

ANÁLISE FITOTOXICOLÓGICA DE METAIS EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM *SOLANUM LYCOPERSICUM*

Elisângela Maria da Silva¹
Samantha Costa do Nascimento²
Naiara Angelo Gomes³
Márcio Camargo de Melo⁴

RESUMO

O lixiviado de aterro sanitário constitui em um dos subprodutos resultantes do confinamento, ambientalmente adequado, de resíduos sólidos no solo. Este efluente possui elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável e metais de grande potencial tóxico ao meio ambiente e à saúde humana. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi analisar o potencial fitotóxico do lixiviado de um aterro sanitário em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*). Para isso, foram coletadas cinco (5) amostras de lixiviado no ponto *in natura* no Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos, localizado em Campina Grande, Paraíba, Brasil. O período de coleta compreendeu-se entre os meses de novembro de 2018 e maio de 2019. Foram realizadas análises de metais (Fe, Mn, Zn, Cr total e Pb) e testes de fitotoxicidade em sementes de *Solanum lycopersicum*. Os dados foram submetidos à estatística descritiva, além disso utilizou-se a matriz de correlação para avaliar o nível de correlação entre as variáveis testadas. Verifica-se que, o ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%) variam de $81,23 \pm 13,52\%$ e $54,70 \pm 15,02\%$, respectivamente. Conclui-se, por meio da análise da matriz de correlação, que os metais apresentaram efeitos fitotóxicos ao ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%) que variaram de fraco a forte. Os elementos Ferro, Zinco e Manganês foram os que apresentaram efeitos fitotóxicos mais significativos ao ICRR-T, com correlações acima de 0,70.

Palavras-chave: Bioindicador; Resíduos Sólidos; Toxicidade.

¹ Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, elisa_maria18@hotmail.com;

² Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, , samandacosta93@gmail.com;

³ Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, naiaraangeloccta@gmail.com;

⁴ Professor orientador: Doutor da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, melomc90@gmail.com.



INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterros sanitários constitui em um dos subprodutos resultantes do confinamento de resíduos sólidos no solo. Apesar de serem considerados uma forma ambientalmente adequada de disposição final de resíduos, especialmente urbanos, os aterros podem acarretar diversos impactos ao meio ambiente e à saúde da população, principalmente, em virtude da concentração de elementos e/ou compostos com potencial tóxico existentes nestes resíduos e conseqüentemente em seu lixiviado.

Além do mais, o lixiviado de aterro sanitário é um líquido de cor escura que apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável e refratária, nitrogênio amoniacal, metais tóxicos, pesticidas halogenados e sais inorgânicos, o que lhe confere toxicidade (KLAUCK *et al.*, 2017). Dessa forma, a identificação dos contaminantes responsáveis pela toxicidade de lixiviados é difícil em função do número restrito de compostos químicos detectados por análises de rotina, da complexidade da composição do lixiviado, à sua heterogeneidade, e à incerteza da sua biodisponibilidade (LINS, 2005).

Sabe-se que um dos principais compostos tóxicos presentes no lixiviado e mais preocupantes do ponto de vista ambiental são os metais pesados, uma vez que são substâncias não biodegradáveis que podem permanecer no meio ambiente e entrar na cadeia trófica, causando, em seres humanos, doenças crônicas e agudas (MANAHAM, 1992; GOMES *et al.*, 2018). Sendo assim, é de suma importância estudos que avaliem o efeito desses elementos sobre organismos que funcionam como bioindicadores da qualidade ambiental.

Dessa forma, a análise do potencial tóxico do lixiviado gerado em aterros de resíduos sólidos 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 perigosas ou um conjunto delas, em especial, os metais tóxicos, sobre a germinação e o crescimento de sementes. Esses testes são amplamente utilizados, pois oferecem respostas seguras do potencial de toxicidade que esse efluente apresenta ao meio ambiente e à saúde da população. Logo, os testes de fitotoxicidade são capazes de fornecer informação complementares a cerca do potencial de toxicidade do lixiviado do que testes físico-químicos isoladamente (MARTINEN *et al.*, 2002; PIVATO e GASPARI, 2006).

