

Variação sazonal de indicadores físico-químicos e fitotóxicológicos em lixiviado de aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro

Seasonal variation of physical-chemical and phytotoxicological indicators in leached of a sanitary landfill in the semiarid region of Brazil

Samanda Costa Nascimento^{1*} , **Elisângela Maria da Silva¹** ,
Naiara Angelo Gomes¹ , **Libânia da Silva da Silva Ribeiro¹** ,
Márcio Camargo de Melo¹ , **Veruschka Escarião Dessoles Monteiro¹** 

RESUMO

A composição do lixiviado de aterros sanitários sofre influência de diversos fatores, entre eles as condições climáticas. Assim, o objetivo deste estudo consistiu em analisar a variação sazonal na composição e na toxicidade do lixiviado gerado no aterro sanitário localizado em Campina Grande (PB), região semiárida do Brasil, o qual apresentava idade inferior a cinco anos (aterro jovem). A amostragem foi constituída de sete coletas de lixiviado e passou por caracterização físico-química e análises fitotóxicológicas em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleracea*). Na avaliação fitotóxicológica, foram analisados os indicadores crescimento relativo da raiz (CRR) e inibição do crescimento da raiz (ICR), expostos a três tratamentos, cujas concentrações foram de 1, 5 e 10% de lixiviado. Para avaliar a relação da precipitação com a composição e a toxicidade do lixiviado, foi utilizada a análise de correlação entre as variáveis estudadas. De acordo com os resultados, verificou-se que a precipitação influenciou na redução do pH, no entanto, para os demais indicadores físico-químicos (alcalinidade total, nitrogênio amoniacal total, cloretos, demanda química de oxigênio e sólidos voláteis) e para os indicadores fitotóxicológicos (CRR e ICR), não foram obtidas relações com a precipitação. Logo, os eventos de chuva determinados neste estudo não causaram alterações na composição nem na toxicidade do lixiviado.

Palavras-chave: lixiviado de aterro sanitário; toxicidade; precipitação; indicadores.

ABSTRACT

The composition of the leached in sanitary landfills is influenced for several factors, including climatic conditions. In this study aimed to analyze the seasonal variation in the composition and toxicity of the leached generated in the Sanitary Landfill located in *Campina Grande*, semiarid region of Brazil, which was less than 5 years old (young landfill). Sampling consisted of 7 leached collections, in which physicochemical characterization and phytotoxicological analyzes were carried out in tomato (*Solanum lycopersicum*) and cabbage (*Brassica oleracea*) seeds. In the phytotoxicological assessment, the indicators Relative Root Growth (RRG) and Inhibition of Root Growth (IRG) were analyzed, exposed to three treatments (T1, T5 and T10), in the concentrations from 1%, 5% and 10% of leached. To assess the relationship from precipitation with composition and toxicity of the leached, correlation analysis was used between the variables studied. According to the results, the precipitation influenced the pH reduction, however, for the other physical-chemical indicators (total alkalinity, total ammoniacal nitrogen, chlorides, chemical oxygen demand and volatile solids) and for the phytotoxicological indicators (CRR and ICR), relationships with precipitation were not obtained. Therefore, the rainfall events determined in this study did not cause changes in the composition and toxicity of the leached.

Keywords: Leached of sanitary landfill; Toxicity; Precipitation; Indicators.

¹Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB), Brasil.

*Autor correspondente: samandacosta93@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento do Ensino Superior (CAPES).

Recebido: 26/06/2021 - Aceito: 18/07/2022 - Reg. ABES: 20210172

INTRODUÇÃO

O lixiviado tem sido um dos maiores problemas associados à operação ambiental de aterros sanitários em virtude da composição complexa e variável, ao longo de sua vida útil (CANTO; PICH; GEREMIAS, 2013; ŽALTAUSKAITĖ; VAITONYTE, 2016). A variabilidade e as características desse efluente são influenciadas por fatores climáticos, operacionais e estruturais, os quais interferem direta e indiretamente no volume gerado e na sua carga de poluição (NAVEEN *et al.*, 2017).

Entre os referidos fatores, a idade do aterro e a precipitação merecem destaque, pois influenciam diretamente as características físico-químicas e toxicológicas do lixiviado. No caso da idade, os aterros podem ser enquadrados em jovens (idade < 5 anos), intermediários (idade entre 5 e 10 anos) e velhos (idade > 10 anos) (AHMED; LAN, 2012). O lixiviado jovem contém elevadas concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), ácidos graxos voláteis e alta relação DBO_5/DQO (RENOU *et al.*, 2008).

Em aterros sanitários localizados nas regiões semiáridas, normalmente, a produção de lixiviado sofre interferência das baixas precipitações e das elevadas taxas de evaporação, resultando em efluentes concentrados e com baixo volume (GHASINEJAD *et al.*, 2020). Conforme demonstrado no estudo de Abunama, Othman e Nilam (2021) em um aterro sanitário localizado no semiárido de Israel, o lixiviado gerado nessa condição climática apresenta maiores potenciais de poluição, quando comparado a aterros localizados em regiões úmidas. Destaca-se que chuvas de grande intensidade potencializam a geração de lixiviado, alterando a sua composição e toxicidade, pela diluição de seus compostos (YANG *et al.*, 2019). A composição do lixiviado ainda é influenciada pela adoção da recirculação, prática comum em aterros localizados em regiões áridas e semiáridas (CHAMEM; FELLNER; ZAIRI, 2020). Apesar de essa técnica manter a umidade dos resíduos na estação seca, acelerar o processo de biodegradação e reduzir o volume do efluente armazenado em lagoas de acúmulo a longo prazo, tal medida pode elevar as concentrações de poluentes no lixiviado gerado (CALABRÒ *et al.*, 2018).

