated for both seeds. The exposure of *L. sativa* L. seeds to the samples indicated low toxicity for P1 identified by the reduction in radicle length ($\text{IER} < -0.25$), while it showed induction of growth for the P2 point. The seeds of *A. cepa* L. showed induction of root growth for both points. The results demonstrated that the leachate presents potential toxicity when analyzing the effects on the different parameters studied. Therefore, toxicity tests with leachate allow a more realistic analysis of environmental risk, constituting an important monitoring and evaluation tool that makes it possible to estimate effective environmental damage.

Keywords: leached; seeds; model organisms.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional associado ao modelo predominante de produção e consumo tem potencializado a exploração dos recursos naturais e gerado aumento na quantidade de resíduos produzidos (PISANO *et al.*, 2022). A gestão desses resíduos representa um desafio complexo para os países, pois engloba questões ambientais, econômicas e sociais (COSTA *et al.*, 2023).

Atualmente a destinação final de resíduos sólidos se configura como um dos grandes problemas enfrentados pela sociedade (DE LAVOR *et al.*, 2017). No Brasil, segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022), 73,7% das toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são destinados a aterros sanitários, 14,3% a lixões e 11,9% a aterros controlados, portanto, os lixões a céu aberto ainda se configuram como um dos principais locais de disposição final dos RSU em todas as regiões do país (ABREMA, 2022). O principal agente contaminante relacionado aos RSU é o lixiviado, caracterizado como um efluente composto por uma mistura complexa de vários poluentes concentrados, com alto potencial tóxico, como compostos orgânicos, sais inorgânicos, nutrientes e metais pesados (ARUNBABU e RAMASAMY, 2017), com capacidade de causar contaminação tanto do solo quanto dos recursos hídricos (ASTOLFI *et al.*, 2010).

Nos lixões, mesmo após o encerramento da disposição de resíduos no local, os processos de biodegradação das pilhas volumosas de resíduos não cessam e continuam a contaminar o meio ambiente, especialmente os mananciais superficiais e subterrâneos no seu entorno, devido ao transporte de contaminantes presentes na composição chorume. A geração do chorume pode prolongar-se por algumas décadas e está relacionada ao período de estabilização das massas de resíduos, sendo superior a 10-15 anos após o fim da deposição de resíduos (POSSAMAI, *et al.*, 2007; D'ALMEIDA, 2000). Desse modo, os corpos hídricos em áreas de influência de lixões a céu aberto, tornam-se altamente vulneráveis à contaminação pelo lixiviado (MOR *et al.*, 2006).

Tradicionalmente, a avaliação dos riscos de contaminação por lixiviado é conduzida por meio de análises físico-químicas, a partir da quantificação individual das substâncias tóxicas (GHOSH *et al.*, 2017). As análises físico-químicas podem determinar a presença de um conjunto de contaminantes. Contudo, em muitos casos, uma grande parte das substâncias tóxicas permanece sem ser identificada (GHOSH *et al.*, 2017), devido a sua ocorrência em baixas concentrações ou polaridade minimizando a toxicidade (Thomas *et al.*, 2009). Dessa

forma, isoladamente, as análises físico-químicas não conseguem mensurar o real efeito das interações complexas de misturas entre compostos tóxicos e seus efeitos sobre os organismos (MATEJCZYK *et al.*, 2011; GHOSH *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2023). Portanto, a avaliação ecotoxicológica integrada à físico-química é fundamental, uma vez que a exposição de organismos vivos reflete de forma mais precisa o impacto combinado dos contaminantes (BUDI *et al.*, 2016). Os bioensaios envolvendo organismos que representam diferentes níveis tróficos são indicados para a avaliação de efluentes complexos como lixiviados (THOMAS *et al.*, 2009). Essa abordagem se torna uma ferramenta vantajosa e eficiente (FARRÉ e BARCELÓ, 2003 *apud* GOSH *et al.*, 2017) para prever o potencial tóxico e os reais efeitos em organismos vivos das interações de contaminantes complexos, como os presentes em lixiviados (GOSH *et al.*, 2017). Além disso, a caracterização dos lixões, bem como a identificação dos impactos potenciais, pode auxiliar os órgãos públicos na remediação dessas áreas e ainda possibilitar incentivos às ações consorciadas, resultando na solução de problemas ambientais, econômicos, sociais e sanitários (CORREIA *et al.*, 2018).

Diante do exposto, torna-se evidente a necessidade de estudos que avaliem o impacto ambiental causado por lixões, considerando a particularidade da região semiárida e seus cursos d'água intermitentes. O presente estudo teve como objetivo avaliar a toxicidade do lixiviado produzido pelo lixão ativo e da água bruta do açude Riacho dos Cavalos na área de influência do lixão localizado no município de Crateús/CE a partir de análises físico-químicas e ecotoxicológicas com sementes de *Allium cepa L.*, *Lactuca sativa L.* como bioindicadoras.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Lixões

No Brasil, a disposição final dos resíduos sólidos urbanos é feita por meio do uso e do manejo do solo, utilizando três diferentes métodos: aterros sanitários, aterros controlados e lixões (JUNIOR, 2023). A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) sob a Lei nº 12.305/2010, estabeleceu que a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos deve ser realizada em aterros que atendam normas operacionais específicas, de modo a minimizar os impactos ambientais e os danos ou riscos à saúde pública e a qualidade ambiental (BRASIL, 2010). Já o aterro controlado e os lixões são classificados como alternativas inadequadas, evidenciando seu potencial poluidor. O aterro controlado é considerado uma alternativa intermediária entre as outras duas unidades de processamento e, quando comparado

ao aterro sanitário, a principal diferença está na ausência do sistema de drenagem de gás e lixiviado, além da impermeabilização do solo (SNIS, 2021).

O lixão, por sua vez, é classificado como um local, no qual ocorre disposição final indiscriminada de resíduos sólidos diretamente no solo, sem nenhuma forma de proteção e controle ambiental. Não possuem cobertura e compactação do solo, e se caracterizam pela ocorrência de constantes queimadas das massas de resíduos dispostas a céu aberto. Além disso, não possuem nenhum sistema de coleta para líquidos percolados e gases liberados (ABRELPE, 2017).

De acordo com o último diagnóstico da Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA), em 2022, a disposição inadequada de RSU foi de 38,9%, um total de 27.917.624 milhões de toneladas que vão parar em lixões ou aterros controlados. O cenário da região Nordeste mais uma vez se destaca negativamente, contribuindo com cerca de 9.822.541 t/ano, o que corresponde a 62,7% de RSU depositados de forma inadequada (ABREMA, 2022). A região também possui o maior número de municípios do país (1.279) que ainda depositam seus RSU em lixões (ABRELPE, 2022), como é a realidade do município de Crateús/CE.

Diante disso, fica evidente a preocupação para pôr fim à disposição final de RSU em lixões, devido à grande ameaça levantada quanto aos impactos ambientais desse tipo de alternativa. Na tentativa de mudar esse cenário, foi determinado pela PNRS o encerramento de lixões pelos municípios, ficando inicialmente o encerramento e a reabilitação da área dos lixões até 2014.

Entretanto, pouco foi feito para atingir essa meta (JUNIOR, 2023). O mais recente marco regulatório do saneamento, sob a Lei nº 14.026/2020, estabeleceu novo prazo para o encerramento de todos os lixões: até 2024. A falta de adesão dos municípios a esta lei, justifica-se pela ausência da viabilidade técnica e econômica (MORITA *et al.*, 2021). Destaca-se que o cumprimento das diretrizes ao marco regulatório contribuiria para evitar a expansão da contaminação dos compartimentos ambientais. No entanto, os impactos a longo prazo podem persistir, visto que não foram inseridos planos e ações de mitigação e monitoramento para atendimento à nova regulamentação do saneamento (MORITA *et al.*, 2021).

2.2 Lixiviado de lixão

O acúmulo de RSU dispostos em aterros sanitários e lixões, passam por processos de degradação das massas de resíduos através de transformação física, química e biológica (CUNHA, 2009), resultando em um líquido escuro com alto potencial tóxico de composição

variada, conhecido como lixiviado (KURNIAWAN *et al.*, 2006). Por se tratar de uma mistura complexa com altas concentrações de diversos poluentes, sua composição é definida a partir de vários fatores, como a composição dos resíduos, processos de degradação química e biológica, teor de umidade, precipitação, clima da região, (JONES *et al.*, 2006), temperatura e idade do aterro (MENDONÇA, 2010; SANTOS, 2008). E quando não recebe o adequado tratamento, é capaz de poluir de forma significativa o meio ambiente (MIAO *et al.*, 2019).

Diante de suas peculiaridades, a geração do lixiviado em lixões difere da produção em aterros sanitários. Isso ocorre pela forma de disposição final da massa sólida de resíduos, já que no aterro sanitário, além do solo impermeabilizado, a massa de resíduos é coberta por camadas de solos compactadas, evitando sua exposição a fatores externos como umidade, e proteção quanto animais, além do mais, os aterros possuem um sistema de drenagem dos líquidos percolados permitindo sua coleta e tratamento (AL-YAQOUT e HAMODA, 2003 *apud* COSTA, 2021). Já nos lixões, as massas sólidas de resíduos são dispostas diretamente sobre o solo e não possuem cobertura, ficando totalmente expostas a fatores externos, como chuvas, umidade, oferta de oxigênio, contribuindo ainda mais no processo de degradação dos resíduos e nas características do lixiviado. Além disso, favorece a percolação e dispersão do lixiviado que resulta em um subproduto mais diluído que o produzido em aterro (ELK, 2007; VILELA *et al.*, 2010 *apud* COSTA, 2021).

De acordo com Christensen *et al* (2001), o lixiviado possui em sua composição substâncias perigosas, como elementos orgânicos e inorgânicos, matéria orgânica dissolvida, micropoluentes inorgânicos, compostos orgânicos xenobióticos e metais pesados, sendo os metais pesados comumente encontrados na composição de lixiviados de aterros sanitários na forma de ferro (Fe), manganês (Mg), zinco (Zn), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), cádmio (Cd) (AZIZ *et al.*, 2004), todos esses componentes presentes no lixiviado podem percolar no ambiente (DAGWAR *et al.*, 2024). Nesse sentido, geralmente, as características físico-química dos lixiviados são obtidas pelos parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), razão DBO/DQO, pH, sólidos suspensos (SS), metais pesados, nitrogênio total (TKN) e nitrogênio amoniacal (NH₄ -N) (RENOU *et al* 2008; LIMA, 2010).

A composição variada do lixiviado é influenciada pelos estágios de degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos, que geralmente ocorrem através de diversos processos químicos e biológicos compreendendo as fases aeróbia, anaeróbia, metanogênica e fase de estabilização (RENOU E *et al.*, 2008).

A fase inicial, chamada de aeróbia, é caracterizada pelo processo de decomposição da matéria orgânica na presença de oxigênio. Com substratos e nutrientes necessários no meio, as

bactérias aeróbias fazem a degradação dos resíduos produzindo águas, dióxido de carbono (CO₂), ácidos orgânicos e minerais inorgânicos. Esta etapa é considerada curta e ocorre na presença de altas temperaturas (LANDI, 2013; CASTILHOS JUNIOR, 2003).

Na segunda fase, conhecida por fase ácida, ocorre a redução de oxigênio e predominam a presença de bactérias anaeróbias e facultativas. Essa fase é considerada longa e pode perdurar por alguns anos, sendo produzidos níveis elevados de ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal. A produção ácida reduz o pH do lixiviado para valores de 4 e 6, resultando na solubilização de compostos inorgânicos e aumentando a concentração de metais pesados (Fe, Mn, Zn, Ca e Mg) em sua composição (CASTILHOS JUNIOR, 2003). Nesta fase ocorrem elevadas concentrações de ácidos voláteis favorecendo a alta carga de DQO (BOCCHIGLIERI, 2010). Além disso, a redução do pH também favorece a liberação de gases, como gás sulfídrico (H₂S) e favorece a presença de amônia (NH₃), causando maus odores (JUNIOR, 2023).