Na literatura técnica constatam-se vários estudos desenvolvidos em lixiviados, nos quais foram utilizadas sementes como organismos-teste para avaliação da toxicidade desses ambientes. Algumas dessas espécies são: tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), alface (*Lactuca sativa*), quiabo (*Abelmoschus esculentus*), cebola (*Allium cepa*),



entre outros (RODRIGUES *et al.*, 2013; FERREIRA Jr. *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2015; BUDI *et al.*, 2016; SILVA, 2016; GOMES *et al.*, 2018; COLOMBO *et al.*, 2019).

Com base nesse contexto, para determinar os efeitos fitotóxicológicos, utilizou-se nessa pesquisa como organismo-teste sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*), espécie recomendada pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 1996) e pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2003). Assim, os ensaios utilizando essas sementes como organismos-teste, fornecem informações sobre os possíveis efeitos em plantas e sobre o efeito biológico de compostos solúveis em baixas concentrações (WELTER *et al.*, 2018; COLOMBO *et al.*, 2019).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi analisar o potencial fitotóxicológico de metais no lixiviado de Aterro Sanitário em sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*).

METODOLOGIA

As etapas metodológicas realizadas nesta pesquisa consistiram em: (i) Caracterização do município e da área de estudo; (ii) Coleta do lixiviado; (iii) Monitoramento fitotóxicológico e; (iv) Análise dos dados.

Caracterização do município de Campina Grande

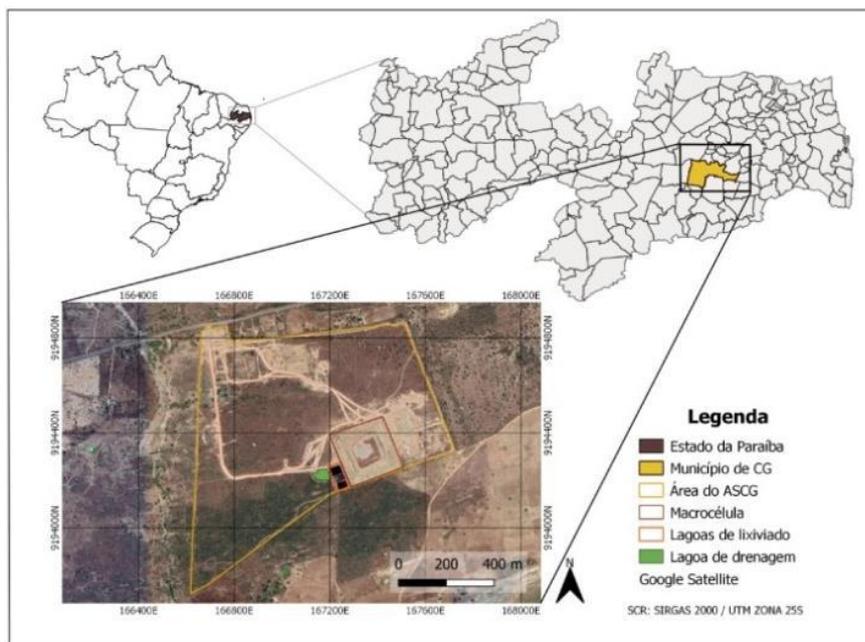
O município de Campina Grande - PB encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, região do Médio Paraíba, sendo seus principais cursos d'água os rios Salgadinho, Bodocongó, São Pedro, do Cruzeiro e Surrão, além dos riachos: Logradouro, da Piaba, Marinho, Caieira, do Tronco e Cunha (CPRM, 2010; IBGE, 2010).

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2019), a população estimada para o município de Campina Grande - PB, em 2019, é de 409.731 habitantes, com uma geração *per capita* de 0,64 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ de RSU (ECOSAM, 2014), o que resulta em uma geração em torno de 262 t.dia⁻¹ de resíduos sólidos.

Area de estudo

O estudo foi desenvolvido em um Aterro Sanitário de resíduos sólidos urbanos (ASCG), localizado na Fazenda Logradouro II, Distrito de Catolé de Boa Vista, Campina Grande - PB. Na Figura 1, apresenta-se a localização do ASCG.