Dessa forma, o monitoramento contínuo da composição do lixiviado em aterros localizados em regiões semiáridas é essencial para compreender as mudanças que ocorrem ao longo da operação do aterro sanitário, como também avaliar o potencial de poluição e os riscos de contaminação inerentes à sua composição. Importante salientar que, embora a idade e o clima sejam constantemente associados às características do lixiviado, se devem considerar a operação e o manejo dos aterros e os tipos de resíduos recebidos, uma vez que as características desses resíduos podem afetar a sua composição.

Usualmente, esse monitoramento é realizado por meio da determinação de indicadores físico-químicos, como: pH, DQO, DBO_5 , sólidos totais (ST), nitrogênio amoniacal total (NAT) e cloretos, no entanto Zagatto (2014) sugere analisar a toxicidade de efluentes utilizando as análises ecotoxicológicas em conjunto com as análises físico-químicas, pois esta última por si só não retrata o impacto ambiental nem os efeitos sobre o ecossistema causado por poluentes.

Na avaliação ecotoxicológica são utilizados organismos-teste (bioindicadores), os quais podem ser expostos a substâncias químicas, misturas complexas, efluentes líquidos ou amostras ambientais. Como os organismos possuem pequeno limite de tolerância ecológica a determinadas substâncias químicas,

é possível observar, ao final do ensaio, alterações morfológicas, fisiológicas ou comportamentais (BARSZCZ *et al.*, 2019).

A toxicidade de lixiviados de aterros com diferentes idades tem sido abordada por diversos autores, a exemplo de Kalcikova *et al.* (2011), Žaltauskaitė e Vaitonyte (2016), Franco *et al.* (2017), Costa *et al.* (2018), Colombo *et al.* (2019) e Scandelai *et al.* (2019). Nesses estudos foi avaliado o efeito do lixiviado em vários organismos-teste enfatizando a contaminação ambiental causada pelo efluente, no entanto cabe ressaltar dois aspectos na análise de toxicidade do lixiviado. O primeiro diz respeito à idade do aterro, pois, como determinado por Kalcikova *et al.* (2011), o lixiviado gerado em célula em operação é mais tóxico aos organismos, quando comparado ao lixiviado de células já encerradas. O segundo aspecto é em relação ao tipo do organismo escolhido para o ensaio, pois, a depender da escolha, os custos de implementação se tornam inviáveis.

Dessa maneira, a fitotoxicidade, na avaliação da toxicidade de efluentes, tem sido bastante utilizada, por apresentar baixo custo e rápido resultado, a exemplo do estudo de Ghosh, Thakur e Kaushik (2017), que analisou a toxicidade do lixiviado gerado em aterro sanitário. Para esses autores, os ensaios foram representativos na análise dos riscos de contaminação, tendo em vista a possibilidade de medir a toxicidade geral dos inúmeros poluentes contidos no efluente.

A literatura internacional traz vários estudos, como de Klauck, Rodrigues e Silva (2015), Budi *et al.* (2016), Klauck *et al.* (2017), Li *et al.* (2017), Adeyemi-Ale, Anifowoshe e Abdulkareem (2018), Vaverková (2019) e Šourková *et al.* (2020), os quais usaram sementes de alface, tomate, cebola e mostarda-branca como bioindicadores da toxicidade de lixiviado de aterros sanitários localizados em países da América, Ásia, Europa e África. Além deles, Gomes *et al.* (2018) e Colombo *et al.* (2019) aplicaram ensaios de fitotoxicidade em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleracea*) e alface (*Lactuca sativa*) para a avaliação da toxicidade do lixiviado em aterros sanitários brasileiros.

Sendo assim, considerando a necessidade de verificar as interferências da precipitação em aterro localizado na região semiárida do Brasil, este estudo teve como objetivo analisar a variação sazonal dos indicadores físico-químicos e fitotóxicos do lixiviado gerado no aterro sanitário localizado em Campina Grande (ASCG), Paraíba, Brasil.

METODOLOGIA

Área de estudo

O ASCG está localizado na área rural do Distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, especificamente nas coordenadas UTM 829172 e 9194834. Esse aterro teve sua operação iniciada no mês de julho de 2015 e durante o ano de 2019, fase de estudo desta pesquisa, recebeu aproximadamente 600 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) por dia, provenientes de 28 municípios paraibanos. O aterro conta com duas macrocélulas de RSU, denominadas de macrocélula 1, com dimensões $210 \times 210 \times 40$ (comprimento \times largura \times altura), cuja operação foi finalizada em fevereiro de 2020; e macrocélula 2, que atualmente recebe os RSU.

Em relação à operação da macrocélula 1, o recobrimento dos resíduos foi realizado diariamente com solo do tipo arenoargilo, ao final de cada jornada

de trabalho, e a compactação dos resíduos, por meio de um trator de esteira. Essas mesmas condições de recobrimento e compactação estão sendo utilizadas para a operação da macrocélula 2.

O município de Campina Grande, especialmente, onde está localizado o ASCG, é definido como uma região de clima quente e úmido e regime pluviométrico concentrado em uma única estação do ano — com chuvas de outono-inverno —, proporcionando déficits hídricos nos meses de ausência de precipitação, quando a evaporação excede o volume de precipitado (CAMPOS, 1997). Além disso, o ASCG localiza-se na área de abrangência do semiárido brasileiro, região caracterizada por apresentar:

- precipitação pluviométrica média anual de 800 mm;
- índice de aridez de até 0,5;
- risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2013).

Etapas metodológicas

A metodologia deste estudo foi dividida em quatro etapas, como Figura 1.

Etapa 1: coleta das amostras

O lixiviado utilizado neste estudo correspondeu ao efluente *in natura* gerado na macrocélula 1 do ASCG entre os anos de 2015 e 2019. Esse efluente foi coletado na tubulação de descarga da lagoa de acúmulo denominada de L1, a qual corresponde a um reservatório de armazenamento e tratamento biológico do lixiviado gerado no ASCG.