A terceira fase, conhecida como metanogênica, é caracterizada pela produção de metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) no meio. O pH começa adquirir caráter neutro (6,6 e 7) reduzindo a solubilidade de compostos orgânicos e a condutividade do chorume (ALMEIDA, 2000). Com isso, como resultado, a DBO se reduz, DQO se eleva, indicando baixa biodegradabilidade do lixiviado (CASTILHO, 2003). Nessa etapa ocorre a redução da razão DBO/DQO, indicando baixa capacidade de biodegradação (ALMEIDA, 2000).

Após a terceira fase ocorre a etapa de maturação e estabilização da matéria orgânica pela redução das atividades das bactérias. Nessas condições os compostos de difícil degradação biológica se encontram em maior concentração no lixiviado como ácidos fúlvicos e húmicos, impedindo seu tratamento por processos biológicos (ALMEIDA, 2000). Essa fase deve permanecer por um longo período, podendo chegar a anos e décadas (WIJEKOON *et al.*, 2022).

2.3 Poluição das águas superficiais por lixiviado

A disposição inadequada de RSU contribui significativamente para a degradação dos recursos hídricos (ALVES *et al.*, 2023). Locais onde o chorume de aterro não é coletado, tratado e lançado sem segurança geram problemas de poluição para o solo, águas superficiais e subterrâneas devido a sua composição heterogênea com altos níveis amônia, metais pesados e substâncias orgânicas e inorgânicas, gerando efeitos nocivos ao ecossistema e ao ser humano (WIJEKOON *et al.*, 2022). Conforme destacado por Wijekoon *et al* (2022), o chorume é considerado um agente causador de efeitos tóxicos, responsável por provocar desequilíbrios nos componentes do ecossistema.

Uma das principais preocupações relacionadas aos compostos tóxicos presentes no lixiviado, além da degradação da qualidade das águas, está na assimilação das substâncias químicas através do contato com as espécies aquáticas, sendo intensificada pela bioacumulação na cadeia alimentar por exposição prolongada (SANG *et al.*, 2006), e conseqüentemente a saúde humana (BUDI *et al.*, 2016).

Um estudo realizado por Costa *et al* (2023) avaliou o potencial tóxico de lixiviado de aterros sanitários de diferentes idades, utilizando organismos modelos representativos de diferentes níveis tróficos (*Vibrio fischeri*, *Danio rerio*, *Artemia sp* e *Daphnia similis*), constatando toxicidade para todos os organismos modelo testados. Já Klauck *et al* (2015) constataram a fitotoxicidade para todos os organismos testados com lixiviado de aterro sanitário pelo parâmetro de crescimento da radícula, utilizando três organismos de espécies de vegetais (*Lactuca sativa L.*, *Eruca sativa* e *Allium cepa L.*). Isso leva a observar que o efluente gerado pela degradação de resíduos sólidos são fontes inquestionáveis de poluição para os corpos hídricos, a curto, médio e longo prazo, evidenciando o perigo do descarte inadequado de RSU para os corpos aquáticos devido sua alta toxicidade.

2.4 Ensaios ecotoxicológicos como ferramenta na avaliação da poluição por lixiviados

A ecotoxicologia analisa os efeitos tóxicos das substâncias químicas e dos agentes físicos sobre os organismos vivos, tanto para as populações expostas a esses contaminantes como para as comunidades de um ecossistema, sendo capaz de avaliar a interação entre os contaminantes e o ambiente (MANNARINO, 2010). Este tipo de ensaio pode fornecer o impacto da toxicidade de todo efluente, ou de mistura complexa de substâncias compreendendo diversos fatores como pH, solubilidade, antagonismo e sinergismo, entre outros (FARRÉ e BARCELÓ, 2003). Desse modo, os ensaios ecotoxicológicos são caracterizados pela resposta da exposição de organismos teste a diferentes concentrações de poluentes por um período de tempo determinado. Após a exposição a um agente tóxico, esses organismos refletem uma resposta biológica (mudanças moleculares, celulares, fisiológicas e comportamentais) que pode estar relacionada à exposição ou a efeitos tóxicos de produtos químicos ambientais (GHOSH *et al.*, 2017). Os ensaios ecotoxicológicos devem ser conduzidos utilizando espécies de organismos representando níveis tróficos diferentes (PRZYDATEK, 2019), uma vez que, os efeitos causados a um ecossistema, não podem ser mensurados por uma única espécie (BARSZCZ *et al.*, 2017). Os diferentes grupos representativos incluem várias espécies como algas, peixes (PINTO, 2013), microcrustáceos, mamíferos, bactérias (GHOSH *et al.*, 2017) e

plantas (TEIXEIRA *et al.*, 2016; GHOSH *et al.*, 2017), sensíveis a diferentes variações de parâmetros ambientais (PINTO, 2013).

No Brasil, as resoluções CONAMA n° 357/2005 e 430/2011 são importantes referências legais na avaliação da qualidade ambiental. Estas resoluções dispõem sobre a classificação de corpos hídricos, bem como estabelece condições para padrão de lançamentos de efluentes, tornando-se instrumentos importantes de avaliação da qualidade ambiental. As resoluções sugerem a aplicação de ensaios ecotoxicológicos para determinar as possíveis interações entre as substâncias e a presença de contaminantes passíveis de causar efeitos deletérios em diversos organismos aquáticos. Desse modo, os ensaios ecotoxicológicos devem ser empregados como instrumentos de acompanhamento e monitoramento do controle da qualidade ambiental, sendo utilizado como prova científica de alterações ambientais adversas provocadas por ações antrópicas danosas ao meio ambiente (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

O avanço dos estudos ecotoxicológicos, atrelado às publicações de Normas e protocolos nacionais e internacionais que padronizam esses ensaios, têm proporcionado a investigação da toxicidade de efluentes de grande complexidade, como o lixiviado, cada vez mais frequente (NASCIMENTO *et al.*, 2021). Testes com sementes/plantas como modelos têm sido amplamente utilizados para investigar a toxicidade de poluentes ambientais. Os ensaios de fitotoxicidade apresentam vasta aplicabilidade, principalmente, devido a sensibilidade, simplicidade, baixo custo (KLAUCK *et al.*, 2015), fácil manutenção, possibilitando a utilização de amostras de diversos resíduos líquidos em diferentes espécies de plantas (PAIXÃO & FILHO, 2017). Alguns organismos modelos são comumente utilizados para avaliar a toxicidade em amostras ambientais, dentre eles, destacam-se as espécies de *Lactuca sativa* (Alface), *Cucumis sativus* (Pepino) (FRANCO *et al.*, 2017; FILIPPI, 2022) e *Allium cepa* (Cebola) (FILIPPI, 2022).

Os estudos realizados por Franco *et al* (2017) e Vieira *et al* (2019), demonstraram a sensibilidade da espécie de *L. sativa L.* frente a exposição a amostras de lixiviados a baixas concentrações, influenciando negativamente na germinação e causando alterações no crescimento radicular desse organismo teste. O estudo de Soares (2022), buscou avaliar a influência da toxicidade do lixiviado de lixão desativado em águas superficiais e subterrâneas com a espécie *A. cepa*, confirmando a eficácia do teste. Neste estudo, o organismo apresentou sensibilidade a variações de toxicidade observadas em efeitos citotóxicos e genotóxicos.

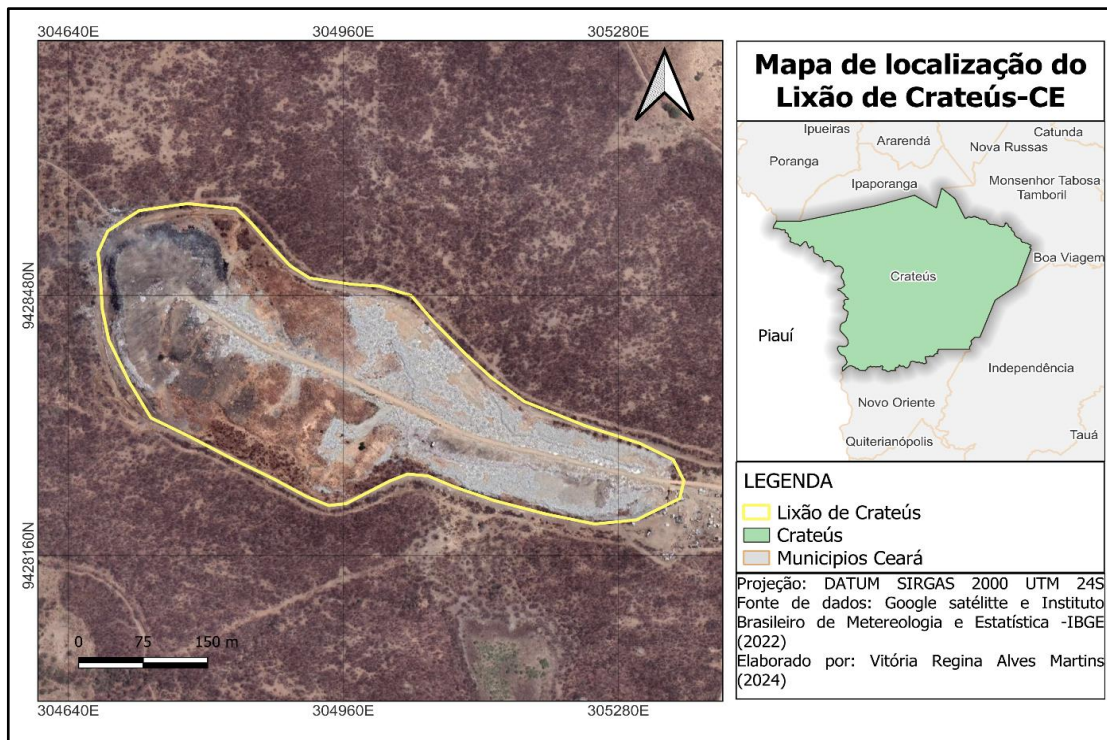
3. METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

Atualmente, o município de Crateús dispõe seus resíduos sólidos urbanos no lixão localizado entre as coordenadas 5°10'12.5"S e 40°45'25.0"O. O lixão teve início de suas atividades em 2012 e atualmente recebe resíduos sólidos diariamente. Possuindo uma área de aproximadamente 135181,201 m² fica localizado cerca de 0,2972 km do açude conhecido popularmente como Riacho dos Cavalos com uma área de 133454,645 m². A Figura 1, a seguir, mostra a localização do lixão ativo no território do município.

O município de Crateús possui uma extensão territorial de 2.981,459 km², com uma população de 76.390 habitantes (IBGE, 2022). No que diz respeito aos aspectos climáticos, o município possui clima tropical quente úmido, com uma pluviosidade de 1.378,9 mm e uma temperatura média de 26° C a 28° C, e período chuvoso compreendendo os meses de janeiro a abril (IPECE, 2017).

Figura 1- Localização do lixão ativo no município de Crateús-CE



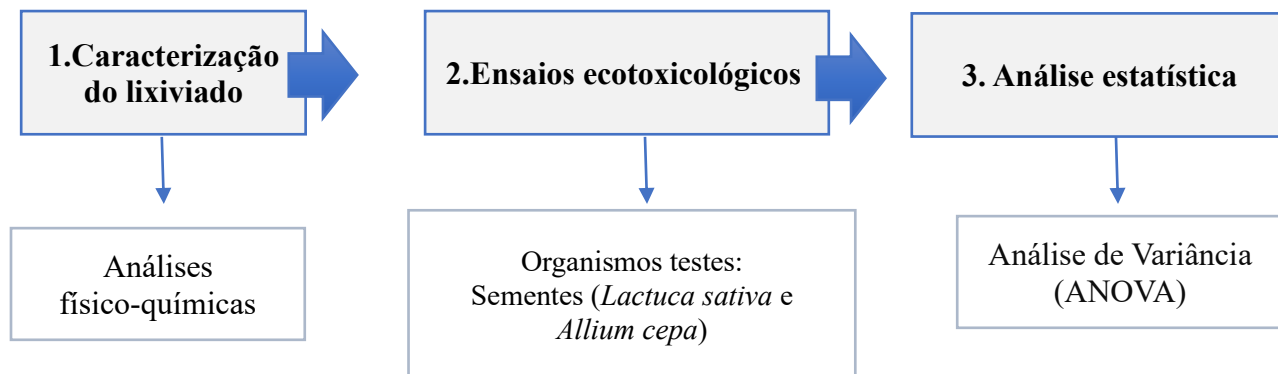
Fonte: Autora (2024)

3.2 Etapas metodológicas

Para determinar a fitotoxicidade do lixiviado do lixão de Crateús, foram realizadas três etapas que envolveram: a caracterização do lixiviado por meio de indicadores físico-químicos;

os ensaios ecotoxicológicos utilizando sementes de *L. sativa L.* e *A. cepa L.*, a interpretação e análise estatísticas dos resultados, como mostra a Figura 2.