Figura 1 - Localização do Aterro Sanitário de RSU



Fonte: Autores (2020)

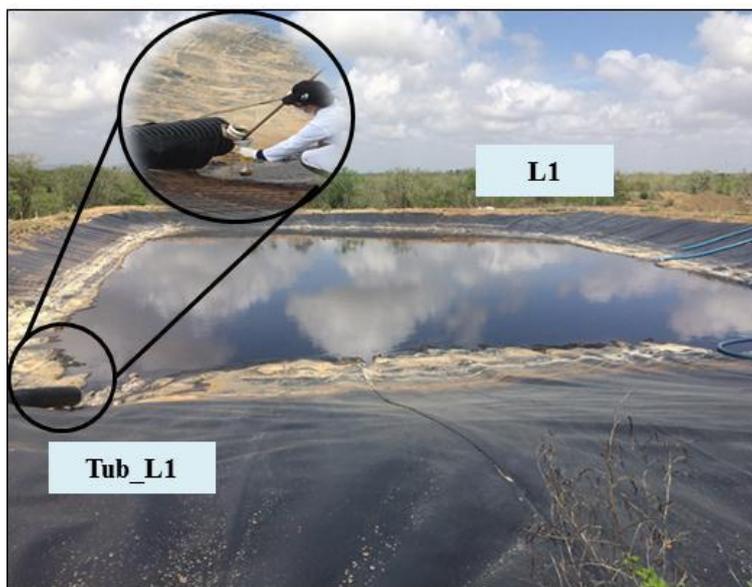
O ASCG é administrado por uma empresa privada e atende, atualmente, ao município de Campina Grande - PB e a mais 38 municípios do Estado da Paraíba. O empreendimento foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos e receber $350 \text{ ton} \cdot \text{dia}^{-1}$ de RSU. Vale salientar que cerca de 90% dos resíduos depositados no aterro são oriundos do município de Campina Grande-PB. Em se tratando da vazão de lixiviado gerado no Aterro, no período de realização desse estudo, obteve-se uma vazão média diária de $25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de lixiviado, o qual é conduzido por gravidade para um poço de visita de concreto pré-moldado e, em seguida, para Lagoas de acumulação, recirculação e evaporação natural (L1, L2, L3 e L4).

Coleta do lixiviado para a realização dos ensaios

Para a realização deste estudo foram coletadas amostras de lixiviado *in natura* do ASCG no ponto da tubulação (Tub_L1) que conduz o lixiviado *in natura* gerado nas Células de RSU para a Lagoa 1 (L1), conforme ilustra-se na Figura 2.



Figura 2 - Ponto de coleta das amostras de lixiviado no ASCG



Fonte: Autores (2020)

A amostragem consistiu na coleta mensal de 1 litro de lixiviado, totalizando 5 amostras analisadas (A1, A2, A3, A4 e A5), realizadas nos meses de novembro e dezembro de 2018, e março, abril e maio de 2019.

A coleta, o acondicionamento, a preservação e o transporte das amostras ocorreram conforme as orientações do manual da Companhia de Abastecimento de São Paulo (CETESB, 2011). Após coletadas, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia (LGAB), pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG, para a realização dos ensaios físico-químicos e dos testes fitotoxicológicos.

Monitoramento fitotoxicológico do lixiviado

O monitoramento fitotoxicológico do lixiviado gerado no aterro sanitário foi realizado mediante a análise dos testes de fitotoxicidade e dos metais presentes no efluente líquido, a fim de verificar a influência desses elementos no Índice de Crescimento Relativo da Raiz do Tomate (ICRR-T).



Testes de fitotoxicidade

Para a condução dos ensaios de fitotoxicidade, foram utilizados como bioindicadores sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) da marca ISLA PAK, sem tratamento químico contra pragas. Essas sementes foram adquiridas em casa de insumos agrícolas do comércio local. Os testes foram realizados conforme metodologia de MELO (2003) adaptado de Tiquia, Tan e Hodgkiss (1996) e Colombo *et al.* (2019).