No total, foram realizadas sete amostragens de lixiviado *in natura* (A1, A2, A3, A4, A5, A6 e A7), referentes aos meses de março, abril, julho, outubro, novembro e dezembro do ano de 2019. A coleta, o acondicionamento, a preservação e o transporte das amostras de lixiviado deram-se conforme as orientações estabelecidas pelo *Standard methods for the examination of waste and wastewater* (APHA, 2017).

Etapa 2: análises físico-químicas

A caracterização das amostras de lixiviado *in natura* (A1 a A7) ocorreu mediante a determinação dos indicadores físico-químicos: potencial hidrogeniônico (pH); alcalinidade total (AT); NAT; cloretos; DQO; e sólidos voláteis (SV), no Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia, pertencente à

Universidade Federal de Campina Grande, seguindo as metodologias recomendadas pelo *Standard methods for the examination of waste and wastewater* (APHA, 2017).

Etapa 3: ensaio fitotoxicológico

O efeito tóxico do lixiviado do ASCG foi medido por meio de testes de fitotoxicidade utilizando sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleracea*), espécies recomendadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1996).

O estudo analisou três tratamentos — T1, T5 e T10 —, os quais corresponderam às concentrações de 1, 5 e 10% (v/v), respectivamente, de lixiviado *in natura* diluído em água destilada. Para a avaliação da fitotoxicidade do efluente, foram distribuídas 20 sementes de cada espécie em placas de Petri (Ø 10 cm), contendo duas camadas de papel-filtro qualitativo (porosidade = 110 mm), e, em seguida, foram inseridos 10 mL dos tratamentos T1, T5 e T10. O ensaio ocorreu em triplicata. Para a amostra em branco, definida como controle, utilizou-se água destilada para o umedecimento. Posteriormente, as placas foram incubadas em estufa do tipo BOD mantidas à temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, em ausência de luz, por 120 horas (cinco dias), de forma estática. Após o período de incubação, foi realizada a leitura do ensaio, que consistiu na medição do comprimento das raízes, sendo medidas apenas as sementes que apresentaram crescimento igual ou superior a 1 cm.

O crescimento relativo da raiz (CRR), expresso em porcentagem, foi calculado mediante a Equação 1 (PINHO *et al.*, 2017).

$$\text{CRR (\%)} = \left(\frac{\text{CRA}}{\text{CRC}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Em que:

CRA: comprimento da raiz da amostra;

CRC: comprimento das raízes do controle.

Posteriormente, foi calculado o percentual de inibição do crescimento das raízes (ICR), por meio da Equação 2, expresso também em porcentagem.

$$\text{ICR (\%)} = 100 - \text{CRR} \quad (2)$$

Os CRA e CRC corresponderam aos valores médios de crescimento obtidos nas replicatas.

Etapa 4: análise dos dados

Para verificar a variação sazonal dos indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos, utilizou-se a análise de correlação entre esses parâmetros e a precipitação pluviométrica. Neste estudo, a precipitação pluviométrica considerada consistiu no volume de chuva ocorrido nos 30 dias antecedentes à coleta das amostras de lixiviado na tubulação de descarga, incluindo a precipitação no dia da coleta. Assim, a precipitação pluviométrica acumulada em 30 dias, expressa em milímetros, foi denominada de P30. Logo, para cada amostra (A1, A2, A3, A4, A5, A6 e A7) existiu um valor da P30.

O p de Pearson obtido em cada correlação foi comparado com os valores de críticos do coeficiente de Pearson para sete amostras. Para Barbetta (2010), esse valor corresponde a 0,754, considerando o grau de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Assim, a existência de correlação entre as variáveis foi verificada

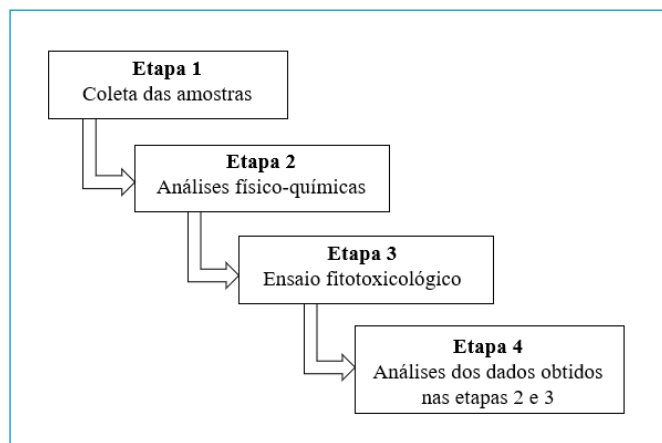


Figura 1 - Etapas metodológicas.

para os valores com p de Pearson igual ou superior a 0,754. Essa metodologia foi adotada para verificar a interferência nas concentrações mediante os eventos de chuva. Os dados diários de precipitação foram obtidos na estação meteorológica de Campina Grande (código nº 82.795), disponibilizados no *site* do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), na plataforma de Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa.

Os dados resultantes do ensaio de fitotoxicidade foram analisados por meio da análise de variância (ANOVA), de fator único, observando-se a inibição do crescimento das raízes quando expostas aos diferentes tratamentos e a sensibilidade das espécies utilizadas. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* Bioestat, versão 5.0, e Microsoft Excel 2017.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise físico-química

As características físico-químicas das amostras de lixiviado *in natura* e o volume pluviométrico acumulado nos últimos 30 dias (P30) estão apresentadas na Tabela 1.

Por meio da Tabela 1, nota-se que alguns indicadores físico-químicos tiveram maiores variações ao longo do período analisado, a exemplo de AT, DQO e SV. Esse comportamento pode estar associado ao confinamento de resíduos com diferentes idades, visto que a deposição de resíduos no aterro se dava diariamente. Em relação a P30, cabe ressaltar que, nos meses em que seu valor foi inferior a 30 mm, houve recirculação de lixiviado, para manter a umidade dos resíduos e acelerar o processo de biodegradação.