Figura 2- Etapas metodológicas do estudo

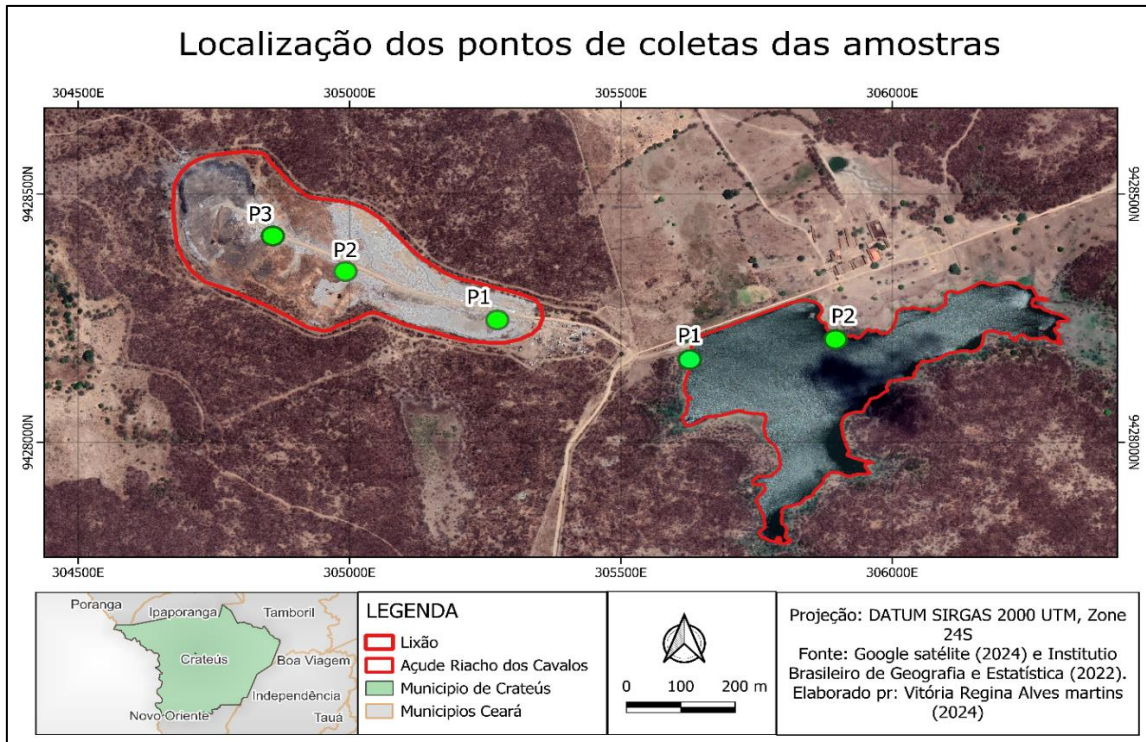


Fonte: Autora (2024)

3.3 Procedimento de coletas

A coleta das amostras de lixiviado e água bruta do açude foram realizadas no mês de abril de 2024, compreendendo o período da estação chuvosa da região. No lixão, os resíduos são dispostos de forma variada, ou seja, não segue uma rotina padrão específica para disposição dos resíduos. Dessa forma, para as coletas, o lixão foi dividido em três zonas: Zona Inicial, Zona Intermediária e Zona Final. Foram coletadas uma amostra de lixiviado em cada zona especificada, compreendendo três amostras. As amostras foram coletadas em áreas próximas a pilhas de resíduos em lagoas de percolação do lixiviado visíveis. Já as amostras de água foram coletadas em dois pontos extremos no açude, um localizado mais próximo ao lixão e outro mais distante. A Figura 3, detalha os pontos de amostragem para o lixão ativo e para o corpo hídrico.

Figura 3- Localização dos pontos de coleta das amostras



Fonte: Autora (2024)

As amostras foram coletadas em frascos de polietileno de 1L para cada ponto imediatamente armazenadas em caixas térmicas, mantidas em baixa temperatura e protegidas da luz, para conservar as características das amostras coletadas, principalmente, durante o transporte até os laboratórios da Universidade Federal do Ceará (UFC)- campus de Fortaleza e Crateús, onde foram realizados os testes. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN). Já os ensaios ecotoxicológicos com sementes foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia e Avaliação Ambiental (LEAA) na UFC- campus de Crateús. As localizações geográficas e características dos pontos de amostragem estão listados na Tabela 1.

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos pontos de coleta da área de estudo

Pontos de coletas	Coordenadas geográficas
P1(Lixão)	5°10'11.0''S 40°45'23.6''W
P2(Lixão)	5°10'8.1''S 40°45'23.6''W
P3(Lixão)	5°10'5.8''S 40°45'37.2''W
P1(Açude)	5°10'13.6''S 40° 45'137.2''W
P2 (Açude)	5°10'11.7''S 40°45'3.9''W

Fonte: Autora (2024)

3.4 Análises Físico-Químicas

A caracterização físico-química das amostras de lixiviado *in natura* ocorreu mediante a determinação de indicadores físico-químicos de Carbono Orgânico (COT), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Sólidos em Suspensão (SS), Sólidos Dissolvidos (SD), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Dureza Total, Cor, Turbidez, Alcalinidade, Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N) por metodologias recomendadas pelo Standard Methods (APHA, 2017). As análises de Oxigênio Dissolvido (OD), pH, Condutividade, Temperatura, Salinidade, Sólidos Totais Dissolvidos (STD)) tanto de amostras de água quanto de lixiviado foram conduzidas *in loco* com a sonda multiparâmetro do modelo AK88v2.

3.5. Teste de toxicidade utilizando *A. cepa L.* e *Lactuca sativa L.*

A toxicidade do chorume do lixão ativo do município de Crateús-CE e das amostras de água foram estimadas por meio de testes de fitotoxicidade em sementes *L. sativa* (Alface), *A. cepa* (Cebola) como organismos teste. As sementes utilizadas são da marca Isla[®], sendo cada espécie avaliada pertencente ao mesmo lote de sementes. Os experimentos foram conduzidos conforme os protocolos padronizados e metodologias recomendadas pela US EPA (1996) e pela Regra para Análise de Sementes RAS (2009) com adaptações na metodologia de Sobrero e Ronco (2004). Os ensaios foram realizados concomitantemente, um para avaliar o potencial de toxicidade do lixiviado do lixão ativo. Já o outro, para avaliar a qualidade da água nos pontos de amostragem. Um total de 10 sementes de cada espécie foram dispostas em cada placa de Petri com substrato de papel filtro e umedecido com 4 mL de cada amostra. posteriormente as placas foram fechadas, envoltas em papel filme plástico e incubadas em câmara BOD (Solidsteel) na temperatura de 24±1 °C, no escuro, por um período de 168h. Os ensaios foram realizados em triplicata. Ao final do período de exposição (168h), foi realizada a medição do comprimento da radícula e hipocótilo para as respectivas espécies *L. sativa L.* e *A. cepa L.* com o auxílio de um paquímetro digital.

A porcentagem de germinação ideal de ambas as espécies deve ser admitida como 90%, para fins de teste. A fim de avaliar o desenvolvimento ideal das plantas, utilizou-se como controle negativo água destilada. Já para o controle positivo foi preparado a solução de sulfato de zinco (ZnSO₄) na concentração de 1%. A Tabela 2 apresenta, de forma resumida, as condições de ensaios de germinação e crescimento da *L. sativa L.* e *A. cepa L.*

Tabela 2: Condições de teste para *L. sativa L.* e *A. cepa L.*

Parâmetro	Condições de teste
Tipo de ensaio	Estático
Temperatura	24±1 °C
Fotoperíodo	escuro
Volume de cada amostra	4 mL
Controle positivo	(ZnSO ₄)
Controle negativo	Água destilada
Água de diluição	Água destilada
Nº de sementes /Réplica	10
Tipo de amostra	Lixiviado; água bruta
Amostra sem diluição	Lixiviado; água bruta
Parâmetros medidos	Germinação; alongamento da radícula e do hipocótilo
Nº de réplicas	3
Resultado	IG%; IGN%; IER%; ICR;
Condição de aceitabilidade	Germinação>90%

IG- Índice de Germinação; IGN- Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER- Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado; ICR-Índice de Crescimento Relativo.
Fonte: Autor (2024)

De acordo com Gonzalez *et al.*, (2011), os índices de Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado (IGN) e Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (IER) funcionam como indicadores que permitem identificar a toxicidade para *L. sativa L.* e *A. cepa L.* A Tabela 3 apresenta as equações para cada índice calculado no presente estudo.

Tabela 3: Parâmetros de determinação de fitotoxicidade

Fórmula	Descrição	Referências
<p>1. Índice de Germinação (IG%)</p> $IG (\%) = \frac{GRS * CRR}{100}$	Em que, <i>GRS</i> : Germinação Relativa das Sementes; <i>CRR</i> : Crescimento Relativo da Radícula	Trautmann e Krasny (1997)
<p>2. Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado (IGN)</p> $IGN (\%) = \frac{Germ\text{y} - Germ\text{controle}}{Germ\text{controle}}$	Em que, <i>Germ</i> y: é a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra; <i>Germ</i> controle: é a porcentagem de sementes germinadas no controle.	Gonzalez et al., 2011
<p>3. Índice de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (IER)</p> $IER (\%) = \frac{along\text{y} - along\text{controle}}{along\text{controle}}$	Em que, <i>along</i> y: é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas em cada amostra; <i>along</i> controle: é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle.	Gonzalez et al., 2011
<p>4. Índice de Crescimento Relativo (ICR)</p> $ICR = \frac{MR}{MCN}$	Em que, <i>MR</i> : Média das raízes da amostra <i>MC</i> : Média das raízes do controle negativo	Young et al., 2012

Fonte: Autora (2024)

A partir IG calculado, que corresponde ao grau de fitotoxicidade do efluente testado, o grau de toxicidade do efluente foi classificado segundo Trautmann e Krasny (1997), como mostra o Tabela 4.

Tabela 4: Classificação do grau de fitotoxicidade

Faixa	Classificação	Classificação do estudo
IG > 80%	Sem inibição	Não fitotóxico
60% < IG < 80%	Inibição leve	Pouco fitotóxico
40% < IG < 60%	Inibição forte	Fitotóxico
IG < 40%	Inibição grave	Muito fitotóxico

Fonte: Trautmann e Krasny (1997)

Para a análise dos resultados do Índice de Crescimento Relativo (ICR) Young *et al* (2012) classificam os efeitos de fitotoxicidade do lixiviado a partir do resultado do comprimento das raízes das sementes estudadas, conforme apresentado na Tabela 6 abaixo.

Tabela 6: Classificação dos efeitos a partir do ICR

Classificação	ICR
Inibição no alongamento da raiz	< 0,8
Sem efeito	≥0,8 ou ≤ 1,2
Estimulação no alongamento da raiz	>1,2

Fonte: Adaptado de Young et al. (2012)

Os índices de IGN (%) e IER (%) foram avaliados quanto ao nível de toxicidade conforme a Tabela 5 (GONZÁLEZ et al., 2011).