Em placas de Petri (9,5 cm de diâmetro) contendo uma camada dupla de papel filtro qualitativo (porosidade 110 mm) foram distribuídas uniformemente, com o auxílio de uma pinça, 20 sementes de tomate, em triplicata. Nessas placas, adicionou-se 10 mL do lixiviado diluído, nas porcentagens de 1, 5, 10 e 100%, e para o controle negativo utilizou-se água destilada. Em seguida, as placas foram fechadas e vedadas com papel filme e incubadoras em estufa do tipo B.O.D a temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, em ausência de luz, por 120 horas (5 dias). Na Tabela 1, ilustra-se uma síntese dos procedimentos realizados em sementes de tomate

Tabela 1 - Síntese das condições gerais do ensaio de fitotoxicidade

Requisitos	Condições
Organismos-teste	<i>S. Lycopersicum</i>
Tipo de ensaio	Estático
Número de réplicas	3
Concentrações (diluições)	1, 5, 10 e 100%
Volume da amostra	10 mL
Recipiente do teste	Placa de Petri (diâmetro 9,5 cm)
Temperatura	$20 \pm 2^\circ\text{C}$
Fotoperíodo	Escuro
Duração do teste	120 horas
Controle negativo	Água destilada
Efeito observado	Comprimento das raízes
Critérios de aceitabilidade	Comprimento das raízes ≥ 1 cm
Resultado final	ICRR-T (%)

Fonte: Autores (2020)

Ao final do período de incubação, quantificou-se o Índice de Crescimento Relativo da Raiz (ICRR), conforme a Equação (1).



a) Índice Crescimento Relativo da Raiz (ICRR%)

$$\text{ICRR} = \frac{\text{MCRA}}{\text{MCRC}} * 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que:

ICRR - Crescimento Relativo da Raiz;

MCRA - Média do Comprimento da Raiz na amostra;

MCRC - Média do Comprimento da Raiz no controle

Ademais, foram analisados os metais: Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cromo total (Cr) e Chumbo (Pb) para avaliar a sensibilidade das sementes de tomate a esses elementos. A determinação destes elementos foi executada utilizando o método da espectrofotometria de absorção atômica, no espectrofotômetro modelo *AAnalyst 200*, da marca *PerkinElmer*, seguindo a metodologia de APHA (2012).

