

INFLUÊNCIA DE INDICADORES QUÍMICOS PRESENTES NO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NA INIBIÇÃO DO CRESCIMENTO DE RAÍZES DE *Brassica oleracea*

Samanda Costa do Nascimento ¹
Elisângela Maria da Silva ²
Naiara Ângelo Gomes ³
Márcio Camargo de Melo ⁴

RESUMO

Identificar os fatores que elevam a fitotoxicidade do lixiviado de aterro sanitário tem sido o grande desafio. Neste estudo, foram analisadas amostras de lixiviado *in natura* do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) – PB, Brasil, a fim de verificar influência do Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) na Inibição de Crescimento de Raízes (ICR) de *Brassica oleracea*. A ICR foi determinada por meio de teste de fitotoxicidade. Analisou-se três concentrações de lixiviado: 1%, 5% e 10%, chamados de tratamentos T1, T5 e T10, mais a amostra em Branco. Utilizou-se a ANOVA para analisar a diferença significativa entre os Crescimentos Relativos das Raízes (CRR) dos tratamentos e a Matriz de Correlação para avaliar a influência do NAT e QDO sobre o ICR. As concentrações de NAT e DQO encontradas nas amostras foram de $2003 \pm 219,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e $18262,3 \pm 5231,7 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Houve diferença significativa entre os valores do CRR entre os tratamentos, exceto entre o T1 e a amostra em branco. Os valores da ICR no T1 foram menores que 22%, no T5 variou entre 32% e 59% e o T10 apresentou valores acima de 60%. Não foi identificado influência do NAT e DQO no ICR-T1. O NAT causou aumento na ICR-T5 e na ICR-T10, no entanto, em ambos, não foi identificada a influência da DQO nas ICR's. Assim, o estudo conclui que elevadas concentrações de NAT presente no lixiviado aumentam a ICR.

Palavras-chave: Crescimento das raízes, Avaliação fitotóxica, Efluente de aterro sanitário.

INTRODUÇÃO

O lixiviado, originário do processo biodegradativo que ocorre no interior das células de resíduos somado a água da chuva percolada pela camada de cobertura do aterro, possui composição variada a depender do tamanho do aterro sanitário, idade, compactação e composição dos resíduos e condições climáticas locais (NAVEEN *et al.*, 2017; ŽALTAUSKAITĖ e VAITONYTE, 2017). Esse efluente apresenta elevadas concentrações matéria orgânica dissolvida, xenobióticos orgânicos, macropoluentes inorgânicos e

¹ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, samandacosta93@gmail.com;

² Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, elisa_maria18@hotmail.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: Márcio Camargo de Melo, Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, melomc90@gmail.com.

contaminantes emergentes (CANTO *et al.*, 2013; MASONER *et al.*, 2016). Cabe ressaltar que a composição ainda pode ser influenciada por decisões operacionais a exemplo da recirculação de lixiviado, que apesar de acelerar o processo de biodegradação, introduz poluentes com a mesma ou maior carga poluidora que o lixiviado primário gerado (CHAMEN *et al.*, 2020).

Dentre os poluentes presentes no lixiviado estão Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO). Ambos são considerados indicadores de poluição ambiental e fazem parte da lista de poluentes considerados para a determinação do Índice de Poluição de Lixiviado (IPL), que possibilita quantificar o potencial de poluição de um aterro sanitário (LOTHER e SINHA, 2017).

O nitrogênio em forma de amônia é um dos principais contaminantes de água potável (LIU *et al.*, 2017), que quando dispostos em altas concentrações em ambiente aquático ocasiona mortandade da biota e a eutrofização do corpo hídrico. Em relação a DQO, efluentes que apresentam elevadas concentrações possuem um alto potencial poluidor. Segundo Ziyang *et al.* (2009), apesar desse indicador medir a quantidade total de materiais de redução em amostras aquosas, pouco se sabe sobre a contribuição exata de cada componente contida no valor total de DQO, e em se tratando de lixiviados de aterros sanitários a complexidade é ainda maior.

Diante o grau de complexidade o manejo e tratamento do lixiviado é uma das desvantagens da operação de aterros sanitários, de modo que, sua gestão torna-se essencial para a proteção do ambiente circundante, principalmente as águas subterrâneas e superficiais (MORRIS *et al.* 2018). No geral, o monitoramento dos indicadores físicos e químicos do lixiviado é a abordagem mais utilizada para regulamentar a operação de aterro. No entanto, tal monitoramento não avalia seu potencial de toxicidade, principalmente quanto ao seu efeito real causado no meio ambiente, em caso de contato direto (GHOSH *et al.*, 2017). Assim, Zagatto e Bertoletti (2014), Ghosh *et al.* (2017), Colombo *et al.* (2019), Enaime *et al.* (2020) sugerem avaliar a toxicidade de efluentes utilizando bioensaios (ensaios ecotoxicológicos), pois permitirão medir o efeito tóxico causando a um organismo-teste.