Tabela 5: Nível de toxicidade com relação ao IGN e IER

Nível de toxicidade	IGN (%)	IER (%)
Baixa	0 a -0,25	0 a -0,25
Moderada	-0,25 a -0,5	-0,25 a -0,5
Alta	-0,5 a -0,75	-0,5 a -0,75
Muito alta	-0,75 a -1,0	-0,75 a -1,0
Hormese	>0	>0

Fonte: González et al. (2011)

3.6 Análise e tratamento dos dados

Cada grupo tratado e não tratado foi avaliado a partir de análises estatísticas conduzidos por testes de normalidade e homogeneidade por meio de Análise de Variância (ANOVA) seguido pelo pós-teste de Dunnett ($p < 0,05$) (dados normais) e Kruskal-wallis seguido pelo pós-teste de Dunn's (dados não paramétricos) ($p < 0,05$), através da comparação com os respectivos controles negativos e os grupos analisados, a fim de comparar a diferença mínima significativa. Todas as análises serão conduzidas usando o programa estatístico Sigmaplot® 11.0 San Diego, CA, USA.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização Físico-química do lixiviado do lixão ativo

Os valores dos parâmetros físico-químicos encontrados para os três pontos P1, P2 e P3 do lixiviado bruto proveniente do lixão ativo estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Parâmetros físico-químicos do lixiviado

Parâmetro	Unidade	P1	P2	P3
Temperatura	°C	30,3	30,6	30
Condutividade	µS/cm	2980	6500	9550
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	5,3	3,6	3,6
Salinidade	ppt	1,6	3,66	5,46
Carbono Orgânico Total (COT)	mg/L	1033,5	977,8	1137
Sólidos Totais (ST)	mg/L	11893	8040	18665
Sólidos em Suspensão (SS)	mg/L	570	417	1097
Sólidos dissolvidos (SD)	mg/L	11323	7623	17568
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	2256,1	3891,9	2469,5

Dureza Total	mgCaCO ₃ /L	1505	1095	3295
Cor	PTCO	1233	1446	2355
Turbidez	NTU	689	454	333
pH	-	7,98	8,09	8,23
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	188,9	242,9	96
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N)	mg/L	32,84	126,82	10,54

Fonte: Aatoria própria (2024)

As análises físico-químicas demonstraram que o lixiviado possui variações dos parâmetros analisados entre as amostras. O pH apresentou baixa variação (7,98-8,23) entre os pontos analisados, com características neutras, dentro dos valores permitidos (5 e 9) para o lançamento de efluentes no corpo receptor conforme a Resolução CONAMA nº430 (BRASIL, 2011).

Contudo, a condutividade elétrica (CE) e a salinidade variaram entre os pontos, apresentando teor mais elevado de 9550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 5,46 ppt, respectivamente, para o ponto P3. Isso pode estar relacionado a amostra P3 ser a mais próxima do ponto final do lixão e consequente possuir um período maior de biodegradabilidade dos resíduos. Isso ocorre devido às mudanças na composição química do lixiviado ao longo do tempo, influenciadas pelos diferentes estágios de decomposição dos resíduos resultando na presença de compostos inorgânicos e sais solúveis. Valores similares foram relatados por estudo realizado por Klauck *et al* (2013) ao analisarem a qualidade do lixiviado bruto de aterro sanitário a partir da caracterização físico-química. A concentração elevada de sais no lixiviado estar relacionada à condutividade do meio. Segundo Andrade (2022), o alto teor de condutividade elétrica indica maior presença de cátions e ânions na amostra apontando maior presença de contaminantes.

Com relação ao Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N), as concentrações encontradas no lixiviado variaram de 10,54 a 126,82 mg/L, estando para os pontos P1(32,84 mg/L) e P2 (126,82 mg/L) acima do valor máximo permitido (20 mg/L) para o lançamento do efluente em corpos d'água receptores (BRASIL, 2011). O nitrogênio amoniacal (NH₄-N), em meio líquido, pode estar presente tanto na forma de íon amônio (NH₄⁺) quanto na forma de amônia livre (NH₃) (BAETTKER *et al.*, 2017). A amônia é um importante indicador de contaminação, elevadas concentrações de amônia e compostos orgânicos no chorume podem resultar em poluição grave ao meio ambiente (MIAO *et al.*, 2019). Esses compostos encontrados no lixiviado, podem causar diversos impactos ambientais, tais como: toxicidade para espécies aquáticas, redução da concentração de oxigênio dissolvido, contribuindo para o processo de eutrofização nos corpos hídricos e causar doenças na população (RIBEIRO *et al.*, 2018) e consequentemente na saúde

humana o que torna preocupante a gestão de lixiviados.

Os resultados apontam ainda um lixiviado bruto com alta concentração de DQO entre os pontos P1(2256,1 mg/L), P2(3891,9 mg/L) e P3(2469,5 mg/L) sugere a presença de parcela orgânica em elevada concentração. De acordo com Bortolotto et al (2009) a toxicidade do percolado não tratado pode estar associada à elevada concentração de DBO e DQO e da presença de metais como ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn). Os valores de DQO e Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N) são semelhantes aos valores máximos encontrados por Moraes *et al* (2017) ao analisarem a amostra de chorume do lixão desativado no município de Lages-SC.

Diante disso, torna-se indispensável a avaliação de outros parâmetros, tais como: metais pesados (Pb, Hg, Zn, Cu, Cd e Cr), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), razão entre DBO/DQO, Fósforo (P), Compostos Orgânicos Voláteis (COV), para o lançamento de efluentes com alto potencial tóxico em corpos receptores como recomendado pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011).

4.2 Caracterização Físico-química da água bruta do açude Riacho dos Cavalos

Na Tabela 7 é apresentado o resultado dos parâmetros físico-químicos da água bruta do açude Riacho dos Cavalos na área de influência do lixão.

Tabela 7: Parâmetros físico-químicos da água do açude Riacho dos Cavalos

Parâmetro	Unidade	P1	P2
Temperatura	°C	29,9	29,7
Condutividade	µS/cm	143,8	142,1
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	7,3	7,8
Salinidade	Ppt	0,07	0,06
Carbono Orgânico Total (COT)	mg/L	27,9	29
Sólidos Totais (ST)	mg/L	138	98
Sólidos em Suspensão (SS)	mg/L	87	73
Sólidos dissolvidos (SD)	mg/L	52	25
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	284,1	28
Dureza Total	mgCaCO ₃ /L	52	48
Cor	PTCO	79,4	67,5
Turbidez	NTU	9,63	10,4
pH	-	8,1	8,06
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	6,06	5,68
Nitrogênio Amoniacal (NH ₄ -N)	mg/L	2,07	1,44

Fonte: Autora (2024)

As análises físico-químicas das amostras de água do açude permitiram constatar que os parâmetros analisados atendem aos padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 430/2011. As análises demonstraram que todos os parâmetros avaliados apresentaram medidas semelhantes entre os dois pontos, exceto a DQO, que apresentou variação dos valores obtidos em relação aos dois pontos analisados. Os valores de pH entre os pontos foram semelhantes, mantendo-se próximo a neutralidade dentro dos valores permitidos (5 e 9) pela CONAMA nº 430/2011. Além disso, também pode-se notar baixas concentrações de indicadores de poluição como nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), COT e baixo teor de condutividade e salinidade.

Nesse estudo foram observadas concentrações de DQO variando de 28 a 228 mg L^{-1} nas amostras, sendo que os valores mais elevados ocorreram no ponto mais próximo ao lixão P1. A variação elevada de DQO no P1 é um indicativo que o lixão pode estar contribuindo para o aumento da carga orgânica na água do açude, que acabam sendo transportadas para o corpo d'água, principalmente por meio do lixiviado.

. De modo geral, os valores foram bastante inferiores aos encontrados no lixiviado. Comparando os valores entre os dois pontos, observa-se que o ponto P1 apresenta valores superiores em relação ao P2, isso pode estar relacionado a proximidade ao lixão o que favorece o contato com poluentes.

Esses resultados vão de encontro com o estudo realizado por Pereira *et al* (2013) ao analisarem águas superficiais próximas ao lixão do Apuí-AM. No estudo não foi constatado a influência significativa do lixiviado sobre os parâmetros de qualidade da água para os corpos hídricos analisados. Entretanto, ressalta-se a importância de mais estudos avaliando outros parâmetros capazes de identificar presença de outros poluentes nos corpos hídricos.

4.3 Testes ecotoxicológicos com lixiviado


4.2.1. *Ensaio com sementes de Lactuca sativa L.*

- Germinação

A toxicidade na germinação das sementes de *Lactuca sativa*, expostas as três amostras de lixiviado, P1, P2 e P3 foram analisadas a partir dos parâmetros de IG (índice de germinação) e IGN (Índice de Germinação Normalizado). Na Tabela 8, abaixo, é apresentado o resultado da germinação das sementes de *L. sativa*.

Tabela 8: Resultados dos parâmetros de germinação para as sementes de *L. sativa L.*

PONTOS	NOE	MSG	PMG (%)	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)	IGN (%)
CN	10	10	100	100	100	100	0,00
P1	10	9,33	93	93,33	85	79	-0,07
P2	10	9,33	93	93,33	75	70	-0,07
P3	10	9,33	93	93,33	55	52	-0,07

Classificação IG: 

Não fitotóxico Pouco fitotóxico Fitotóxico Muito Fitotóxico

NOE: número de organismos expostos; MSG: média de sementes germinadas; PMG: porcentagem média de germinação; GRS: germinação relativa das sementes; CRR: crescimento relativo da radícula; IG: Índice de germinação; IGN: Índice de porcentagem de germinação residual normalizado.

Fonte: Autora (2024).

A análise dos valores do índice de germinação para sementes de *L. sativa L.* em função dos diferentes pontos de coleta de lixiviado do lixão analisados, indicaram toxicidade das amostras com $IG < 80\%$ para os pontos estudados (P1, P2 e P3). De acordo com a classificação de Young et al. (2012) o lixiviado causou toxicidade para a semente, chegando a uma inibição forte ($40\% < IG < 60\%$) na amostra P3 (52%), classificando-o como fitotóxico. Enquanto que, os pontos P1 (79%) e P2 (70%) demonstraram inibição leve ($60\% < IG < 80\%$) sendo classificados como pouco fitotóxicos. Já em relação aos valores de IGN, foi constatado baixo nível de toxicidade ($0 < IGN < -0,25$) para as sementes de *L. sativa L.* expostas as três amostras de lixiviado analisadas. Desse modo, podemos inferir que a amostra do P3 foi a mais fitotóxica para a semente de *L. sativa* em relação ao parâmetro de germinação.

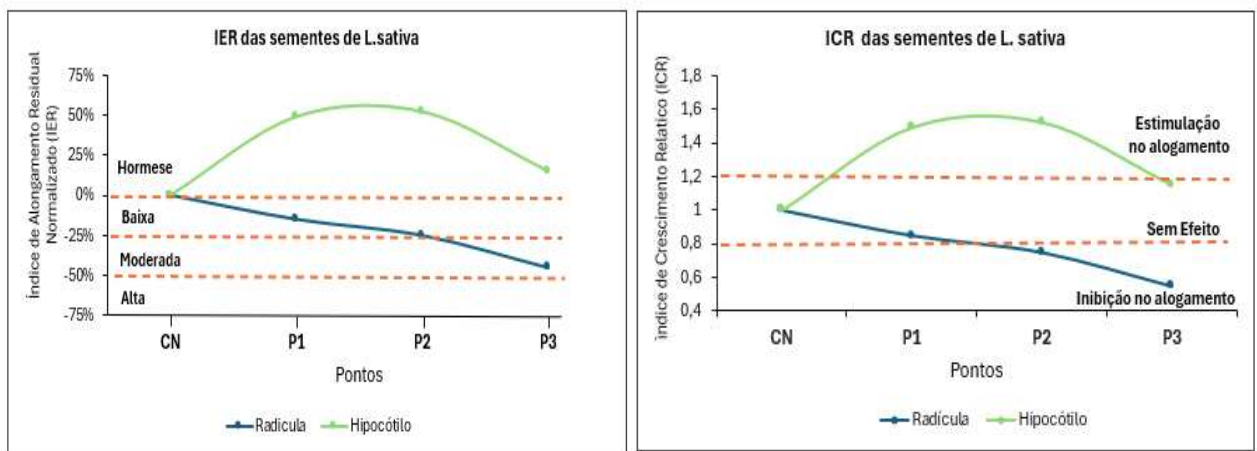
A sensibilidade da germinação, a partir do parâmetro IG para as sementes de *L. sativa L.* também foi relatada por Leite et al (2023). Os autores observaram que as sementes de *L. sativa* quando expostas às amostras de lixiviado bruto apresentaram baixos valores de IG indicando toxicidade da amostra. No estudo realizado por Franco et al (2017) ao analisar a toxicidade de lixiviado de aterro sanitário na germinação de sementes de *L. sativa L.* e *Cucumis sativus* foi observado que o lixiviado bruto causou inibição total na germinação das sementes de *L. sativa L.* Segundo o mesmo autor, os efeitos encontrados podem estar relacionados com a concentração de sais que podem prejudicar o processo de germinação.