Análise estatística dos dados

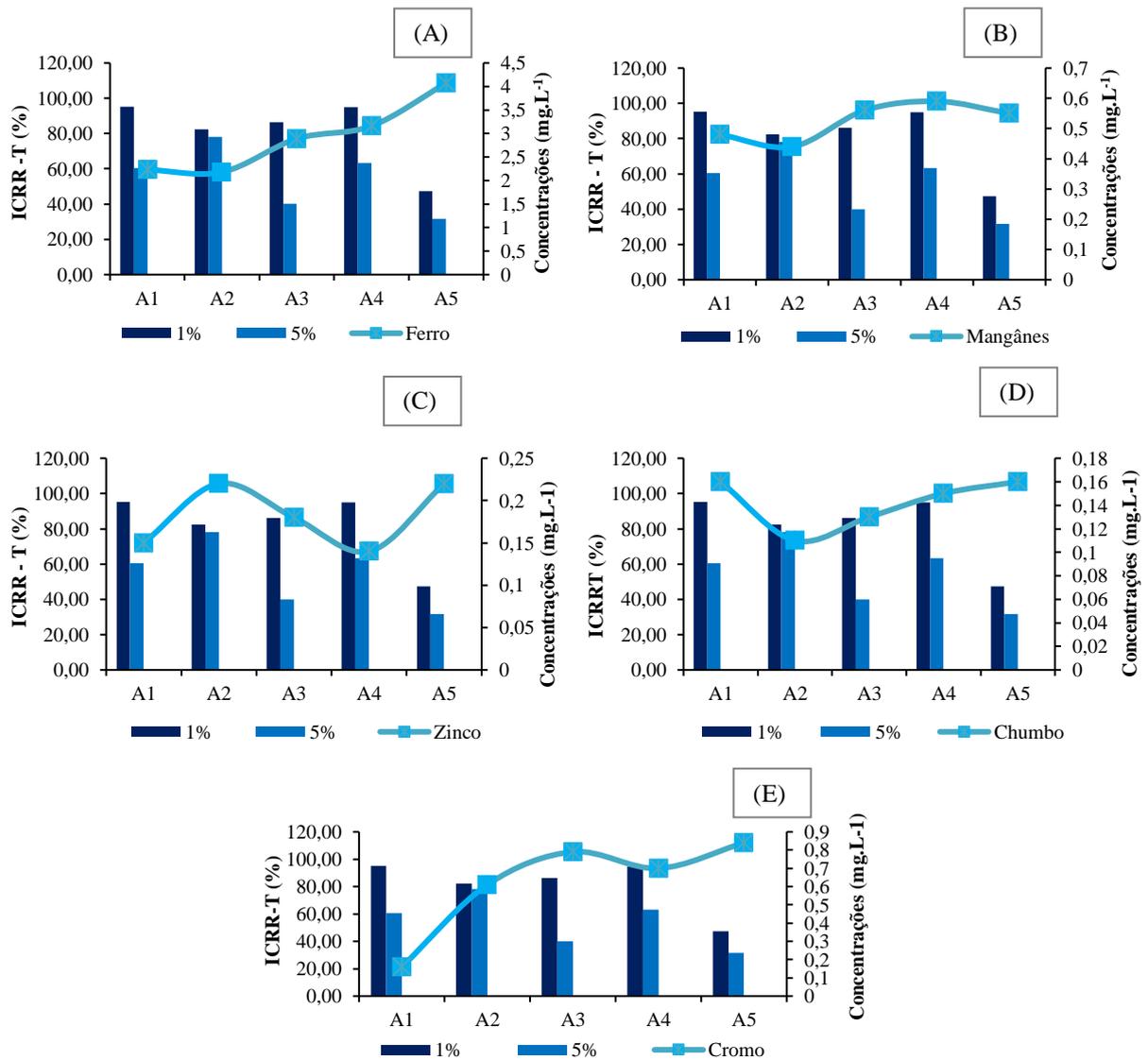
Para a análise estatística, os parâmetros foram avaliados por meio da estatística descritiva, utilizando o *software Microsoft Excel 2013*. Foi utilizado o teste da matriz de correlação entre os elementos Fe, Mn, Zn, Pb e Cr e os testes de fitotoxicidade, avaliado por meio do ICRR-T. O objetivo foi verificar o nível de relação entre as variáveis (metais e ICRR-T), apresentando as correlações positivas ou negativas. De acordo com Dancey e Reidy (2006), as correlações que variaram entre 0,10 e 0,30, podem ser consideradas fracas; entre 0,40 e 0,60 são consideradas moderadas; e valores entre 0,70 e 1,0 podem ser classificados como fortes. Neste trabalho, foram consideradas e discutidas apenas correlações significativas moderadas e fortes.



RESULTADOS

Na Figura 3 (A a E), apresenta-se o comportamento do ICRR-T em relação as concentrações de metais Fe, Mn, Zn, Pb e Cr no lixiviado do ASCG e na Tabela 2, mostra-se a Matriz de Correlação entre o ICRR-T para as concentrações de 1 e 5%, bem como para as concentrações dos metais presentes no lixiviado.

Figura 3 - Variação do ICRR-T e dos metais no lixiviado



Fonte: Autores (2020)

Tabela 2 – Matriz de correlação para os indicadores analisados

	<i>Ferro</i>	<i>Zinco</i>	<i>Mangânes</i>	<i>Chumbo</i>	<i>Cromo</i>	<i>ICRR- T1%</i>	<i>ICRR-T5%</i>
Ferro	1						
Zinco	0,237	1					
Mangânes	0,715	-0,390	1				
Chumbo	0,509	-0,435	0,458	1			
Cromo	0,702	0,464	0,568	-0,229	1		
ICRR- T1%	-0,757	-0,766	-0,104	-0,201	-0,558	1	
ICRR-T5%	-0,781	-0,176	-0,601	-0,505	-0,478	0,630	1

Na Figura 3 (A a E) ilustram-se os resultados dos testes de fitotoxicidade, por meio da análise do ICRR-T e das concentrações dos metais presentes no lixiviado *in natura* gerado no ASCG. Verifica-se que, de maneira geral, houve variações no comportamento do ICRR-T para todas as diluições testadas, com valores que variaram de $81,23 \pm 13,52\%$ e $54,70 \pm 15,02\%$ para o ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%), respectivamente. Importante salientar que não houve crescimento das raízes das sementes para as diluições 10 e 100% nas amostras analisadas. Tal fato ocorreu, provavelmente, em função de que concentrações mais elevadas do lixiviado proporcionou um nível muito tóxico às sementes.

