



**1022 - TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM SEMENTES  
DE *LYCOPERSICON LYCOPERSICUM* E DE *BRASSICA OLERACEAE***

**Elisângela Maria da Silva<sup>(1)</sup>**

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), mestre e doutora em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Docente do Centro de Formação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB).

**Naiara Angelo Gomes<sup>(2)</sup>**

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), mestre e doutora em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Docente do Centro de Ciências e Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Thâmara Martins Ismael de Sousa<sup>(3)</sup>**

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), mestre e doutora em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Docente do Centro de Ciências e Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

**Márcio Camargo de Melo<sup>(4)</sup>**

Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Mestrado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco e Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais pela Universidade Federal de Campina Grande. Professor do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG.

**Veruschka Escarião Dessoles Monteiro<sup>(5)</sup>**

Graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco, Especialização em "Mecánica del Suelo e Ingénieria de Cementaciones" pelo Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas - CEDEX. Madrid- España. Mestrado e doutorado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rodovia Porto Seguro-Eunápolis, BR 367, Km 10, CEP: 45810-000, Caixa Postal 108, Porto Seguro, Bahia - Brasil - Tel: +55 (83) 996519695 e-mail: [elisa.maría@ufsb.edu.br](mailto:elisa.maría@ufsb.edu.br)

## RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário constitui-se em um efluente com elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável e refratária, além de nitrogênio amoniacal, metais tóxicos, pesticidas halogenados e sais inorgânicos, o que lhe confere elevada toxicidade. Destaca-se que este efluente possui potencial de causar efeitos prejudiciais às águas superficiais e subterrâneas localizadas nas proximidades do aterro, se este não for manejado adequadamente. Sendo assim, o objetivo desse estudo foi analisar a toxicidade em sementes de *Lycopersicon lycopersicum* e de *Brassica oleraceae* no lixiviado gerado em um aterro sanitário, localizado no semiárido brasileiro. Para a realização deste estudo foram utilizadas amostras de lixiviado "in natura". Para isso, foi montado bioensaios, baseados na germinação relativa da semente (GRS) e no crescimento relativo das radículas (CRR). A metodologia para a realização dos testes foi conforme Melo (2003) adaptado de Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996) e Colombo *et al.*, (2019). Além dos ensaios de fitotoxicidade, foram realizados a análise física-química, a exemplo do pH e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), seguindo a metodologia da APHA, AWWA e WEF (2017). Os resultados demonstram que a Germinação Relativa da Semente do Tomate (GRS-T) e do Repolho a GRS-R apresentou variação, com valor médio de  $83,46 \pm 51,21$  e  $107,12 \pm 50,87\%$ , respectivamente. O CRR-T e CRR-R apresentaram valores médios que variaram de  $111,91 \pm 29,05\%$  e  $95,92 \pm 34,65\%$ , respectivamente. O pH do lixiviado exibiu, ao longo do tempo, valores variando entre  $8,25 \pm 0,37$ . Tal comportamento evidencia que os resíduos depositados no Aterro Sanitário, encontra-se na fase metanogênica de degradação. As concentrações de NAT apresentaram elevadas, variando entre  $1.839,57 \pm 450,00$  mgN.L<sup>-1</sup> e com máximos e mínimos de 3.066,00 e 497,00 mgN.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Conclui-se que a forma de nitrogênio predominante no lixiviado do aterro sanitário foi o NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, em função dos valores do pH observados. Destaca-se que apesar de ser considerada menos tóxica em relação a NH<sub>3</sub>, observou-se que, esse indicador contribuiu no aumento da fitotoxicidade das sementes avaliadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Organismos-teste, Testes de fitotoxicidade, Parâmetros físico-químicos.

## INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido de cor escura que apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável e refratária, além de nitrogênio amoniacal, metais tóxicos, pesticidas halogenados e sais inorgânicos, o que lhe confere elevada toxicidade (Klauck *et al.*, 2017). O potencial poluidor deste efluente pode causar efeitos prejudiciais às águas superficiais e subterrâneas localizadas nas proximidades do aterro, se este não for manejado adequadamente.