A fitotoxicidade é um bioensaio bastante utilizado como análise complementar na avaliação de toxicidade de efluentes, o qual utiliza como organismos-teste sementes e/ou plantas. Os ensaios fitotoxicológicos são simples e de baixo custo, além disso fornecem a real interferência dos contaminantes na germinação, no crescimento e até nas alterações genéticas do organismo. Esses ensaios são normatizados pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 1996) e pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2003), as quais indicam sementes tomate (*Lycopersicon esculentum*), pepino (*Cucumis sativus*),

alface (*Lactuca sativa*), repolho (*Brassica oleracea*) entre outras, para análise fitotoxicológica de efluentes.

No entanto, além de avaliar a fitotóxicidade do efluente de aterro sanitário é necessário investigar a influência de poluentes contidos em sua composição, sobre os efeitos inibitórios no desenvolvimento do organismo-teste. Deste modo, este estudo teve como finalidade avaliar a influência dos indicadores químicos Nitrogênio Amoniacal Total e Demanda Química de Oxigênio, presentes no lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos, na inibição do crescimento de raízes de sementes de *Brassica oleracea* (repolho).

METODOLOGIA

Descrição da área de estudo

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está situado na área rural do município de Campina Grande – PB, Brasil, a cerca de 18,3 km do centro da cidade. O aterro está em operação desde o segundo semestre do ano de 2015 e conta com uma área para deposição de resíduos de 39,384 ha (ECOTERRA AMBIENTAL, 2010), cuja gestão e gerenciamento é realizado por empresa privada. Atualmente o ASCG recebe cerca de 600 t/dia de resíduos sólidos urbanos (RSU) proveniente de 38 municípios paraibanos, sendo a maior parcela (cerca de 90%) originário do município de Campina Grande.

O aterro é constituído uma Macrocélula (Figura 1) finalizada em fevereiro do ano de 2020, com altura aproximada de 40 m e dimensões de 227m x 227m. Atualmente estão em operação duas novas as Células C5 e C6, possui até o desenvolvimento desta pesquisa, cerca de 10m e 6m de altura, respectivamente, e dimensões de 100m x 100m, cada uma.

O lixiviado gerado no ASCG é conduzido por meio de um sistema de drenagem até o sistema de lagoas de acumulo, evaporação e recirculação, que são interligadas entre si, Figura 1. As lagoas são revestidas por uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), que impedem seu vazamento do lixiviado para o solo e corpos hídricos. Nesse aterro, conforme apresentado em seu projeto, não há lançamento do lixiviado para o meio ambiente.

Figura 1- Macrocélula e Sistema de Lagoas do ASCG.



Fonte: Acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2020)

Coleta do lixiviado

As amostras de lixiviado *in natura* foram coletadas no último trecho do sistema de drenagem de lixiviado, mais especificamente na tubulação de despejo da Lagoa L1. No total foram coletadas sete amostras (A1, A2, A3, A4, A5, A6 e A7), que ocorreram nos meses de março, abril, julho, outubro, novembro e dezembro 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) e pela NBR 15469:2015 (ABNT). Após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia (LGAB), pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG, para a realização das análises de caracterização química do efluente e fitotóxicas.

Análises químicas do lixiviado

As análises do Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram determinados por meio dos métodos de Destilação e Titulação e Refluxação Fechada do Dicromato de Potássio, respectivamente, como sugerido por SILVA e OLIVEIRA (2001) e APHA (2017).

Análise fitotóxica - Ensaio de crescimento das raízes das sementes

(83) 3322.3222

contato@conapesc.com.br

www.conapesc.com.br

A inibição do crescimento das raízes (ICR) das sementes foi medida por meio de teste de fitotoxicidade utilizando sementes de repolho (*Brassica oleraceae*), como recomendada pela *US Environmental Protection Agency* (USEPA, 1996) e pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2003). As sementes da marca *Isla Park*, utilizadas no estudo, são isentas de agrotóxicos e foram adquiridas no comércio local.

O teste de fitotoxicidade foi aplicado em três tratamentos: T1, T5 e T10, os quais corresponderam as concentrações de lixiviado de 1%, 5% e 10%, respectivamente, diluído em água destilada. O preparo dos tratamentos foram feitos em balões volumétrico de 100 ml. Em seguida, em placas de Petri (Ø10 cm) foram colocadas duas camadas de papel filtro qualitativo (porosidade 110mm) e vinte sementes de repolho, que foram umedecidas com 10ml de T1, T5 e T10. A amostra em branco (controle) seguiu as mesmas condições, porém foram umedecidas com água destilada. Todo ensaio foi realizado em triplicata. Posteriormente, as placas foram incubadas em estufa do tipo BOD e mantidas a $20^{\circ} \pm 2^{\circ}$ C, em ausência de luz, por 120 horas (5 dias). Esse procedimento realizou-se de forma estática. Após o período de incubação foi realizada a leitura do ensaio, que consistiu na medição do comprimento das raízes das sementes, para isso, utilizou-se uma régua do tipo escolar.