Conforme mostrado na Figura 3 (A a E), o lixiviado *in natura* apresentou variações dos teores de metais. Verifica-se que o Fe (Figura 3 A), variou de $2,91 \pm 0,51 \text{ mg.L}^{-1}$ nas amostras analisadas. Nota-se que esse elemento apresentou concentrações elevadas e tendência ao crescimento ao longo do tempo. Apesar disso, esteve dentro dos Valores Máximos Permitidos (VMP) pela resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n. 430 (BRASIL, 2011). De acordo com Souto e Povinelle (2007), os valores de Fe pode encontrar-se na faixa máxima de 0,01 a 260 mg.L^{-1} para lixiviado de aterros sanitários brasileiros.

Comportamento semelhante a este foi apresentado em estudos desenvolvidos por Silva *et al.* (2015) em RSU da cidade Campina Grande em que verificaram que os valores desse elemento aumentaram ao longo do tempo de monitoramento. Além disso, também foram mensurados teores elevados de Fe, os quais foram associados ao fato de que esse metal é largamente utilizado no processamento de alimentos, e ainda devido à presença desse metal em vegetais assim como adubação agrícola. De acordo com Marchi *et al.* (2009), os insumos agrícolas ou subprodutos usados com finalidade corretiva do solo ou nutricional para as plantas podem ser, também, fonte de contaminação.

Em se tratando da fitotoxicidade, foi possível observar efeito tóxico do Fe sobre o ICRR-T, tendo em vista que, pela análise da matriz de correlação (Tabela 2), nota-se que esse elemento apresentou correlações fortes negativas no ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%), indicando, que o aumento das concentrações do Fe favorece a fitotoxicidade das sementes. Tal fato, ocorreu porque o Fe apresenta características tóxicas quando está em elevadas concentrações na massa de resíduos e conseqüentemente no lixiviado.

Verifica-se que os teores de Mn no *lixiviado in natura* (Figura 3 B) variaram de $0,52 \pm 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ nas amostras analisadas, portanto, abaixo de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, limite para o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA n. 430/2011. Além disso, nota-se que as concentrações desse elemento estão dentro da faixa máxima de variação ($0,04\text{-}2,6 \text{ mg.L}^{-1}$) apresentada por Souto e Povinelli (2007) para lixiviados de aterros brasileiros.

Importante destacar que o manganês, é um elemento essencial aos microrganismos do solo e plantas. No entanto, elevadas concentrações podem acarretar problemas de toxicidade aos seres vivos, sendo a redução do pH um dos fatores que mais contribuem para o aumento da sua biodisponibilidade (ALLOY, 1995). Estudos desenvolvido por Veloso *et al.* (1995), verificaram que concentrações de 30 mg.L^{-1} de manganês na solução nutritiva reduziu o desenvolvimento das plantas.

Em se tratando da toxicidade desse elemento associada ao ICRR-T realizado nesse estudo, verificou-se, por meio da análise da matriz de correlação (Tabela 2), que o manganês apresentou correlação negativa fraca e moderada com o ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%), respectivamente. Apesar de não ter apresentado correlações fortes, em função desse elemento se correlacionar negativamente com o crescimento das sementes, indica-se que se em concentrações mais elevadas, o Mn pode ser fitotóxico as sementes de tomate.

Em relação as concentrações de Zn mensuradas no lixiviado (Figura 3 C), verifica-se que variaram de $0,18 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ nas amostras analisadas, isto é, abaixo de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, limite para padrão de lançamento estabelecido pela Resolução Conama n. 430/2011. De acordo com Souto e Povinelli (2007) as concentrações do Zn em lixiviados de aterros brasileiros pode apresentar uma faixa máxima de variação de $0,04\text{-}2,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Assim, nota-se que o lixiviado avaliado encontra-se dentro da faixa relatada na literatua para aterros brasileiros.

Assim como o Fe e o Mn, o Zn também é considerado um elemento essencial às plantas, bem como a fisiologia humana e animal, no entanto, em elevadas concentrações pode apresentar poder tóxico aos organismos vivos e efeitos fitotóxico em plantas. De acordo com Adrees *et al.* (2015), os elementos podem ser essenciais, ou seja, aquele elemento indispensável no qual

a planta necessita para seu metabolismo e desenvolvimento, ou não essenciais, aqueles elementos que não desempenham nenhuma função fisiológica. Os elementos essenciais, como cobre, zinco e manganês, podem ser potencialmente tóxicos em elevadas concentrações no solo.