Importante destacar que a análise da toxicidade em lixiviados de aterros sanitários, tradicionalmente, é baseada na caracterização físico-química, em que a ecotoxicidade não é considerada. Para Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017) e Wdowczyk e Szymańska-Pulikowska (2021), estudos que envolvem apenas essas análises não são totalmente suficientes para determinar a toxicidade desses efluentes. Assim, a análise do potencial tóxico do lixiviado gerado em aterros sanitários sobre o meio ambiente pode ser identificada de maneira simples, rápida e a baixo custo por meio de testes de fitotoxicidade, que avaliam o efeito das substâncias tóxicas sobre a germinação e o crescimento das plântulas, indicando sua influência no desenvolvimento destas (Marcos Filho, 1986; Morel; Guillemain, 2004; Silva 2023).

Nas últimas décadas, diferentes bioensaios têm sido empregados para complementar a avaliação da toxicidade do lixiviado de aterros sanitários (Baderna; Caloni; Benfenati, 2019). Em geral, segundo Ghosh *et al.* (2017), os principais organismos-teste utilizados são bactérias, microcrustáceos e peixes, logo, os impactos causados em plantas e em outros organismos do solo não são considerados.

Em estudos desenvolvidos por Mavakala *et al.* (2016), verificaram-se, por meio dos testes de ecotoxicidade, que o lixiviado são uma fonte significativa de toxicidade para organismos terrestres e bentônicos. Portanto, lixiviados de aterros sanitários não devem ser descartados no meio ambiente (solo ou águas superficiais) sem tratamento prévio. Dessa forma, o controle do tratamento e da disposição final de efluentes em corpos receptores deve ser fiscalizado pelos órgãos ambientais competentes, objetivando a mitigação dos impactos ambientais negativos ao meio ambiente e à saúde pública.

No Brasil, o instrumento legal que estabelece o controle da poluição dos corpos de águas é dado por meio da Resolução do CONAMA n.430 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e indica os ensaios ecotoxicológicos como uma ferramenta de avaliação e controle do impacto que esses efluentes podem vir a causar no meio ambiente.

## OBJETIVOS

Analisar a toxicidade em sementes de *Lycopersicon lycopersicum* e de *Brassica oleraceae* do lixiviado gerado em um aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro.

## METODOLOGIA UTILIZADA

O estudo foi desenvolvido em um Aterro Sanitário no semiárido brasileiro. Para a realização deste estudo foram utilizadas amostras de lixiviado “in natura”, coletado na tubulação que recebe o lixiviado gerado nas células de disposição de resíduos (Tub\_LTL).

A coleta das amostras de lixiviado ocorreram com frequência mensal. A coleta, o acondicionamento, a preservação e o transporte das amostras se deram conforme as orientações do APHA, AWWA e WEF (2017) e, em seguida, encaminhados ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), pertencente ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

Para a realização da estimativa do potencial tóxico do lixiviado gerado, foi montado bioensaios baseados na germinação (Germinação Relativa da Semente – GRS) e no crescimento inicial das radículas (Crescimento Relativo da Radícula – CRR). Para isso, utilizaram-se sementes de tomate (*lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) da marca ISLA, da cultivar Santa Cruz Kada, sem tratamento com defensivos agrícolas. As sementes foram adquiridas em lojas de insumos agrícolas do comércio local. A metodologia para a realização dos testes foi conforme Melo (2003) adaptado de Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996) e Colombo *et al.* (2019).

Para a condução dos testes de fitotoxicidade, foram distribuídas 20 sementes de *L. Lycopersicum* e *B. oleraceae* em placas de Petri (9,5 cm de diâmetro) utilizando como base duas camadas de papel de filtro qualitativo (porosidade 110 mm) e umedecidas com 9 mL de amostra do lixiviado diluído na concentração de 1% de modo que cada tratamento foi feito em triplicata. O grupo controle foi composto de 9 mL de água destilada. As placas de petri foram seladas com plástico filme transparente para que ao longo do teste se mantivessem úmidas e, em seguida, incubadas em ausência de luz, em incubadora tipo B.O.D, marca Lab1000, modelo LM-700.275.2, por um período de 120 h (5 dias) e à temperatura de 20±2 °C.



Ao final do período experimental, foi avaliado a Germinação Relativa das Sementes (GRS), ou seja, aquelas que apresentaram protusão da radícula e o Crescimento Relativo da Radícula (CRR). As Equações 1 e 2 foram utilizadas para calcular o GRS e o CRR, respectivamente, conforme se segue.

#### Germinação Relativa da Semente (GRS%)

$$GRS = (NSGA/NSGC) * 100$$

Equação (1)

Em que:

GRS - Germinação Relativa da Semente;  
NSGA - Número de Sementes Germinadas na Amostra;  
NSGC - Número de sementes Germinadas no Controle.