Dessa forma, tomando como base o lixiviado do lixão estudado, entende-se que os elevados teores de condutividade, salinidade, Dureza, DQO e Nitrogênio Amoniacal impactaram diretamente o processo germinativo das sementes. Isso ocorreu devido alta concentração de poluentes presentes no lixiviado.

- Crescimento da Radícula e Hipocótilo

Em relação ao crescimento da radícula e hipocótilo foram analisados os parâmetros de Porcentagem de Alongamento Radical Residual Normalizado (IER) e o Índice de Crescimento Relativo (ICR). Nos Gráficos 1 e 2 são apresentados os efeitos da exposição do lixiviado nos parâmetros de IER e ICR.

Gráficos 1 e 2: Efeitos da exposição a amostras de lixiviado de lixão nos parâmetros de IER e ICR no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *L. sativa L.*



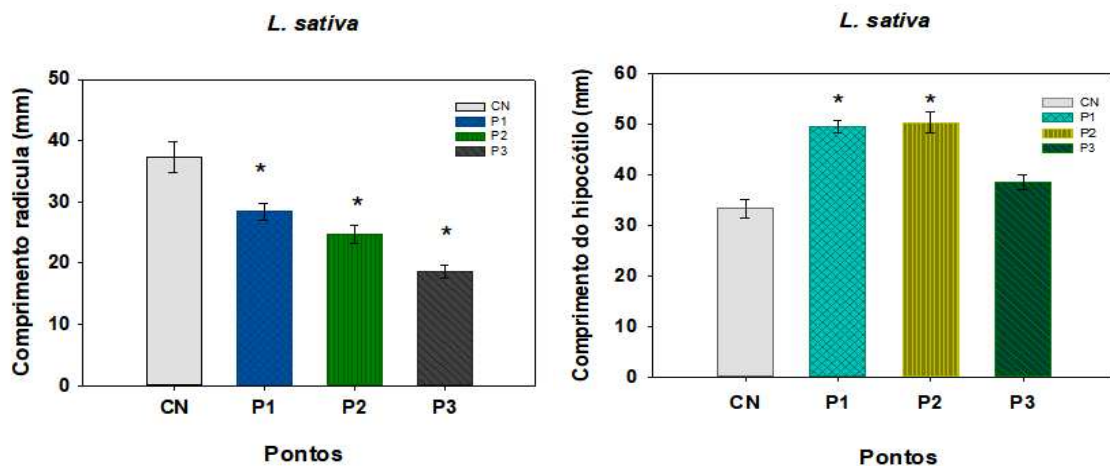
Fonte: Autora (2024)

Analisando o resultado do IER, foi verificado que o ponto P1 demonstrou toxicidade baixa ($IER < -0,25\%$), enquanto o P2 e P3 indicaram toxicidade moderada ($-0,25 < IER < -0,5$) em relação a radícula. Avaliando a sensibilidade do hipocótilo exposto às amostras de lixiviado para as sementes de *L. sativa L.* observa-se que todas as amostras demonstraram efeito hormese ($IER > 0$), ou seja, o lixiviado provocou um estímulo no crescimento do hipocótilo do organismo teste. Semelhante ao comportamento do IER, os resultados de ICR indicaram inibição do crescimento radícula ($ICR < 0,8$) para as sementes de *L. sativa L.* para o lixiviado dos pontos P2 e P3, enquanto que, o ponto P1, não demonstrou efeito observado ($0,8 \leq ICR \leq 1,2$) para a inibição da radícula. Já em relação ao hipocótilo, os pontos P1 e P2 indicaram estímulo em seu desenvolvimento ($ICR > 1,2$) e o ponto P3 não apresentou efeito inibitório ($0,8 \leq ICR \leq 1,2$) para o hipocótilo. A toxicidade mais acentuada e perceptível foi observada no ponto P3, esse comportamento pode estar relacionado à qualidade do lixiviado no ponto P3 em que demonstra elevados valores de COT, DQO, salinidade e condutividade, em relação aos demais pontos. A diferença de crescimento das raízes de sementes expostas a lixiviado também foi observado por Nascimento (2021) ao avaliar sementes de repolho, tomate e alface expostas a

diferentes de concentrações de duas amostras de lixiviado do Aterro Sanitário de Campina Grande - Paraíba (ASCG). No geral, foi observado pela autora que apesar das sementes apresentarem comportamentos diferentes entre si, as maiores concentrações de lixiviado causaram inibição do crescimento radicular para os organismos testados.

Os Gráficos 2 e 3 apresentam os efeitos da exposição do lixiviado do lixão no crescimento da radícula e hipocótilo das sementes de *L. sativa* L.

Gráficos 2 e 3: Efeitos da exposição a amostras de lixiviado de lixão no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *L. sativa* L. durante 168h de exposição.



‘*’: Indica diferença significativa pelo teste de Dunn’s quando comparado ao controle negativo CN ($P < 0,05$)
 Fonte: Autoria própria (2024).

Todos os pontos mostraram diferença significativa no crescimento do hipocótilo e radícula em relação ao CN ($p < 0,05$), exceto para o hipocótilo das sementes expostas ao lixiviado no ponto P3. Ressalta-se que, a inibição da radícula para o ponto P3 corroboram com os resultados obtidos nos parâmetros de IG, IER e ICR.

4.2.2. Ensaios com sementes de *A. cepa* L.

- Germinação

Na Tabela 10 são apresentados os resultados da germinação das sementes expostas ao lixiviado de lixão a partir dos parâmetros de IG e IGN.

Tabela 10: Resultados dos parâmetros de germinação para as sementes de *A. cepa*

PONTOS	NOE	MSG	PMG (%)	GRS (%)	CRR (%)	IG (%)	IGN (%)
CN	10	10	100	100	100	100	0,00
P1	10	7,67	77	76,67	106	81	-0,23
P2	10	7,67	77	76,67	69	53	-0,23
P3	10	5,33	53	53,33	56	30	-0,47

Classificação:

■ Não fitotóxico

■ Pouco fitotóxico

■ Fitotóxico

■ Muito fitotóxico

NOE: número de organismos expostos; MSG: média de sementes germinadas; PMG: porcentagem média de germinação; GRS: germinação relativa das sementes; CRR: crescimento relativo da radícula; IG: Índice de germinação; IGN: Índice de porcentagem de germinação residual normalizado.

Fonte: Autoria própria (2024).

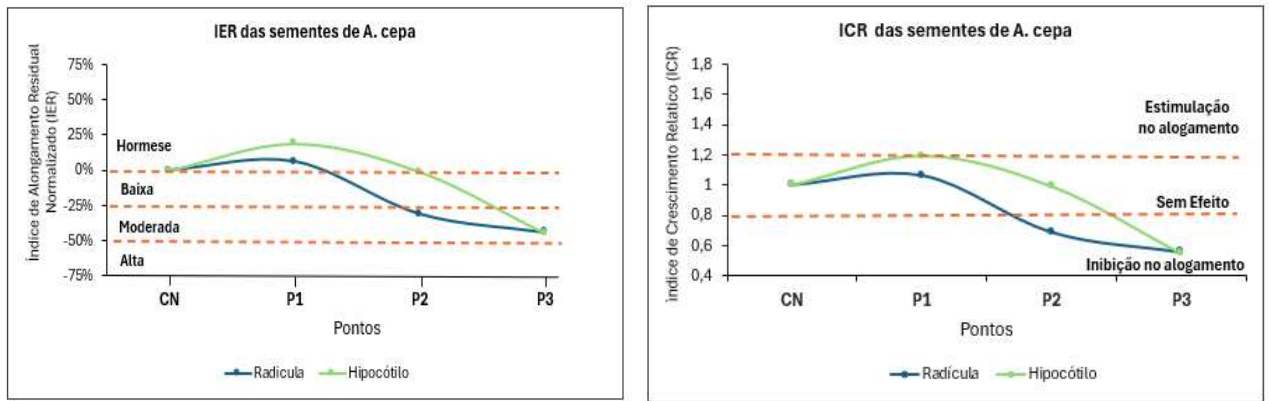
Os valores de IG da semente de *A. cepa L.* apresentaram valores de 81 %, 53% e 30%, para os pontos P1, P2 e P3, respectivamente. A amostra de lixiviado do ponto P1 (81%) foi a única que não causou inibição na semente, sendo classificada como não fitotóxica (IG>80%), e os demais pontos analisados indicaram inibição forte (40% < IG < 60%) para P2 (53%) e grave (IG < 40%) para P3 (30%). Analisando os índices GRS, IG e CRR para as amostras analisadas, observa-se indicativo de redução nos parâmetros de porcentagem de germinação em relação aos pontos P1, P2, P3 denotando toxicidade para as sementes de *A. cepa L.* mais acentuada nos pontos P2 e P3 em relação a germinação.

No estudo realizado por Occhiutto et al (2021) não foi observado efeito inibitório do lixiviado na germinação das sementes de *A. cepa L.* quando expostas a diferentes concentrações de lixiviado de aterro sanitário. Entretanto, os autores destacaram que o índice de velocidade de germinação demonstrou estatisticamente um atraso na germinação das sementes a partir da concentração de 50% quando comparada ao CN indo de encontro ao resultado da redução de plantas normais nas concentrações mais elevadas de lixiviado realizado pelo mesmo estudo, mostrando a relação entre a concentração de lixiviado, o índice de velocidade de germinação e o crescimento inicial das sementes de *A. cepa L.*

- Crescimento da Radícula e Hipocótilo

Nos Gráficos 5 e 6, a seguir, é apresentado o resultado do crescimento do hipocótilo e da radícula das sementes de *A. cepa L.* após a exposição de 168h ao lixiviado do lixão.

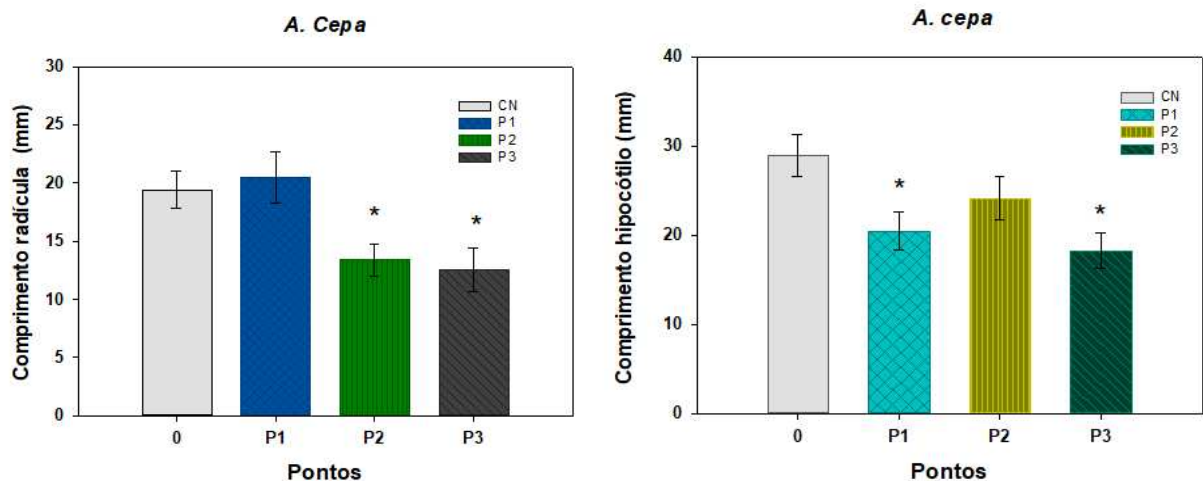
Gráficos 5 e 6: Efeitos da exposição a amostras de lixiviado de lixão nos parâmetros de IER e ICR no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *A. cepa L.*



Fonte: Autora (2024)

Os valores do IER da semente de *A. cepa L.* para a amostra de lixiviado dos pontos P2 e P3 demonstraram toxicidade moderada ($-0,25 < IER < -0,5$), enquanto, o ponto P1 indicou leve efeito de hormese ($IER > 0$). Já em relação ao hipocótilo o IER classificou o lixiviado do ponto P3 como toxicidade moderada ($-0,25 < IER < -0,5$), baixa toxicidade para o ponto P2 ($0 > IER < -0,25$) e demonstrou efeito hormese ($IER > 0$) para P1. Dessa forma, a amostra de lixiviado do ponto P3 demonstra ser fitotóxica para a semente de *A. cepa L.* O mesmo comportamento pode ser observado para o parâmetro ICR, em que, os pontos P2 e P3 foram classificados como lixiviado com características capaz de causar efeito de inibição no alongamento da radícula ($ICR < 0,8$), enquanto que a amostra do ponto P1 não indicou efeito fitotóxico ($0,8 \leq ICR \leq 1,2$) para a semente estudada. Com relação ao hipocótilo, a amostra do ponto P3 foi capaz de causar inibição do crescimento ($ICR < 0,8$) e para os pontos P1 e P2 as amostras não demonstraram efeito de inibição do hipocótilo ($0,8 \leq ICR \leq 1,2$). Esses resultados são facilmente perceptíveis nos Gráficos 7 e 8.