Ao se analisar o efeito do Zn no ICRR-T nas amostras de lixiviado, verificou-se que esse elemento apresentou correlação negativa forte e fraca com o ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%), respectivamente, conforme ilustrado na matriz de correlação (Tabela 2).

No que se refere os teores do Pb (Figura 3 D), verifica-se que houve variação de $0,14 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ nas amostras analisadas. Conforme apresentado por Souto e Povinelli (2007) as concentrações do Pb em lixiviado de aterros brasileiros varia em uma faixa máxima de 0,01-2,8 mg.L^{-1} . Sendo que o intervalo considerado mais provável é de 0,01-0,5 mg.L^{-1} . Conforme observado, os teores de chumbo mensurados no lixiviado do ASCG estiveram dentro da faixa de valores encontrados para aterros do Brasil. Além disso, os teores de Pb apresentaram valores menores que 0,5 mg.L^{-1} , limite máximo permitido para o lançamento de efluentes em corpos receptores, conforme a Resolução Conama n. 430/2011.

Em relação ao efeito fitotóxicológico do chumbo, verificou-se que, para o ICRR-T (1%) houve uma correlação fraca e para o ICRR-T (5%), obteve-se correlação negativa moderada. Apesar das amostras de lixiviado analisadas não terem apresentado correlações fortes, a presença do Pb, mesmo em pequenas concentrações, pode acarretar problemas ambientais e de saúde humana. De acordo com Younis *et al.* (2015), o chumbo é uma neurotoxina que causa déficits comportamentais nos peixes, diminui as taxas de sobrevivência e crescimento, causa dificuldades de aprendizagem e afeta o metabolismo. Conforme Manaham (1992), os metais devem ser vistos com preocupação, especialmente por serem elementos não degradáveis e que pode atingindo toda a cadeia trófica.

Em se tratando do Cromo (Figura 3 E), nota-se que as concentrações deste elemento foram elevadas, apresentando variação de $0,62 \pm 0,19 \text{ mg.L}^{-1}$ Cr nas amostras analisadas. Além disso, os valores do Cr total no lixiviado exibiu tendência de crescimento com o passar do tempo. Os valores desse elemento, estiveram acima de 0,05 mg.L^{-1} , limite para o padrão de lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA n. 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A faixa máxima e a mais provável, segundo Souto e Povinelli (2007) para aterros brasileiros é de 0,003-0,8 mg.L^{-1} e 0,003-0,5 mg.L^{-1} Cr, respectivamente. Os altos teores de Cr

no lixiviado pode ser, devido a vários fatores, tais como tipo de resíduos aterrados, tipo de solo utilizado nas camadas intermediárias e de cobertura das Células de resíduos.

De acordo com Kabata-Pendias (2011), solos originários de rochas máficas, de serpentinitas e de sedimentos argilosos são ricos em Cr, podendo apresentar teores de 10.000 mg.kg⁻¹. Segundo Kaur e Crimi (2013), dependendo do material de origem, o Cr pode estar presente, naturalmente, em altas concentrações. Assim, o cromo é um elemento que merece atenção especial do ponto de vista ambiental e de saúde pública, tendo em vista que, ele pode assumir duas formas diferentes, o tri (Cr³⁺) e o hexavalente (Cr⁶⁺). O Cr⁶⁺, é considerado um poluente ambiental, sendo encontrado em indústrias de processamento do couro e de eletrodeposição, fabricação de aço inoxidável, efluentes de curtume (REIS, 2019). Salienta-se que nesse estudo, foram avaliados os valores somente para o Cromo total.

No que se refere ao efeito fitotóxicológico do Cromo total nas sementes, verificou-se que, para o ICRR-T (1%) e ICRR-T (5%), obteve-se correlação negativa moderada, indicando que a presença desse elemento, em função da elevada toxicidade, apresentou fitotoxicidade moderada ao ICRR-T.