#### Crescimento Relativo da Radícula (CRR%)

$$CRR = (MCRA/MCRC) * 100$$

Equação (2)

Em que:

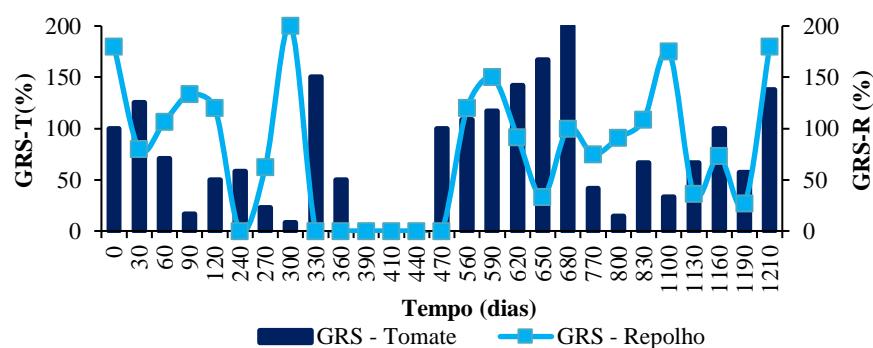
CRR - Crescimento Relativo da Radícula (cm);  
MCRA - Média do Comprimento da Radícula na Amostra (cm);  
MCRC - Média do Comprimento da Radícula no Controle (cm).

Além dos ensaios de fitotoxicidade, foram realizados os ensaios físico-químicos, a exemplo do pH e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), seguindo a metodologia da APHA, AWWA e WEF (2017).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Testes de fitotoxicidade

A Figura 1 ilustra os resultados dos testes de fitotoxicidade para a concentração de 1% do lixiviado in natura do Aterro Sanitário em estudo.



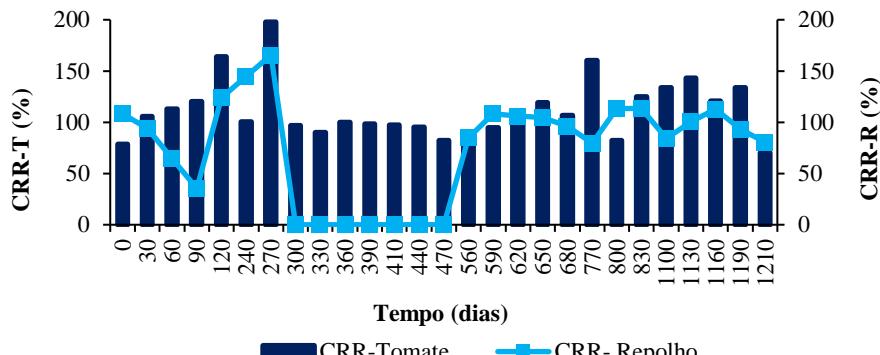
**Figura 1: Germinação Relativa da Semente do Tomate e do Repolho**  
Fonte: Autores (2025)

Com base nos resultados apresentados na Figura 1, a Germinação Relativa da Semente do Tomate (GRS-T) e do Repolho a GRS-R apresentou variação na germinação em todas as amostras analisadas, com valor médio de  $83,46 \pm 51,21$  e  $107,12 \pm 50,87\%$ , respectivamente. Destaca-se que no t=30; t=330; e de t=560 a t=680 e t=1210 dias de monitoramento ocorreram germinações com valores superiores à 100%, em que, para as sementes de tomate, esses eventos ocorreram em t=30; 330; t=560 a t=680 e t=1210 dias de monitoramento. Em se tratando das sementes de repolho, os dias em que apresentaram germinações maiores que 100% foram de t=0; t=60 a 120; t=300, 560, 590, 830, 1100 e 1210 dias. Tal fato ocorreu, possivelmente, devido aos menores crescimentos nas raízes das sementes de tomate e de repolho, o que contribuiu para o aumento da germinação em ambas as sementes.



Observa-se que no intervalo de  $t=390$  a  $t=440$  e  $t=330$  a  $t=470$  dias, para as sementes de tomate e de repolho, respectivamente, não foi registrado germinação. Isso ocorreu devido a mudança de lote das sementes adquiridas para a realização dos ensaios, descontinuando os testes de fitotoxicidade, que só foram normalizados após esse período. Conforme Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017), as sementes são altamente sensíveis ao estresse ambiental, o que causa danos fisiológicos e afeta o processo de germinação.