Gráficos 7 e 8: Efeitos da exposição a amostras de lixiviado de lixão no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *A. cepa L.* durante 168h de exposição.



‘**’ Indica diferença significativa em relação ao controle negativo (CN) Dunnett ($p < 0,05$)

Fonte: Autora (2024)

Estes resultados permitem demonstrar uma redução significativa no comprimento das raízes cujo comprimento da radícula dos pontos P2 e P3 e nos pontos P1 e P2 em relação ao hipocótilo se mostraram inferiores quando comparado ao controle negativo ao CN ($p < 0,05$). A sensibilidade das sementes também foi relatada por Klauck *et al* (2013). Segundo os autores as sementes de *A. cepa L.* quando expostas às amostras de lixiviado bruto de aterro sanitário provocaram mais de 50% de redução do crescimento radicular.

Os ensaios com *A. cepa L.* também permitem obter informações genotóxicas destacando a importância de avaliar informações que reforçam a necessidade de não apenas avaliar a toxicidade aguda, mas também do potencial mutagênico das soluções não tratadas e tratadas (Klauck *et al.*, 2017), como o lixiviado.

No geral, analisando a sensibilidade das duas sementes estudadas notou-se que o ponto P3 foi o mais fitotóxico. A análise estatística indicou diferença significativa ($p < 0,05$) entre os pontos analisados P1, P2 e P3 para *L. sativa L.* e P2 e P3 para *Allium cepa L.* em relação ao CN para radícula, parâmetro mais sensível para as espécies analisadas. Já o hipocótilo demonstrou comportamento diferente entre os organismos modelos analisados. As sementes de *L. sativa L.* apresentaram crescimento superior com diferença significativa ($p < 0,05$) em relação ao CN. Enquanto que as sementes de *Allium cepa L.* demonstraram inibição do hipocótilo com diferença significativa ($p < 0,05$) entre os pontos P1 e P3. Assim, as sementes *L. sativa L.* e *A. cepa L.* apresentaram respostas semelhantes para o efeito na radícula e respostas diferentes em relação ao hipocótilo quando expostas às mesmas amostras de lixiviado bruto.

4.3 Testes ecotoxicológicos com água bruta do açude Riacho dos Cavalos

4.3.1. Ensaio com sementes de *Lactuca sativa L.*

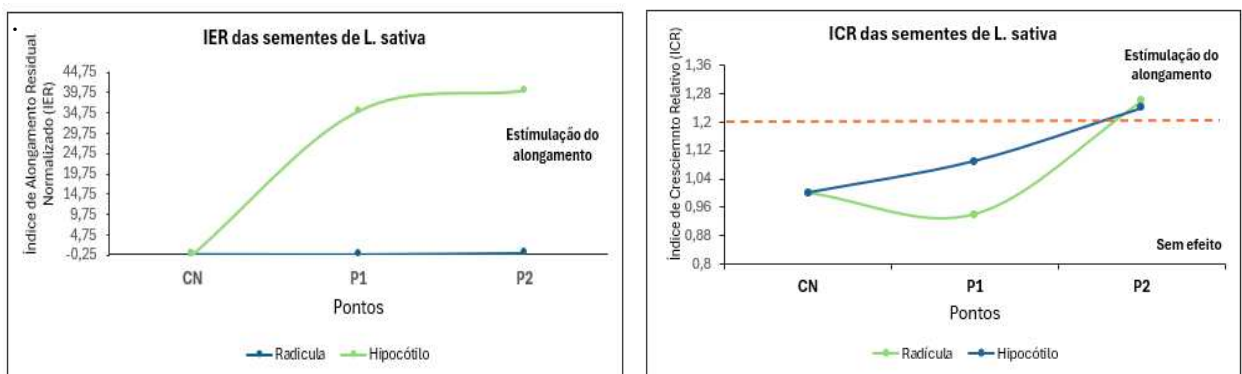
- Germinação

Os resultados da germinação a partir dos parâmetros de IG permitiram classificar as amostras de água bruta dos pontos P1(87%) e P2 (111%) como não fitotóxicas ($IG > 80\%$) para as sementes de *L. sativa L.* Contudo, de forma semelhante, o parâmetro IGN indica que ambas as amostras analisadas com o mesmo valor (-0,07) de IGN para ambos os pontos causaram baixa toxicidade ($0 < IGN < -0,25$) para as sementes de *L. sativa L.*

- Crescimento da radícula e Hipocótilo

Os resultados de IER e ICR apresentados nos Gráficos 9 e 10 são referentes aos testes para verificar a sensibilidade de sementes de *L. sativa L.* submetidas a amostras de água do açude Riacho dos Cavalos.

Gráficos 9 e 10: Efeitos da exposição a amostras de lixiviado de lixão nos parâmetros de IER e ICR no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *L. sativa L.*



Fonte: Autora (2024)

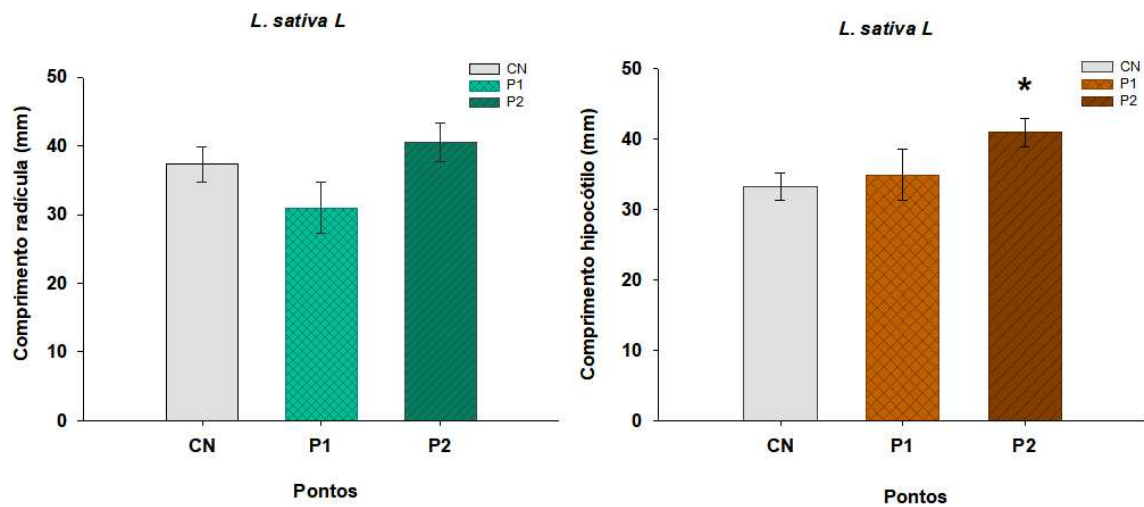
Analisando primeiramente o IER das radículas para as sementes de *L. sativa*, observou-se que, o ponto P1(-0,06), indica baixa toxicidade ($0 < \text{IER} < -0,25$) e o ponto P2(0,25), efeito hormese ($\text{IER} > 1$) para a radícula da espécie testada. Em relação ao hipocótilo para ambos os pontos analisados observou-se que houve efeito hormese ($\text{IER} > 1$).

Já para o parâmetro ICR o ponto P1 não demonstrou efeito de inibição ($0,8 \leq \text{ICR} \leq 1,2$) para os parâmetros de hipocótilo e radícula. Em relação ao ponto P2, notou-se estímulo do crescimento ($\text{ICR} > 1,2$) e a ausência de efeitos de inibição para o P1. Constatou-se que a água bruta não apresenta toxicidade para o organismo testado com base nos parâmetros analisados de IER e ICR.

Ao observar o comportamento da semente de *L. sativa L.* somente os valores de IER indicam baixa toxicidade ($0 < \text{IER} < -0,25$) apenas para o P1 (-0,06). Esses resultados, mesmo que indiquem baixa toxicidade para o ponto P1, podem estar relacionados com a maior proximidade do P1 em relação ao lixão, tornando mais vulnerável a entrada de contaminantes. Os Gráficos 11 e 12 mostram comportamento similar entre os parâmetros analisados com baixa toxicidade indicada e estímulo do crescimento da radícula e hipocótilo para a *L. sativa L.*

Gráficos 11 e 12: Efeitos da exposição a amostras de água no crescimento da radícula e

hipocótilo de sementes de *L. sativa L.* durante 168h de exposição.



* Indica diferença significativa em relação ao controle negativo (CN) Dunn's ($p < 0,05$)
 Fonte: Autora (2024)

Por meio dos Gráficos 11 e 12 os resultados permitem demonstrar uma redução do crescimento médio da radícula apenas no P1(31,12 mm), sendo que para o hipocótilo, ambas as amostras do P1(36,21 mm) e P2(41,19), apresentaram comprimento do hipocótilo superior ao CN (33,24).

O estudo realizado por Rodrigues *et al* (2013) diverge dos resultados obtidos neste trabalho. Os autores ao avaliarem a germinação de semente de *L. sativa L.* expostas a água e sedimento de córrego urbano no município de Alfenas-MG observaram a redução na taxa de germinação das sementes que podem ser associados à concentração de metais e elevada salinidade. Os autores observaram ainda que o sedimento é capaz de causar maior fitotoxicidade nas sementes, afetando outros parâmetros como a produção de biomassa das plântulas. Contudo, o mesmo estudo ressalta que as amostras não causaram efeitos fitotóxicos sobre o crescimento da radícula.

4.1.2. Ensaios com sementes de *Allium cepa L.*

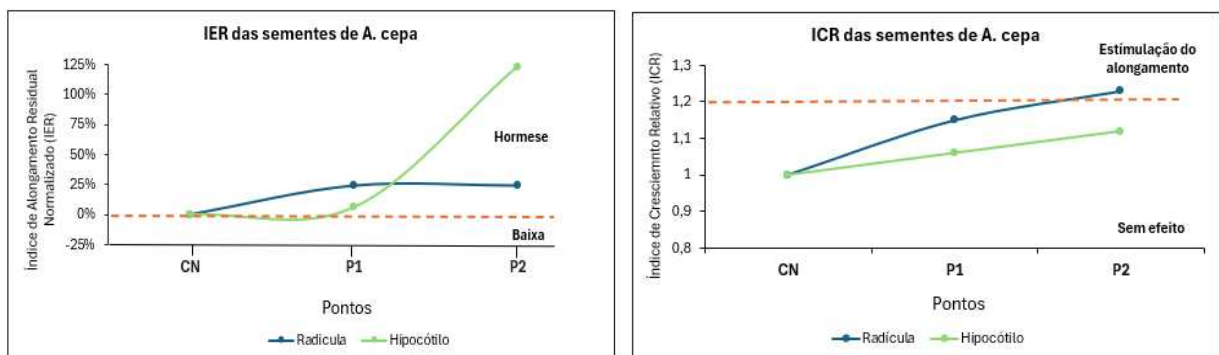
- Germinação

Para as sementes de *A. cepa*, assim como o comportamento das sementes de *L. sativa L.*, os valores do IG indicaram que a amostra de água bruta dos pontos P1 (107%) e P2 (111%) não apresentaram fitotoxicidade ($IG > 80\%$). Já os valores de IGN indicaram baixa toxicidade das amostras para ambos os pontos P1(-0,07%) e P2 (-0,10%).