CONCLUSÕES

- Todos os elementos analisados (Fe, Mn, Pb e Zn), exceto o Cr total, apresentaram valores abaixo dos limites para o padrão de lançamento de efluentes estabelecido pela legislação ambiental em vigor;
- Verificou-se, por meio da análise da matriz de correlação, que os metais apresentaram efeitos fitotóxicológicos ao ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%) que variaram de fraco a forte;
- Os metais que apresentaram maior efeito fitotóxicológico mais significativos ao ICRR-T, com correlações acima de 0,70 foram o Ferro, o Zinco e Manganês;
- Todas as correlações estatísticas estabelecidas entre os metais e os ICRR-T(1%) e ICRR-T(5%) foram negativas, indicando com isso, que a presença desses elementos no efluente pode apresentar efeito fitotóxicológico ao desenvolvimento das plantas.

REFERÊNCIAS

ADREES, M.; ALI *et al.* The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 11, p. 8148-8162, 2015.



ALLOWAY, B. J. **The origins of heavy metals in soils.** In: **B.J. Alloway (Ed.). Heavy Metals in Soils.** Blackie Academic and Professional Publ, New York, 1995. p. 38-57.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** São Paulo – SP, Brasil, 2011.

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.

CPRM, **DIAGNÓSTICO DO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE.** Recife – PE, 2005.

ECOSAM, Empresa de Consultoria em Saneamento Ambiental. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos do município de Campina Grande – PB:** Diagnostico da situação atual dos resíduos sólidos urbanos. 2014. 289p. Disponível em: <http://sesuma.org.br/estudos/Diagnostico_2204_VF.pdf> Acesso em: Maio de 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades.** 2010. Disponível em: <<http://ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?lang=&codmun=250400&search=paraiba|campina-grande|infograficos:-dados-gerais-do-municipio>>. Acesso em: 18 maio. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativa populacional.** 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/campina-grande.html>>. Acesso em: 22 out. 2019.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com referência ao aterro do Jôquei Clube-DF.** Tese D.Sc., UnB, Brasília, DF, Brasil, 2000.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soil and Plants.** 4rd ed. New York, Boca Raton, 2011. 467 p.

KAUR, K.; CRIMI, M. **Release of chromium from soils with persulfate chemical oxidation.** National Ground Water Association, 2013, 8 p.

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

MANAHAM, S.E. **Toxicological Chemistry.** 2^a. ed. New York, Lewis Publisher, p 249-251, 1992.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**, 46, p. 851-858, 2002.

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.

PIVATO, A.; GASPARI, L. Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. **Waste Management**, 26, p. 1148-1155, 2006.

QASIM, S. R., CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate - Generation, Control and Treatment**. EUA: Technomic, 323 p. 1994.

REIS, H. C. L. **CROMO (VI) NA SOLUÇÃO DO SOLO E FITOTOXICIDADE EM PLANTAS DE ALFACE, FEIJÃO, MILHO E SOJA**. 2019. 54 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo) Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG.

SALEM, Z., HAMOURI, K., DJEMAA, R., ALLIA, K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. **Desalination**, v. 220, p.108-114, 2008.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

SÁ, L. F. **Evaporação natural do lixiviado do aterro da Muribeca através de um destilador solar**. 2008. Dissertação de M.Sc., UFPE, Recife, PE, Brasil, 2008.

SILVA, A. S. **ANÁLISE DE COMPONENTES TÓXICOS EM RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**. 2016.158 f. Tese de doutorado (Doutorado em Engenharia de materiais) Universidade Federal de Campina Grande-PB.

SILVA, A. S. **Avaliação da Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB**. 2012.139 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande-PB.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007. p. 1-7.

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.

VELOSO, C. A. C.; MURAOKA, T.; MALAVOLTA, E.; CARVALHO, J. G. Influência do manganês sobre a nutrição mineral e crescimento da pimenteira do reino. **Scientia Agricola**, v.52, n.2, p.376-383, 1995.



VON SPERLING, M., **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

YOUNIS, A. M.; AMIN, H.F.; ALKALADI, A.; MOSLEH, Y.Y. I. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish, Squids and Crustaceans from the Red Sea, Jeddah Coast, Saudi Arabia. **Open Journal of Marine Science**. v. 5, 2015, p. 369-378.