Na Figura 2, ilustra-se o comportamento do CRR-T e CRR-R ao longo do tempo de monitoramento do lixiviado.



**Figura 2: Crescimento Relativo da Radícula do Tomate e do Repolho**

Fonte: Autores (2025)

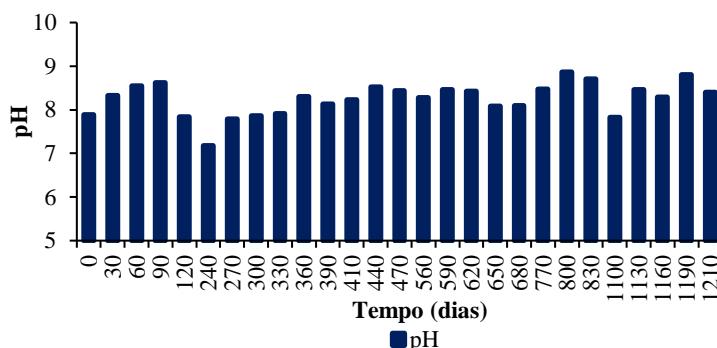
O CRR-T e CRR-R apresentaram valores médios que variaram de  $111,91 \pm 29,05\%$  e  $95,92 \pm 34,65\%$ , respectivamente. Observa-se, um comportamento menos variado e crescimento relativo mais baixo em comparação ao exposto na GRS, em termos percentuais (Figura 1). Isso pode ser visto por meio do coeficiente de variação de 26 e 36% para o CRR-T e CRR-R, respectivamente. Estudos desenvolvidos por Silva *et al.* (2015), Silva (2015) e Gomes *et al.* (2018), os autores observaram que a germinação relativa das sementes foi maior que o crescimento relativo da radícula. Tal fato ocorre porque, nesta fase do processo, as sementes utilizam suas reservas para nutrir-se e só após o consumo dessas reservas elas buscam nutrientes de fontes externas para o seu desenvolvimento.

Do mesmo modo que o apresentado para a GRS (Figura 1), no período de  $t=300$  a  $t=470$  dias, para as sementes de repolho, não foi registrado crescimento das raízes em função da mudança de lote das sementes adquiridas para a realização dos ensaios, sendo normalizado após esse período.

O CRR-T de  $t=0$  a  $t=120$  dias apresentou tendência de crescimento, já em relação ao CRR-R, notou-se que o crescimento foi menor nos primeiros dias de monitoramento (de  $t=0$  a  $t=90$ ) e, esse baixo crescimento, pode estar associado à presença de ácidos no meio. Isso ocorreu porque, no início do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, normalmente, desenvolvem-se traços de diversos ácidos minerais e, em maior quantidade, os orgânicos, principalmente, o ácido acético e toxinas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade às sementes (Silva *et al.*, 2015).

Importante salientar que, as sementes de repolho, já nos primeiros dias de monitoramento, exibiram maior sensibilidade ao lixiviado em relação as sementes de tomate. Isso contribui para uma maior inibição no crescimento das raízes das sementes de repolho, mesmo que expostas a baixas concentrações de lixiviado, inclusive, aquelas a 1%.

Na Figura 3, ilustra-se o comportamento dos valores de pH no lixiviado ao longo do tempo de monitoramento do lixiviado.



**Figura 3: Comportamento dos valores de pH no lixiviado**

Fonte: Autores (2025)

Analizando a Figura 3, observa-se que o pH do lixiviado exibiu, ao longo do tempo, valores variando entre  $8,25 \pm 0,37$ . Nota-se que o pH apresentou crescimento discreto entre os dias 240 e 830 de monitoramento, com teores que oscilaram numa faixa mínima de 7,17 e máximo de 8,86. Tal comportamento evidencia que os resíduos depositados no Aterro Sanitário, encontra-se na fase metanogênica de degradação, uma vez que, nessa fase ocorreu o consumo dos ácidos voláteis pelas arqueas metanogênicas.