Considerando os dados de precipitação, observa-se que os maiores volumes de chuva registrados ocorreram nos dias anteriores às coletas A2, A3 e A4, e os menores, nos dias anteriores às coletas A1 e A5. Já para as amostras A6 e A7 não houve registro de precipitação. Os valores de P30 coincidem com o período chuvoso da região de Campina Grande, tendo início em março/abril e prolongando-se até agosto (CUNHA; RUFINO; IDEIÃO, 2009).

Analisando individualmente cada indicador e sua relação com os dados de precipitação, verifica-se que os valores do pH apresentaram poucas variações, com valores máximo e mínimo de 8,9 e 8,1, respectivamente. A faixa de pH analisada neste estudo é característica de aterros que estão na fase metanogênica de biodegradação, pois o aumento do pH ocorre em virtude do consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas, transformando-os em gás metano

e CO_2 (KJELDEN *et al.*, 2002). Logo, o ASCG nos primeiros cinco anos de operação já se encontrava na fase metanogênica e ainda apresentava valores de pH similares a de aterros estabilizados com idade superior a 20 anos, cujo pH > 8 (TATSI *et al.*, 2003).

Verificando a relação do pH com a precipitação, constatou-se que os menores valores do pH foram obtidos nas amostras A3 e A4, período em que se registraram os maiores volumes de P30. Por outro lado, quando P30 foi igual a 0, as unidades de pH apresentaram-se maiores. Sendo assim, a precipitação causou leve redução nos valores do pH do efluente, podendo isso estar relacionado à diluição de sais solúveis. Vale destacar que as precipitações contêm O_2 , bem como outros gases, o que faz com que o pH decresça em magnitude. Estudos realizados por Melo (2011) mostraram que há forte correlação entre precipitações e decréscimos de pH, uma vez que a água da chuva já é naturalmente ácida em razão da presença do gás carbônico (CO_2) na atmosfera. Por meio da análise de correlação entre o pH e P30, foi confirmada a relação forte e negativa, cujo coeficiente de Pearson (p) foi de -0,862 (Tabela 2).

Aqui, os valores da AT variaram entre 4.125 e 9.375 $\text{mg}\times\text{L}^{-1}$. No período monitorado, viram-se dois picos com elevados valores da AT nos meses de março e julho de 2019, comportamento diretamente relacionado ao aterramento diário de resíduos. Cabe acrescentar que elevados teores de alcalinidade resultam em um lixiviado altamente tamponado, impedindo, assim, a variação brusca do pH (MOODY; TOWNSEND, 2017). Esse comportamento foi observado no presente estudo, cujos valores do pH foram superiores a 8.

Acompanhar o comportamento da alcalinidade em lixiviado é muito importante em aterros sanitários, pois esse indicador está diretamente ligado à decomposição bioquímica e ao processo de dissolução que ocorre nos aterros, podendo ainda indicar o nível de biodegradação do maciço de resíduos (NAVEEN *et al.*, 2017).

Tratando-se do indicador NAT do lixiviado *in natura*, houve variação de 11% em seus valores, com concentração mínima de 1.673 $\text{mg}\times\text{L}^{-1}$ e máxima de 2.380 $\text{mg}\times\text{L}^{-1}$. Os teores de NAT e AT mensurados no estudo estão na faixa comumente analisada para aterros de cinco anos (ZIYANG *et al.*, 2009). Cabe ressaltar que os indicadores NAT e AT apresentaram correlação entre si, visto que o NAT é o maior contribuinte para a geração da alcalinidade nos lixiviados (FERREIRA, 2010; GOMES *et al.*, 2018).

As concentrações de cloretos variaram de 5.398,3 a 6.598 $\text{mg}\times\text{L}^{-1}$. Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), os teores de cloretos observados em lixiviado

Tabela 1 - Características das amostras de lixiviado e volume pluviométrico acumulado*.

Amostras	Data da coleta	Indicadores físico-químicos						P30
		pH	AT	NAT	Cloretos	DQO	SV	
A1	26/03/2019	8,3	9.375	2.121	6.148,1	14.444,4	7.200	28,6
A2	24/04/2019	8,5	4.875	1.925	6.598	17.204,3	7.100	71,4
A3	03/07/2019	8,1	9.625	2.380	5.248,4	15.771,8	3.500	132,5
A4	24/07/2019	8,1	4.125	1.673	5.598,3	29.738,6	9.600	150,6
A5	16/10/2019	8,5	6.250	1.967	5.798,2	18.709,7	7.500	27,5
A6	27/11/2019	8,9	5.625	1.890	6.448	16.118,4	2.300	0
A7	11/12/2019	8,7	5.625	2.065	5.398,3	15.848,6	4.900	0

*Todas as unidades são em $\text{mg}\times\text{L}^{-1}$, exceto o pH, que é adimensional, e a P30, que é em mm; AT: alcalinidade total; NAT: nitrogênio amoniacal total; DQO: demanda química de oxigênio; SV: sólidos voláteis; P30: precipitação acumulada nos últimos 30 dias antecedentes ao dia da coleta, incluindo o volume precipitado no dia da coleta.

de aterro sanitário costumam variar de 150 a 4.500 mg×L⁻¹, faixa inferior à observada neste estudo. No entanto, em uma pesquisa realizada por Calabrò *et al.* (2018) em aterro sanitário na Itália, as concentrações de cloretos foram acima de 5.900 mg×L⁻¹. De acordo com Naveen *et al.* (2017), os altos valores presentes em amostras de lixiviado refletem a presença de sais solúveis contidos nos RSU.

Para os indicadores AT, NAT e cloretos, não foi identificada correlação com os dados de precipitação, com valores de coeficiente de Pearson iguais a 0,020, 0,036 e 0,384, respectivamente (Tabela 2).