- Crescimento da Radícula e Hipocótilo

Nos Gráficos 13 e 14, pode-se visualizar os índices de IER e ICR para a radícula e hipocótilo obtidos a partir dos resultados dos testes de toxicidade obtido das amostras de água bruta coletada no açude Riacho dos Cavalos.

Gráficos 13 e 14: Efeitos da exposição a amostras de lixiviado de lixão nos parâmetros de IER e ICR no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *A. cepa L.*



Fonte: Autora (2024)

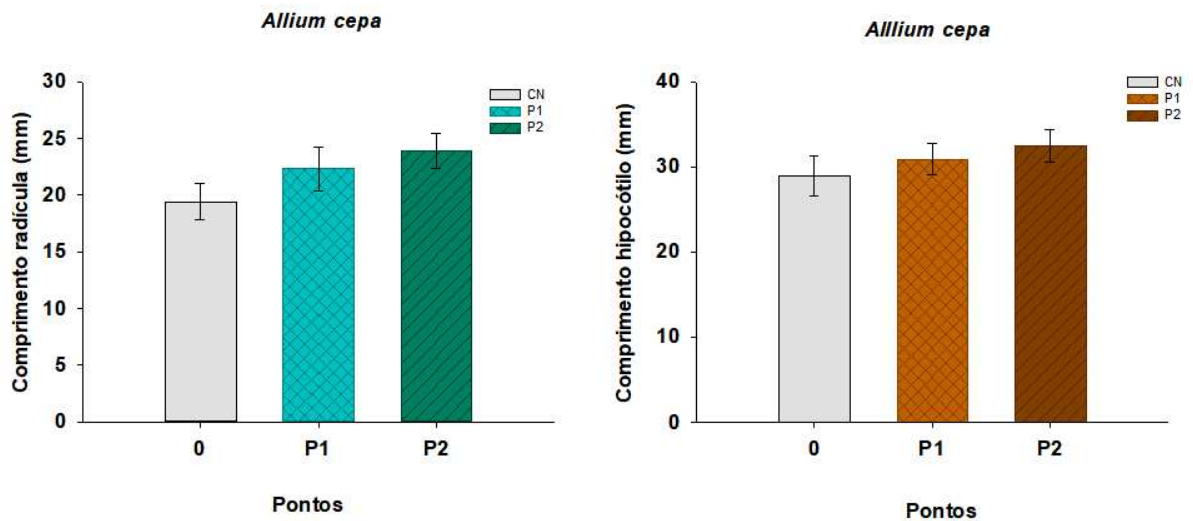
Conforme os índices apresentados no Gráfico 13, nota-se que as amostras do ponto P1 e P2 demonstram comportamento similar entre os pontos e parâmetros analisados, ou seja, os valores de IER não demonstram toxicidade ($IER > 0$) para radícula e hipocótilo para o organismo testado. Do mesmo modo, os valores de ICR indicaram que as sementes não tiveram inibição do seu crescimento quando expostas às amostras de água bruta demonstrando a ausência de efeito de inibição ($0,8 < ICR < 1,2$) em relação ao hipocótilo para ambos os pontos analisados, exceto para P2 que demonstrou estímulo no crescimento da radícula ($ICR > 1,2$). Esse comportamento observado para P2, indica que a amostra de água bruta do açude possui nutrientes essenciais, em excesso para o desenvolvimento da radícula e pode estar relacionado a contaminação pelo lixiviado do lixão.

Os resultados de IER e ICR, de modo geral, indicam que as amostras dos pontos P1 e P2 não apresentaram toxicidade para as sementes de *A. cepa L.*

Os Gráficos 15 e 16 mostram os efeitos da exposição da água bruta no crescimento das radículas e do hipocótilo das sementes de *A. cepa L.*

Gráficos 15 e 16: Efeitos da exposição a amostras de água bruta do açude Riacho dos cavalos

no crescimento da radícula e hipocótilo de sementes de *A. cepa L.* durante 168h de exposição.



Fonte: Autora (2024)

Analisando estatisticamente a taxa de germinação por meio da ANOVA foi verificado que não houve diferença estatística entre os pontos analisados e o CN para as sementes de *A. cepa L.* O estudo encontrou boa relação das respostas semelhantes entre as duas sementes analisadas demonstrando a ausência de efeitos tóxicos nas amostras de água bruta. Comportamento semelhante foi observado por Dias *et al* (2022) ao avaliar amostras de águas superficiais e subterrâneas em áreas adjacentes a um aterro sanitário regional. Os resultados demonstraram que as amostras não alteraram parâmetros de germinação e crescimento inicial *A. cepa L.* Em contraste, Pesenti *et al* (2023) realizaram um estudo com sementes avaliando a toxicidade de sedimento de corpos hídricos numa área urbana. Os autores constataram diferentes níveis de toxicidade nos pontos amostrais, com toxicidade variando de toxicidade baixa a alta para os córregos Água Fresca e Capivara em Londrina -PR.

Nesse sentido, Nascimento (2021) ressalta a importância da análise de mais de um indicador de efeito. De acordo com Soares (2023) ensaios ecotoxicológicos com *A. cepa L.* são sensíveis e capazes de indicar possíveis variações da determinação de toxicidade através das observações das células de suas raízes, principalmente no que diz respeito aos efeitos genotóxicos e citotóxicos.

Como o lixão de Crateús é abrigo de resíduos sólidos a mais de 15 anos e como todo depósito de lixo a céu aberto não segue normas técnicas construtivas pode ser um ambiente instável e favorável para contaminação de água superficial e recarga das águas subterrâneas da área. Diante desse contexto, torna-se indispensável o monitoramento dessa região para

assegurar a qualidade dos corpos hídricos na área de influência e minimizar os riscos ocasionados pelo lixiviado.

CONCLUSÃO

Os resultados da avaliação ecotoxicológica com sementes demonstraram que o lixiviado apresenta potencial de toxicidade, podendo afetar diferentes parâmetros do desenvolvimento dos organismos expostos. Os principais efeitos foram observados nos parâmetros de IG, IER e ICR para as sementes testadas com as amostras de lixiviado com maior sensibilidade de efeitos observados para a radícula em ambas as espécies estudadas.

As análises físico-química confirmaram o potencial tóxico do lixiviado bruto para as sementes com variação entre os pontos, apresentando concentrações mais elevadas de DQO, condutividade, salinidade para os pontos P2 e P3 e teor de Nitrogênio amoniacal (NH₄-N) acima do limite permitido pela CONAMA 430/2011, para os pontos P1 e P2. Comparando as amostras de lixiviado, os resultados demonstraram que os diferentes pontos analisados possuem fitotoxicidade para as sementes testadas, seguindo a ordem de potencial fitotóxico adiante: P3 > P2 > P1.

No entanto, devido à complexidade de compostos presentes no lixiviado, uma análise mais aprofundada deve ser realizada para elucidar a interação de agentes contaminantes e o seu potencial tóxico, empregando testes com organismos modelos de diferentes níveis tróficos considerando ainda o aspecto de sazonalidade da região.

As amostras de água do açude Riacho dos Cavalos não indicaram toxicidade para as espécies estudadas. As análises físico-químicas de água bruta demonstraram valores dos parâmetros dentro dos limites permitidos pela resolução CONAMA 430/2011. Contudo, o ponto P1 apresentou valores maiores para o parâmetro DQO (128 ml/L), embora não proporcionasse risco as espécies estudadas. Entretanto, sugere-se que mais estudos sejam realizados utilizando outros organismos modelos representativos com maior sensibilidade. Além disso, sugere-se para o monitoramento da qualidade ambiental da área de influência do lixão, testes com sedimento do açude Riacho dos Cavalos.

Os sedimentos possuem grande capacidade de incorporar e acumular contaminantes. Portanto, os ensaios de toxicidade possuem aplicabilidade na obtenção de respostas e na avaliação de contaminantes, como o lixiviado, possibilitando uma análise mais realista do risco ambiental, permitindo avaliar as condições ambientais e dar suporte às legislações vigentes.

REFERÊNCIAS

ABREMA. **Panorama Nacional de Resíduos Sólidos**, 2022.

ABRELPE. **Panorama Nacional de Resíduos Sólidos**, 2022.

ABRELPE. **Panorama Nacional de Resíduos Sólidos**, 2017.

ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal – Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

ALVES, J. B.; DOS SANTOS, M. M. **Relações entre contaminação de aquíferos subterrâneos no semiárido e disposição inadequada de resíduos sólidos**. *Brazilian Journal of Development*, v. 9, n. 05, p. 14810-14827, 2023.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater**. 23rd ed., American Public Health Association, Washington, DC., 2017.

AL-YAQOUT, A. F.; HAMODA, M. F. **Evaluation of landfill leachate in arid climate-a case study**. *Environment International*, v. 29, n. 5, p. 593–600, ago. 2003.

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.

ANDRADE, R. da C. **Impacto ambiental de lixões e aterros sanitários em recursos hídricos**. 97 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais do Cerrado) - Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, Goiás, 2022.

ASTOLFI, R. M.; MELO, E. F. R. Q.; ANDRADE, L.C. **Avaliação da qualidade de água superficial e transporte de fósforo em solo do Aterro Invernadinha, Passo Fundo-RS**, In: 2º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente, Bento Gonçalves – RS, Brasil, Abr. de 2010.

AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; ADLAN, M. N.; ADNAN, N. H.; ALIAS, S. **Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter**. *Waste management*, v. 24, n. 4, p. 353-358, 2004.

BRASIL. 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 20 de novembro de 2023.

BRASIL. 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 14.026/2020**, de 15 de julho de 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: 25 de novembro de 2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília: CONAMA, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_39_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_20_11.pdf. Acesso em: 25 de outubro de 2023.

BOCCHIGLIERI, M. M. **O lixiviado dos aterros sanitários em estações de tratamento dos sistemas públicos de esgotos**. 2010. 257f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.

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

BARSZCZ, L. B.; BELLATO, F. C.; BENASSI, R. F.; MATHEUS, D. R. **Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, p. 1147-1156, 2019.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J.C.; FREITAS, D. C.; AISSE, M. M. Conservação de recursos hídricos por meio do tratamento anaeróbio combinado de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos. Simpósio brasileiro de recursos hídricos, v. 20, 2017.

Regras para Análise de Sementes (RAS) / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília : Mapa/ACS, 2009.

BORTOLOTTI, T.; BERLTUDO, J. B.; SILVEIRA, F. Z.; DEFAVERI, T. M.; SILVANO, J.; PICH, C.T. **Evaluation of the toxic and genotoxic potential of landfill leachates using bioassays**. Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 28, p. 288-293, 2009.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B.(Coord). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2023.

COSTA, A. M.; VALENTIM, M. R. S.; AZEVEDO, D.J.M.; QUINTAES, B. R.; DAFLON, S.D. A.; CAMPOS, J.C. **Evaluation of the main pollutants present in Brazilian landfill leachates using ecotoxicity assays**. Process Safety and Environmental Protection, v. 173, p. 426-436, 2023.

COSTA, N. M. **Efeitos de lixiviado de resíduos sólidos urbanos em organismos aquáticos: uma revisão integrativa**. 2021. 96f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2021.

CORREIA, V. M. A.; DE AQUINO, M. D.; THOMAZ, A. C. F.; CORREIA, M. L. V. **Estudo de caso: aspectos e impactos perceptíveis na localização de lixões municipais utilizando a ferramenta M-MACBETH**. Revista DAE, São Paulo, v. 66, n. 211, p. 35-49, 2018.

CUNHA, E. R. **Avaliação do processo de bioestabilização de resíduos sólidos urbanos em Lisímetro de campo**. 2009. 212 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P.; BJERRG, P. L.; JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, Hans-Jorgen. A.; GORM, G. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. Applied geochemistry, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, 2001.