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

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

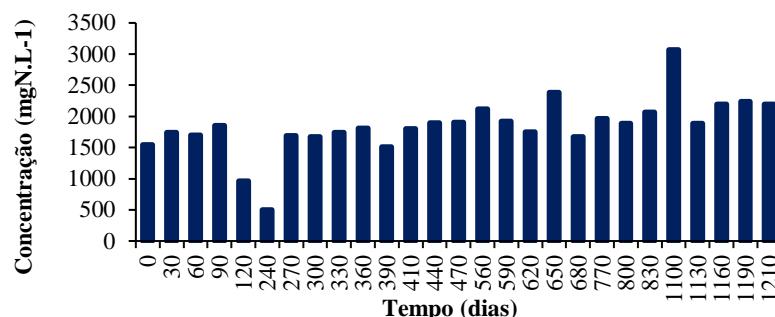
Observa-se que, entre  $120 \leq t \leq 270$  dias foi possível notar a redução dos valores de pH e da AT no lixiviado. Isso se deu, provavelmente, devido ao início de implantação e operação de uma nova célula de RSU que gerou, em função da idade dos resíduos, recém-depositados, um lixiviado com características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

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

De acordo com Singh, Elumalai e Pal (2016), o pH da chuva natural é em torno de 5,60, devido a ocorrência de dissolução do CO<sub>2</sub> presente na atmosfera em água. Dessa forma, quanto maior o volume de chuva, maior quantidade de água com pH abaixo do pH natural, logo, o lixiviado gerado tende a apresentar menores valores de pH.

### Nitrogênio Ammoniacal Total (NAT)

O nitrogênio amoniacial total é composto pelo somatório do íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e a amônia livre (NH<sub>3</sub>), sendo esta última considerada tóxica dos organismos vivos. Na Figura 4, demonstram-se as concentrações do NAT mensuradas no lixiviado ao longo do tempo de monitoramento.



**Figura 4: Comportamento do nitrogênio amoniacal total no lixiviado**

Fonte: Autores (2025)

As concentrações de Nitrogênio Amoniacal Total, conforme observa-se na Figura 4, se apresentaram elevadas, variando entre  $1.839,57 \pm 450,00 \text{ mgN.L}^{-1}$  e com máximos e mínimos de  $3.066,00$  e  $497,00 \text{ mgN.L}^{-1}$ , respectivamente. Esses valores corroboram com os apresentados por Szymańska-Pulikowska e Wdowczyk (2021), de acordo com esses autores, entre as formas de nitrogênio, o nitrogênio amoniacal é o mais abundante no lixiviado de aterros.

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

Verifica-se que os teores do NAT (Figura 4) no lixiviado aumentaram ao longo do tempo avaliado. No entanto, percebe-se que em alguns dias monitorados, houveram a redução das concentrações, a exemplo de  $t=120$ ,  $t=240$ ,  $t=390$ ,  $t=620$  e  $t=680$  dias e, que entre esses, o que apresentou maior redução foi na amostra analisada em  $t=240$  dias. Tal fato justifica-se pelas mudanças ocorridas na operação do Aterro Sanitário, como a construção e operação de uma nova Célula de disposição de RSU, assim como pela precipitação registrada na região, contribuindo para a diluição e redução das concentrações do nitrogênio, assim como de outros indicadores no lixiviado. Esse mesmo comportamento foi verificado por Ribeiro (2019), ao analisar o lixiviado in natura e o tratado em uma Lagoa no aterro em estudo.

De acordo com Contrera *et al.* (2014), no caso de resíduos de aterros sanitários, por exemplo, a amônia disponível no lixiviado está predominantemente na forma de bicarbonato de amônio ( $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ ). Tal fato, pode ser confirmado ao se analisar às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal total mensuradas durante o período avaliado.

O nitrogênio possui elevado potencial de contaminação ao meio ambiente e à saúde da população, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir. A toxicidade do NAT está diretamente relacionada com os valores do pH do meio, de modo que, segundo Von Sperling (2014), para pH menor que 8, todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), não tóxica. Já para pH igual a 9,2, aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de amônia gasosa ( $\text{NH}_3$ ), tóxica, e 50% na forma de  $\text{NH}_4^+$  e, para valores de pH maiores que 11, praticamente todo o nitrogênio está na forma de  $\text{NH}_3$ .

Destaca-se que, na faixa usual de pH, próxima a neutralidade, o NAT apresenta-se na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Dessa forma, verifica-se que, conforme a análise do pH (Figura 3), no lixiviado há um predomínio do nitrogênio na forma de  $\text{NH}_4^+$ .