Em termos de concentração de DQO, as amostras analisadas de lixiviado do ASCG apresentaram-se na faixa esperada para um aterro de até cinco anos (> 10.000 mg×L⁻¹) (FOO; HAMEED, 2009). Quanto à variação das concentrações desse indicador, segundo Chamem, Fellner e Zairi (2020), tal variação ao longo de um período de monitoramento pode estar relacionada à operação do aterro, como a recirculação de lixiviado, o recobrimento diário dos resíduos e sua compactação. Verificando a relação da DQO com P30, notou-se que a amostra A4, que apresentou valor máximo da DQO = 29.738,9 mg×L⁻¹, coincidiu com o maior registro de volume de P30 (150,6 mm). Já o menor valor da DQO foi obtido na amostra A1 (14.444,4 mg×L⁻¹). Nesse período foi registrado baixo volume de precipitação (28 mm). No entanto, neste estudo, não foi observada correlação entre a DQO e a precipitação (p = 0,633) para o grau de significância de 5% (Tabela 2).

O indicador SV apresentou valor máximo na amostra A4 (9.600 mg×L⁻¹) e valor mínimo na amostra A6 (2.300 mg×L⁻¹). Para esse indicador, não foi observada correlação com P30, p = 0,381 (Tabela 2).

Apesar de a literatura relatar que a entrada de água no maciço de resíduos, por meio da precipitação, promove a diluição do lixiviado e, conseqüentemente, reduz a concentração de matéria orgânica (YANG *et al.*, 2019) e a de poluentes (CHAMEM; FELLNER; ZAIRI, 2020), esse comportamento não foi observado aqui. Tal fato pode ter ocorrido por o maciço sanitário ser um meio poroso e reter esses líquidos, formando bolsões que ficam represados em seu interior. Outro motivo pode ser o fato de que a geração de lixiviado diluído não se dá de maneira instantânea com a variação da precipitação.

Segundo Lins *et al.* (2011), a interferência da pluviosidade na vazão e drenagem de efluentes líquidos em aterros pode levar certo período de tempo para ser observada, provavelmente pela necessidade de que em primeiro lugar ocorra a saturação do solo de cobertura e da massa de resíduos. Assim, a influência da precipitação pode ter ocorrido em dias anteriores ou posteriores à coleta, o que dificultou identificar a relação da precipitação com a composição do lixiviado. Um estudo realizado por Ghiasinejad *et al.* (2020) revelou que em aterros sanitários localizados em clima semiárido cerca de 30% da precipitação é perdida por evaporação, reduzindo consideravelmente a geração de lixiviado.

Tabela 2 - Valores do coeficiente de Pearson (p) entre a precipitação e os indicadores físico-químicos*.

	pH	AT	NAT	Cloretos	DQO	SV
P(30) (mm)	-0,866	0,020	-0,036	-0,384	0,633	0,381

*Todas as unidades são em mg×L⁻¹, exceto o pH, que é adimensional, e a P30, que é em mm; AT: alcalinidade total; NAT: nitrogênio amoniacal total; DQO: demanda química de oxigênio; SV: sólidos voláteis; P30: precipitação acumulada nos últimos 30 dias antecedentes ao dia da coleta, incluindo o volume precipitado no dia da coleta.

Outra característica que pode ter influência sobre as interferências de precipitação na composição do lixiviado são as intensidades das chuvas. Segundo o estudo de Hoai *et al.* (2021), no período em que os eventos de chuva foram de menor intensidade, observou-se que as concentrações dos poluentes se mantiveram na mesma faixa de variação quando comparadas com as do período de estiagem. Logo, como constatado neste estudo, as pequenas precipitações e a ausência da chuva não causaram aumento nas concentrações dos poluentes, como observado nos indicadores físico-químicos das amostras A6 e A7.

Bhatt *et al.* (2017) e Venkatesh Reddy, Shekhar Rao e Kalamdhad (2020) avaliaram em laboratório, sob condições controladas, a influência da precipitação na composição do lixiviado, para diferentes eventos de chuva. Para tal, foi utilizada modelagem matemática. No entanto, quando se trata de estudos de campo, não há controle das variáveis externas. Sendo assim, apesar de as pesquisas em laboratório nortear o comportamento no campo, é preciso analisar o comportamento real do aterro a fim de verificar quais parâmetros são alterados com os eventos de chuva e quais volumes causam diluição na carga poluidora.

Fitotoxicidade

Os resultados do ensaio de fitotoxicidade quanto ao crescimento relativo da raiz estão apresentados na Tabela 3.

Por meio da Tabela 3, foi possível notar um pico de toxicidade na amostra A1, que apresentou o valor do CRR médio entre as sementes de tomate e repolho de 85,6% para o tratamento T1, inibindo o crescimento da raiz em 14,4%. Para o tratamento T5, a inibição foi de 59,6%, e para o tratamento T10 a inibição foi máxima (100%), com valor do CRR igual a zero, não havendo crescimento da raiz. Ou seja, mesmo em pequenas concentrações, o lixiviado já causa significativa inibição no desenvolvimento das sementes. Observou-se ainda redução da toxicidade na amostra A5, sendo esta a amostra que apresentou um dos maiores valores de CCR médio entre as sementes quando comparada com as outras amostras.

Nas amostras A3, A4, A5 e A7 do tratamento T1, para as sementes de tomate, não foi verificada toxicidade, havendo aumento do crescimento da raiz quando comparadas com o controle (CRR > 100%). Para amostras de concentração de 1% foi observado estímulo no crescimento das raízes, o mesmo visto nas amostras A2, A3, A6 e A7 para as sementes de repolho no tratamento T1. A amostra A7 apresentou maior valor do CRR médio (121,6%) entre as suas sementes, apesar de apresentar CRR igual a zero no tratamento T10. As demais amostras

Tabela 3 - Valores do crescimento relativo da raiz (%) para os diferentes tratamentos.