D'ALMEIDA, M. L. O. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. 2ª. ed. São Paulo: IPTCEMPRE, 2000. DUEÑAS, M. A. F.; CAMARA, A. R.; ROCHA, B. O.

DAGWAR, P. P.; DUTTA, D. **Landfill leachate a potential challenge towards sustainable environmental management**. Science of The Total Environment, p. 171668, 2024.

DIAS, V. A. D.; OCCHIUTTO, A. A.; NEHME, T. M.; GONÇALVES, M. E. V. B. dos S.; KUMMROW, F. BARBOSA, S. **BIOENSAIOS APLICADOS AO MONITORAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS DE UM ATERRO SANITÁRIO REGIONAL**. In: 19º Congresso Nacional de Meio Ambiente, Poços de Caldas, 2022.

ELK, A. G. H. P. VAN. Mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: redução de emissões na disposição final. [s.l: s.n.].

FARRÉ, M.; BARCELÓ, D. Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 22, n. 5, p. 299-310, 2003.

FILIPPI, Á. C. K. Toxicidade de lodo de esgoto sanitário: subsídios para tomada de decisão ambientalmente correta antes da incorporação em solos agrícolas. 2022. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2022.

FRANCO, H. Alves.; MARTINS, G. M. de O.; MUSSEL, Y. L.; MORENO, S. C.; FILHO, S. T.; MARQUES, M. R. C. **Ecotoxicidade de lixiviado de Aterro sanitário na Germinação de Sementes de Alface (*Lactuca sativa* L.) e Pepino (*Cucumis sativus* L.)**. Revista de Estudos Ambientais, v. 19, n. 1, p. 36-43, 2017.

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. **Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: a review**. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 141, p. 259-270, 2017.

GONZALES, J. L. S.; VALERI, S. V.; PAULA, R. de C. Qualidade fisiológica de sementes de diferentes árvores matrizes de *Corymbia citriodora* (Hook.) KD Hill & LAS Johnson. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*, p. 171-178, 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo Demográfico 2022.

IPECE - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará, Perfil Básico Municipal, 2017. Disponível em: www.ipece.ce.gov.br/publicacoes. Acesso em Abr de 2024.

ISWA, INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION/ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA URBANA – ISWA/ABRELPE. Roteiro para encerramento de lixões: Os lugares mais poluídos do mundo. ISWA/ABRELPE, 2017.

JUNIOR, S. F. S. **Efeitos oxidativos, cito- e genotóxicos de lixiviado de um lixão encerrado no estado do Rio de Janeiro em organismos aquático e terrestre.** 2023. 190 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2023.

JONES, Davey L.; WILLIAMSON, K. L.; OWEN, A. G. **Phytoremediation of landfill leachate.** *Waste Management*, v. 26, n. 8, p. 825-837, 2006.

KURNIAWAN, T. A.; LO, Wai-hung.; CHAN, G. Y. S. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate.** *Journal of hazardous materials*, v. 129, n. 1-3, p. 80-100, 2006.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B. **Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, p. 57-62, 2015.

KLAUCK, C. R. BENVENUTI, T. SILVA, L. B. RODRIGUES, M. A. S. KLAUCK, C. R.; BENVENUTI, T.; SILVA, L. B.; RODRIGUES, M. A. S. Aplicação de eletrooxidação no tratamento de chorume de aterro sanitário e avaliação de toxicidade em *Allium cepa*. In: 4th São Paulo International Workshop on Advances in Chemical Production, São Paulo, Brazil, v. 75, p. 57-62, 2013.

KLAUCK, C. R.; GIACOBBO, A.; LORENZ DE OLIVEIRA, D.E.; DA SILVA, L.B.; RODRIGUES, M.A.S. **Evaluation of acute toxicity, cytotoxicity and genotoxicity of landfill leachate treated by biological lagoon and advanced oxidation processes.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, p. 6188-6193. 2017.

LANDI, M. O. **Análise e simulação de modelos matemáticos para a estimativa da geração de gases em bioprocessos de decomposição anaeróbia de resíduos sólidos em aterros**

sanitários. 2013. 73f. Trabalho de Conclusão do Curso (Monografia) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, 2013.

DE LAVOR, A. A. A.; DA SILVA, A. C. A.; RIBEIRO, M. E. O.; TURATTI, L. **Conflitos causados pelos lixões: uma análise comparativa da situação do Brasil com o município de Iguatu-CE.** Revista Multidisciplinar e de Psicologia, v. 11, n. 37, p. 246-258, 2017.

LEITE, A. P.; LAZUTA, A.; PINHEIRO, C. M.; SAMPAIO, D. M.; DA SILVA, J. K. P.; QUADRO, M. S. Avaliação da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando bioindicador vegetal. In: XXXII Congresso de Iniciação Científica - CIC, 9ª Semana Integrada de Inovação, Ensino, Pesquisa e Extensão. Pelotas: UFPEL, 2023.

MANNARINO, C.F. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico utilizando indicadores físico-químicos e biológicos.** 2010. 125f. Tese (Doutorado em Ciências na área de Saúde e Meio Ambiente), Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MAGALHÃES, D. P.; FILHO, A. S. R. **A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos.** Ecologia Brasiliensis. 12: 355-381. p. 356-381, 2008.

MATEJCZYK, M.; PLAZA, G. A.; NALECZ-JAWECKI, G.; ULFIG, K.; MARKOWSKA-SZCZUPAK, A. **Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates.** Chemosphere, v. 82, n. 7, p. 1017-1023, 2011.

MENDONÇA, J. M. dos S. **Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/RN.** 2012. 73f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

MOR, S.; KHAIWAL, R.; DAHIYA, R. P.; CHANDRA, A. **Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site.** Environmental monitoring and assessment, v. 118, p. 435-456, 2006.

MORITA, A. K. M.; IBELI-BIANCO, C.; ANACHE, J. A. A.; COUTINHO, J. V.; PELISON, N. S.; NÓBREGA, J.; ROSALEM, L. M. P.; LEITE, M. C.; NIVIADONSKI, L. M.; MANASTELLA, C.; WENDLAND, E. **Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: A review.** Waste Management, v. 131, p. 163-176, 2021.

MORAES, C. L.; LAVNITCKI, L.; BECEGATO, V.R.; BAUM, C.A.; BECEGATO, V. A.; PAULINO, A. T.; HENKES, J. A. Avaliação dos parâmetros físico-químicos e biológicos da

água e do chorume na área de influência do lixão desativado do município de Lages-SC. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 149-164, 2017.

MIAO, L.; YANG, G.; TAO, T.; PENG, Y. **Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review**. *Journal of environmental management*, v. 235, p. 178-185, 2019.

NASCIMENTO, S. C. **Ecotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário utilizando minhocas e sementes como organismos-teste**. 2021.109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB.

OCCHIUTTO, A. A.; NOGUEIRA, M. de L.; GOIS, A. A. P.; NEHME, T. M.; COCHUT, S. V.; BARBOSA, S. EFEITO DO LIXIVIADO DE UM ATERRO SANITÁRIO REGIONAL SOBRE BIOTESTE VEGETAL. In: 18º Congresso Nacional de Meio Ambiente, Poços de Caldas, 2021

PAIXÃO FILHO, J.L. **Lixiviado de aterro sanitário: alternativas de tratamento para o cenário brasileiro**. 2017. 246f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2017.

PESENTI, M. E. A.; URATA, S. L.; TANIWAKI, P. Y.; CAMPOS, V. A.; MARQUES, T. A.; PRATES, K. V. M. C. INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DE CORPOS AQUÁTICOS URBANOS. In: 20º Congresso de Meio Ambiente, Poços de Caldas, 2023.

PISANO, V.; DEMAJOROVIC, J.; BESEN, G. R. **The Brazilian National Solid Waste Policy: perspectives of the waste pickers' cooperative networks**. *Ambiente & Sociedade*, v. 25, p. e01511, 2022.

PINTO, L. K. A. **Estudo da degradação do diclofenaco em meio aquoso: fotólise vs. fotocatalise heterogênea (TiO₂/UV)**. 2013. 105f. Tese (Doutorado), Instituto de Química de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, São Paulo, 2013.

PEREIRA, A. R.; SANTOS, A. A.; DA SILVA, W. T. P.; FROZZI, J.C.; PEIXOTO, K. L. G. **Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão**. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, p. 239-246, 2013.

PRZYDATEK, Grzegorz. **The analysis of the possibility of using biological tests for assessment of toxicity of leachate from an active municipal landfill**. *Environmental toxicology and pharmacology*, v. 67, p. 94-101, 2019.

POSSAMAI, F. P.; VIANA, E.; SCHULZ, H. E.; COSTA, M. M.; CASAGRANDE, E. **Lixões inativos na região carbonífera de Santa Catarina: análise dos riscos à saúde pública e ao meio ambiente**. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 171-179, 2007.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials, v. 150, p. 468-493, 2008.

RODRIGUES, L. C. de A.; BARBOSA, S.; PAZIN, M.; MASELLI, B. de S.; BEIJO, L. A.; KUMMROW, F. **Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa***. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, p. 1099-1108, 2013.

RIBEIRO, V. R. A.; NETA, D. G. A.; COSTA, W. W. M. L.; GOMES, N. A.; MONTEIRO, V. E. D. **Remoção de nitrogênio amoniacal total em lixiviado utilizando uma lagoa de evaporação natural**. Anais III CONAPESC. Campina Grande: Realize Editora, 2018. Disponível em: <<https://www.editorarealize.com.br/artigo/visualizar/43352>>. Acesso em: 24 ago de 2024.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. **Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa* L.** In: ROMERO, P. R.; CANTÚ, A. M. (Eds). Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo: la experiencia en México. México: Instituto Nacional de Ecología, 2008. Disponível em: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/573/cap4.pdf>. Acesso em: 5 mai de 2024.

SOARES, L. M. **Avaliação da Atividade Citotóxica e Genotóxica em Águas Superficiais e Subterrâneas na Região do Lixão Desativado em Foz do Iguaçu-PR**. 2022. 90f. Dissertação (Mestrado em Energia e Sustentabilidade) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila), Foz do Iguaçu, 2022.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO- SNIS. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Site institucional, 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/painel/rs>>. Acesso em: 29 de Abr de 2024.

SANG, Nan.; LI, Guangke; XIN, Xiaoyun. **Municipal landfill leachate induces cytogenetic damage in root tips of *Hordeum vulgare***. Ecotoxicology and Environmental safety, v. 63, n. 3, p. 469-473, 2006.

SANTOS, A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá-MT**. 2008. 128f. Dissertação (Mestrado), Instituto de Física, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2008.

SOARES, Lizandra Martins et al. Avaliação da qualidade da água na região do lixão desativado em Foz do Iguaçu/PR. **OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA**, v. 21, n. 10, p. 16431-16451, 2023.

THOMAS, D. J. L.; TYRREL, S. F.; SMITH, R.; FARROW, S. **Bioassays for the evaluation of landfill leachate toxicity.** Journal of Toxicology and Environmental Health, v. 12, n. 1, p. 83-105, 2009.

TEIXEIRA, C. A. et al. **Avaliação Ecotoxicológica de Lixiviados de Dois Aterros Sanitários de Grande Porte e de um Lixão Desativado Localizados na Região Metropolitana do Rio de Janeiro.** In: Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica: O Futuro Sustentável do Brasil passa por Minas, 18, p 19-22. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2016.

TRAUTMANN, N.M.; KRASNY, M.E. Composting in the Classroom - Scientific Inquiry for High School Students. 1997.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. USEPA 712-C-96- 167: Seed germination/root elongation toxicity test. Ecological effects test guidelines. Washington: 1996.

VIEIRA, Catiele; DROSTE, Annette. Biomonitorios para avaliação do potencial tóxico de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019.

VILELA, D. N. et al. Plano emergencial de remediação do vazadouro de Maricá-RJ, após 12 anos de operação inadequada e crise de quarenta e cinco dias sem recolhimento domiciliar. 2010.

WIJEKOON, Prabuddhi et al. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. **Journal of hazardous materials**, v. 421, p. 126627, 2022.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 76, n. 1, p. 182–186, 2012.