No que se refere aos padrões de lançamento, o NAT é um dos indicadores utilizados na classificação das águas naturais e padrão de lançamento de efluentes. Conforme a Resolução CONAMA n. 430 (BRASIL, 2011), os limites máximos permitidos para o nitrogênio amoniacal total no meio ambiente é de  $20,0 \text{ mgN.L}^{-1}$ , valores muito inferiores aos mensurados no referido aterro.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A forma de nitrogênio predominante no lixiviado do aterro sanitário foi o  $\text{NH}_4^+$ , em função dos valores do pH observados. Apesar de ser considerada menos tóxica em relação a  $\text{NH}_3$ , observou-se que, esse indicador contribuiu no aumento da fitotoxicidade das sementes avaliadas ao longo do tempo de monitoramento, demonstrando que esse efluente oferece riscos de contaminação ao meio ambiente se disposto no solo e na água sem o tratamento adequado.

Dante dos resultados obtidos neste estudo, recomenda-se:

Testar diferentes concentrações do lixiviado para os testes de fitotoxicidade, de modo que possa-se observar esse efeito em diferentes cenários;

Avaliar outros parâmetros físico-químicos para observar as suas relações com os ensaios de fitotoxicidade;

Testar outras espécies vegetais para as diferentes concentrações de lixiviado do aterro sanitário.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

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

ARUNBABU,V.; INDU, KS.; 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.

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

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)*. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 16 de out. 2016.

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

CONTRERA, R.C.; DA CRUZ S.K.C.; MORITA, D.M.; DOMINGUES R.J.A.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. *Journal of environmental management*, v. 145, p. 385-393, 2014.

COLOMBO, A.; MÓDENES, A.N.; TRIGUEROS, D.E.G.; MEDEIROS, B.L.; MARIN, P.; MONTE BLANCO, S.P.D.; HINTERHOLZ, C.L. Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes. *Environmental Science and Health, Part A*. v.54, n.4, p.269-276, 2019. DOI: 10.1080/10934529.2018.1544475

GOMES, N.A. ALMEIDA, M.V.A.; MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D.; OLIVEIRA, R. Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. *Matéria*, v. 23, n. 3, 2018.

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.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. *Environmental Science and Technology*, v. 32, p. 297-336, 2002.

KLAUCK, C. R.; GIACOBBO, A.; ALTENHOFEN, C.G.; SILVA, L.B.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A.M.; RODRIGUES, M.A.S. Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and absorption. *Environmental Technology & Innovation*, v. 8, p. 246 - 255, 2017.

MARCOS FILHO, J. Germinação de sementes. In: *Semana de atualização em produção de sementes*. Campinas:



**33º CONGRESSO DA ABES**  
Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

**FITABES 2025**

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental  
Fundação Cargill, 1986. p.11-39.



MAVAKALA, B.K.; LE FAUCHEUR, S.; MULAJI, C.K.; LAFFITE, A.; DEVARAJAN, N.; BIEY, E.M.; GIULIANI, G.; OTAMONGA, Jean-Paul.; KABATUSUILA, P.; MPIANA, P.T.; POTÉ, J. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*, v. 55, p. 238-248, 2016.

MELO, M. C. Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca. 2003. 127p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MOREL, P.; GUILLEMAIN, G. Assessment of the possible phytotoxicity of a substrate using an easy and representative biotest. *Acta-horticulturae*, n.644, p.417 - 423, 2004.

RIBEIRO, V.R.A. Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural. 2019. 88p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

SILVA, E. M. *Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande - PB*. 2015. 81p. Dissertação (Dissertação de mestrado), Centro de Tecnologias e recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande - PB.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB. *Matéria*, v.20, n.4, p.840-851, 2015.

ŠOURKOVUMA, M.; ADAMCOVUMA, D.; ZLOCH, J.; SKUTNIK, Z.; VAVERKOVU, M.D. Evaluation of the Phytotoxicity of Leachate from a Municipal Solid Waste Landfill: The Case Study of Bukov Landfill. *Environments*, v.7, n.12, p.111, 2020. <https://doi.org/10.3390/environments7120111>

SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A.; WDOWCZYK, A. Changes of a Landfill Leachate Toxicity as a Result of Treatment With Phragmites australis and Ceratophyllum demersum–A Case Study. *Environmental Science*, v. 10, 2021. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.739562>

TÍQUIA, S. M.; TAM N.F.Y; HODGKISS, I. J. Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter. Hong Kong. *Environmental Pollution*, v.93, n.3, p.249-256, 1996.

VON SPERLING, M., *Lagoas de estabilização*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A. Analysis of the possibility of conducting a comprehensive assessment of landfill leachate contamination using physicochemical indicators and toxicity test, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 221, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112434>.