Amostras	Tratamentos					
	T1 (%)		T5 (%)		T10 (%)	
	Tomate	Repolho	Tomate	Repolho	Tomate	Repolho
A1	86,2	84,94	40,07	40,65	0	0
A2	94,9	107,95	63,24	60,10	0	0
A3	119,1	104,49	76,87	30,22	0	0
A4	106,4	96,25	98,23	67,66	0	33,02
A5	160	79,39	116,69	50,59	83,61	23,40
A6	82,3	113,57	70,47	67,93	40,32	38,80
A7	124,9	113,33	69,87	28,67	0	0

para o tratamento T1, em ambas as sementes, apresentaram CCR > 80%, e, segundo Lumbaqué *et al.* (2017), o efluente não causou efeito significativo no crescimento das raízes. Logo, o tratamento T1 não foi fitotóxico. Isso ocorreu por conta da baixa concentração dos poluentes presentes no lixiviado, causada pela diluição do tratamento, o qual contém apenas 1% de lixiviado. Já para as sementes com estímulo em seu crescimento, essa redução da carga poluidora do T1 comportou-se como nutriente para seu desenvolvimento, dado que há presença de sais e matéria orgânica dissolvidos na amostra. Esse mesmo comportamento também foi verificado no estudo de Arunbabu, Indu e Ramasamy (2017), ao determinar que o lixiviado em baixas concentrações promoveu o crescimento das sementes.

O tratamento T5 inibiu o crescimento para a semente de tomate em 23,5%, com CRR médio entre as amostras de 76,49%, e para a semente de repolho a inibição foi de 50,6%, apresentando CRR médio entre as amostras de 49,4%. Apesar da diferença de crescimento entre as sementes de tomate e repolho, não foi observada variação significativa entre os crescimentos ($p > 0,05$) (Figura 1). A amostra A5 foi a única em que ocorreu estímulo do crescimento da raiz, apresentando o valor do CRR de 116,69% para a semente de tomate.

Em todas as amostras do tratamento T10 houve inibição no crescimento das raízes, e em quatro amostras o valor do CRR foi de 0%, ou seja, causou inibição do crescimento da raiz em 100% das sementes. Logo, esse tratamento apresenta-se como um efluente com alto grau de toxicidade. Para as amostras A5 e A6 que apresentaram valores diferentes de zero para esse tratamento, observou-se maior crescimento na semente de tomate. Embora essas duas amostras tenham tido comportamento diferente das demais, segundo Young *et al.* (2012), valores de CRR abaixo de 80% já causam inibição significativa no crescimento da semente, de modo que, quando mais próximo de zero, maior o efeito tóxico causado pelo efluente. A amostra A4 propiciou a inibição de 100% (CRR = 0) para a semente de tomate e de 69,98% para a semente de repolho. Casos como esse podem ocorrer durante o ensaio, visto que as sementes apresentam reservas nutritivas e sensibilidade diferentes.

Apesar de as sementes de tomate apresentarem o valor do CRR médio das amostras maior que o das sementes de repolho, em geral, não foi verificada variação significativa de sensibilidade entre elas, quando exposta ao mesmo tratamento, $p > 0,05$ do teste Anova.

Relacionando os resultados fitotoxicológicos com a incidência de precipitação (P30) (Tabela 4), não foi verificada correlação entre as variáveis para o nível de significância de 5%. Em todas as amostras o coeficiente de Pearson foi menor que o valor crítico para as sete amostras (0,754). Esse mesmo comportamento de inexistência de relação entre a fitotoxicidade e a precipitação também foi relatado por Araújo Neta (2019) em seu estudo sobre o ASCG.

Analisando a relação entre os dados fitotoxicológicos e os indicadores físico-químicos do lixiviado (Tabela 4), observou-se, de modo geral, a ausência de correlação, apresentando valores do coeficiente de Pearson menores que o valor crítico (0,754). Apenas o tratamento R-T5 apresentou relação significativa com o NAT, com p de Pearson igual a -0,845. Segundo Bożym, Król e Mizerna (2021), embora os compostos de nitrogênio sejam essenciais para as plantas, o seu excesso, principalmente o da amônia, inibe o crescimento da planta. Logo, as maiores concentrações de NAT podem causar redução no CRR para a semente de repolho.

Contudo, se considerar o grau de significância de 0,10 e 0,20, cujos valores críticos de Pearson para as sete amostras são de 0,669 e 0,551, respectivamente,

Tabela 4 - Valores do coeficiente de Pearson (p) entre o crescimento relativo da raiz (%), a precipitação e os indicadores físico-químicos*.

	P(30)	Indicadores físico-químicos					
		pH	AT	NAT	Cloretos	DQO	SV
T-T1	0,005	-0,092	-0,023	0,148	-0,581	0,104	0,194
T-T5	0,267	-0,116	-0,414	-0,352	-0,377	0,578	0,288
T-T10	-0,411	0,375	-0,133	-0,176	0,144	-0,048	-0,051
R-T1	-0,078	0,455	-0,294	0,032	0,067	-0,177	-0,624
R-T5	0,122	0,148	-0,669	-0,845	0,629	0,555	0,278
R-T10	0,005	0,233	-0,521	-0,698	0,178	0,556	0,034

*Todas as unidades são em mg L⁻¹, exceto o pH, que é adimensional, e a P30, que é em mm; AT: alcalinidade total; NAT: nitrogênio amoniacal total; DQO: demanda química de oxigênio; SV: sólidos voláteis; P30: precipitação acumulada nos últimos 30 dias antecedentes ao dia da coleta, incluindo o volume precipitado no dia da coleta; coluna 1: tratamentos X-TY, em que o X se refere ao tipo de semente (T = tomate; R = repolho) e o TY aos tratamentos T1, T5 e T10.

observa-se a existência de correlação entre: T-T1 e os cloretos ($p = -0,581$); T-T5 e a DQO ($p = 0,578$); R-T1 e o SV ($p = -0,624$); R-T5 e a AT ($p = -0,669$), os cloretos ($p = 0,629$) e a DQO ($p = 0,555$); e R-T10 e o NAT ($p = -0,698$) e a DQO ($p = 0,556$). De acordo com os estudos de Pablos *et al.* (2011) e Gomes *et al.* (2018), os indicadores NAT, cloretos, AT e DQO são os principais elementos que elevam a toxicidade do lixiviado.

CONCLUSÕES

- A precipitação não interferiu significativamente nas variações dos indicadores físico-químicos, exceto em relação ao parâmetro pH, que teve seus valores reduzidos durante eventos de chuva;
- Em relação à toxicidade do lixiviado, por meio do teste de fitotoxicidade, foi verificado que as precipitações ocorridas não interferiram no potencial tóxico do lixiviado;
- O lixiviado em concentrações acima de 10% foi fitotóxico para as sementes estudadas em virtude do aumento da inibição do crescimento. Portanto, esse efluente em contato com o meio ambiente pode alterar significativamente o funcionamento do ecossistema existente;
- Recomenda-se para futuras pesquisas o aumento da série temporal dos indicadores físico-químicos e fitotoxicológicos analisados neste estudo, além da inserção de novos indicadores, como a DBO₅ e a relação DBO/DQO, a fim de melhor avaliar a variação sazonal do lixiviado, em termos de composição e fitotoxicidade.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Nascimento, S.C.: Conceituação, Curadoria de Dados, Análise Formal, Investigação, Metodologia, Escrita — Primeira Redação. Silva, E.M.: Curadoria de Dados, Metodologia, Validação, Visualização, Escrita — Primeira Redação. Gomes, N.A.: Curadoria de Dados, Supervisão, Visualização, Escrita — Revisão e Edição. Ribeiro, L.S.: Supervisão, Escrita — Revisão e Edição. Melo, M.C.: Supervisão, Escrita — Revisão e Edição. Monteiro, V.E.D.: Supervisão, Escrita — Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

- ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; NILAM, T.I.T. Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates. *International Journal of Environment and Waste Management*, v. 27, n. 1, p. 79-92, 2021. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2021.111906>
- ADEYEMI-ALE, O.A.; ANIFOWOSHE, A.T.; ABDULKAREEM, S.I. Ecotoxicological assessment of leachate from amilegbe dumpsite, Ilorin, Nigeria using *Clarias gariepinus* (Burchell 1822) and *Allium cepa*. *Agrosearch*, v. 18, n. 2, p. 59-71, 2018. <https://doi.org/10.4314/agrosh.v18i25>
- AHMED, F.N.; LAN, C.Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review. *Desalination*, v. 287, p. 41-54, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.12.012>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of waste and wastewater*. 23ª ed. Washington, DC: APHA, 2017.
- ARAÚJO NETA, D.G. *Biodegradação dos resíduos sólidos urbanos por meio das características do lixiviado gerado no aterro sanitário em Campina Grande-PB*. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.
- ARUNBABU, V.; INDU, K.S.; RAMASAMY, E.V. Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, v. 68, p. 329-336, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.012>
- BARBETTA, P.A. *Estatística aplicada às ciências sociais*. 7ª ed. Florianópolis: Editora da UFSC, 2010. 315 p.
- 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, n. 6, p. 1147-1156, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019184120>
- BHATT, A.H.; KARANJEKAR, R.V.; ALTOUQI, S.; SATTLER, M.L.; HOSSAIN, M.D.S.; CHEN, V.P. Estimating landfill leachate BOD and COD based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: Exploration of a MARS statistical approach. *Environmental Technology and Innovation*, v. 8, p. 1-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.03.003>
- BOŻYM, M.; KRÓL, A.; MIZERNA, K. Leachate and contact test with *Lepidium sativum* L. to assess the phytotoxicity of waste. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 18, n. 7, p. 1975-1990, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02980-x>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>
- CALABRÒ, P.S.; GENTILI, E.; MEONI, C.; ORSI, S.; KOMILIS, D. Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. *Waste Management*, v. 76, p. 643-651, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.007>
- CAMPOS, J.N. Vulnerabilidades hidrológicas do semiárido às secas. *Planejamento e Políticas Públicas*, n. 16, p. 261-294, 1997.
- CANTO, T.; PICH, C.T.; GEREMIAS, R. Bioensaio de toxicidade em percolados no aterro sanitário do município de Araranguá (Santa Catarina, Brasil). *Revista Biociências*, v. 19, n. 2, p. 53-60, 2013.
- CHAMEM, O.; FELLNER, J.; ZAIRI, M. Ammonia inhibition of waste degradation in landfills - A possible consequence of leachate recirculation in arid climates. *Waste Management and Research*, v. 38, n. 10, p. 1078-1086, 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242x20920945>
- 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. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1544475>
- COSTA, F.M.; DAFLON, S.D.A.; BILA, D.M.; FONSECA, F.V.; CAMPOS, J.C. Evaluation of the biodegradability and toxicity of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. *Waste Management*, v. 76, p. 606-613, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.030>
- CUNHA, J.E.B.L.; RUFINO, I.A.A.; IDEIÃO, S.M.A. Determinação da temperatura de superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do satélite Landsat 5-TM. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, 2009, Natal. *Anais...* São José dos Campos: INPE, 2009, p. 5717-5724.
- FERREIRA, A.G. *Estudos dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos - SP por meio de caracterização físico-química*. 152f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.
- FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 171, n. 1-3, p. 54-60, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>
- FRANCO, H.A.; MARTINS, G.M.O.; MUSSEL, Y.L.; MORENO, S.C.; THODE FILHO, S.; 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. <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2017v19n1p36-43>
- GHIASINEJAD, H.; GHASEMI, M.; SHARIATMADARI, N.; PAZOKI, M. Prediction of landfill leachate quantity in arid and semiarid climate: a case study of Aradkouh, Tehran. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 18, n. 3, p. 589-600, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02843-5>
- GHOSH, P.; THAKUR, I.S.; KAUSHIK, A. Ecotoxicology and environmental safety bioassays for toxicological risk assessment of land fill leachate: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 141, p. 259-270, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.023>
- 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. *Revista Matéria*, v. 23, n. 3, p. 1-11, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620180003.0489>
- HOAI, S.T.; LAN, H.N.; VIET, N.T.T.; HOANG, G.N.; KAWAMOTO, K. Characterizing seasonal variation in landfill leachate using leachate pollution index (LPI) at nam son solid waste landfill in Hanoi, Vietnam. *Environments*, v. 8, n. 3, p. 17, 2021. <https://doi.org/10.3390/environments8030017>
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMET)*. Brasília: INMET, 2020. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/mapas_c_diario.php. Acesso em: 24 abr. 2020.

- INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO (INSA). *O semiárido brasileiro: riquezas, diversidade e saberes*. Campina Grande: Editora INSA/MCTI, 2013. 39 p.
- KALCIKOVA, G.; VAVROVA, M.; ZAGORC-KONCAN, J.; ZGAJNAR GOTVAJN, A. Evaluation of the hazardous impact of landfill leachates by toxicity and biodegradability tests. *Environmental Technology*, v. 32, n. 11-12, p. 1345-1353, 2011. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.536785>
- KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- KLAUCK, C.R.; GIACOBBO, A.; OLIVEIRA, E.D.L.; 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, n. 6, p. 6188-6193, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.058>
- KLAUCK, C.R.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 2, supl., p. 57-62, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.1813>
- LI, G.; CHEN, J.; YAN, W.; SANG, N. A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L. (maize). *Journal of Environmental Sciences*, v. 55, p. 206-213, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.031>
- LINS, E.A.M.; LOPES, R.L.; MACIEL, F.J.; LINS, C.M.M.; JUCÁ, J.F.T. Estudo quantitativo e qualitativo do lixiviado gerado em um aterro experimental. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 26, 2011. *Anais...* 2011. p. 1-8.
- LUMBAQUE, E.C.; GOMES, M.F.; CARVALHO, V.S.; FREITAS, A.M.; TIBURTIUS, E.R.L. Degradation and ecotoxicity of dye Reactive Black 5 after reductive-oxidative process: *Environmental Science and Pollution Research*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 7, p. 6126-6134, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7150-y>
- MELO, M.C. *Estudo da matéria orgânica nos recalques de resíduos sólidos urbanos aterrados*. 159f. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.
- MOODY, C.M.; TOWNSEND, T.G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*, v. 63, p. 267-274, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.020>
- NAVEEN, B.P.; MAHAPATRA, D.M.; SITHARAM, T.G.; SIVAPULLAIAH, P.V.; RAMACHANDRA, T.V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, v. 220, parte A, p. 1-12, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>
- PABLOS, M.V.; MARTINI, F.; FERNÁNDEZ, C.; BABIN, M.M.; HERRAEZ, I.; MIRANDA, J.; MARTÍNEZ, J.; CARBONELL, G.; SAN-SEGUNDO, L.; GARCÍA-HORTIGÜELA, P.; TARAZONA, J.V. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p. 1841-1847, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.022>
- PINHO, I.A.; LOPES, D.V.; MARTINS, R.C.; QUINA, M.J. Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. *Chemosphere*, v. 185, p. 258-267, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.002>
- RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- SCANDELA, P.J.A.; MARTINS, D.C.C.; MORO, F.B.; LINHARES, M.G.; FILHO, L.C.; TAVARES, C.R.G. Toxicidade aguda à *Lactuca sativa* de lixiviado tratado por ozonização e oxidação supercrítica Acute toxicity of leachate treated by ozonation and supercritical oxidation in *Lactuca sativa*. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 4, p. 3191-3197, 2019. <https://doi.org/10.34117/bjdv5n4-1457>
- ŠOURKOVÁ, M.; ADAMCOVÁ, D.; ZLOCH, J.; SKUTNIK, Z.; VAVERKOVÁ, M.D. Evaluation of the phytotoxicity of leachate from a municipal solid waste landfill: The case study of bukov landfill. *Environments*, v. 7, n. 12, p. 111, 2020. <https://doi.org/10.3390/environments7120111>
- TATSU, A.A.; ZOUBOULIS, A.I.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, v. 53, n. 7, p. 737-744, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Ecological effects test guidelines: 850.4200 - Seed germination/root elongation toxicity test*. Washington, DC.: EPA, 1996.
- VAVERKOVÁ, M. Impact assessment of the municipal solid landfill on environment: a case study. *Acta Scientiarum Polonorum - Architectura Budownictwo*, v. 18, n. 2, p. 11-20, 2019. <https://doi.org/10.22630/ASP.2019.18.2.17>
- VENKATESH REDDY, C.; SHEKHAR RAO, D.; KALAMDHAD, A.S. Statistical modelling and assessment of landfill leachate emission from fresh municipal solid waste: a laboratory-scale anaerobic landfill simulation reactor study. *Waste Management and Research*, v. 38, n. 10, p. 1161-1175, 2020. <https://doi.org/10.1177/0734242X20954280>
- YANG, H.; YUE, B.; LIU, Y.; WU, X.; GAO, H.; ZHANG, Z.; YAN, Z. Rural solid waste—characteristics and leachate pollution assessment for different precipitation levels, China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 11, p. 11234-11244, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04427-4>
- 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. 2, p. 182-186, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>
- ZAGATTO, P.A. Ecotoxicologia. *In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (org). Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. 2ª ed. São Carlos: RiMa, 2014. 486 p.
- ŽALTAUSKAITĖ, J.; VAITONYTE, I. Toxicological assessment of closed municipal solid-waste landfill impact to the environment. *Environmental Research, Engineering and Management*, v. 72, n. 4, p. 8-16, 2016. <https://doi.org/10.5755/j01.erem.72.4.16555>
- ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. *Science of the Total Environment*, v. 407, n. 10, p. 3385-3391, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.028>