Para calcular a inibição do crescimento das raízes calculou-se o Crescimento Relativo da Raiz (CRR), expresso em porcentagem, mediante a equação 1 (PINHO *et al.*, 2017). Em que, o comprimento da raiz da amostra (CRA) e comprimento das raízes do controle (CRC), corresponderam aos valores médios de crescimento obtidos nas replicatas. Posteriormente, foi calculado o percentual de Inibição do Crescimento das Raízes (ICR) mediante a equação 2, expresso também em porcentagem. Assim, quanto maior o valor do ICR, maior a inibição no crescimento.

$$\text{CRR (\%)} = (\text{CRA}/\text{CRC}) * 100 \quad (\text{Equação 1})$$

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

Interpretação e análises estatísticas dos dados

Os valores dos indicadores químicos foram analisados separadamente, observando a variação entre as amostras e sua relação com as características do aterro sanitário. Para os dados resultantes dos ensaios fitotóxicos, foi aplicado a Análise de Variância (ANOVA), a fim de

verificar se houve diferença significativa entre os tratamentos, considerando um nível de significância de 5%. Por fim, para analisar a interferência da DQO e NAT na inibição do crescimento das raízes de repolho, utilizou a Análise de Correlação entre as variáveis, observando os valores coeficientes de *Pearson*. Neste estudo foi considerado correlação forte, moderada e fraca, mediante a classificação de Dancey e Reidy (2005), Tabela 1. Ainda foi levando em consideração a relação positiva e negativa entre as variáveis. Os valores de *Pearson* entre 0 e 1 foram tidos como correlação positiva, ou seja, as variáveis são diretamente proporcionais, e os valores entre de *Pearson* entre -1 e 0 representam uma correlação negativa, indicando que as variáveis são inversamente proporcionais.

Tabela 1 – Força da relação entre as variáveis (r - Pearson).

	Fraca	Moderada	Forte
r- Pearson	0,10 < r < 0,40	0,40 ≤ r < 0,70	0,70 ≤ r ≤ 1

Fonte: Dancey e Reidy (2005) adaptado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de NAT e DQO das amostras de lixiviado *in natura* gerado no ASCG estão expostas na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores de NAT e DQO do lixiviado.

Indicadores	Amostras						
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
NAT (mg/L)	2121.0	1925.0	2380.0	1673.0	1967.0	1890.0	2065.0
DQO (mg/L)	14444.4	17204.3	15771.8	29738.6	18709.7	16118.4	15848.6

Fonte: Elaborada pelos Autores (2020)

O indicador NAT apresentou variando entre $2003 \pm 219,4 \text{ mg.L}^{-1}$, nas amostras analisadas. Tais variações ocorrem em decorrência da operação do aterro, como a recirculação de lixiviado e a adição diária de novos resíduos, podendo ainda ser influenciada pela ocorrência de precipitação que reduz sua concentração, uma vez que ocorre a diluição do lixiviado. As concentrações de NAT encontradas neste estudo estão próximas as encontradas por Ziyang *et al.* (2009), em que, aterros mais novos (idade ≤ 5 anos), como o ASCG, apresentam valores de mais altos em decorrência da decomposição de proteínas contida nos resíduos (KJELDTSEN *et al.*, 2002), e na medida que o aterro torna-se mais velho (idade > 20 anos), tais valores tendem a estabilizar-se, reduzindo gradativamente suas concentrações.

As concentrações da DQO apresentou valores variando entre $18262,3 \pm 5231,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), aterros sanitários na fase ácida e na fase inicial a metanogênica, fase atual do ASCG (MARQUES JUNIOR, 2020), os valores da DQO tendem a ser mais elevados, uma vez que, o lixiviado é quimicamente agressivo e aumenta a solubilidade de muitos compostos. Elevadas concentrações da DQO foram também encontradas por Naveen *et al.* (2017) no aterro sanitário Mavallipura está localizado ao norte de Bangalore, Índia, local que apresenta características climáticas similares a de Campina Grande- PB.

Analisando os dados fitotóxicos, conforme ilustrada na Tabela 3, observou-se que o crescimento médio das raízes entre os tratamentos reduziu a medida em que a concentração de lixiviado aumentou. Comparando os tratamentos observou-se uma redução média de 50% entre os tratamentos T1 e T5 e uma redução de 29% entre T5 e T10. Por meio do teste ANOVA constatou-se que essas reduções foram significativas, uma vez que os valores do “p-valor calculado”, em cada relação, apresentaram-se inferiores ao nível de significância (0,05). No entanto, comparado o tratamento T1 ao Branco observou-se uma pequena variação, sendo ela insignificante estatisticamente, pois o p-valor foi superior ao nível de significância, comprovando que não há diferença entre eles. Logo, o T1 não interferiu no crescimento das raízes das sementes de repolho.

Tabela 3 - Valores médio dos crescimento das raízes de repolho (CRR), em centímetro, das amostras de lixiviado analisada.

Tratamentos	Amostras						
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
Branco	5,02	4,33	6,47	6,50	5,98	4,38	3,78
T1	4,26	4,67	6,76	6,26	4,75	4,98	4,28
T5	2,04	2,60	1,96	4,40	3,03	2,98	1,08
T10	0,00	0,00	0,00	2,15	1,40	1,70	0,00

Fonte: Elaborada pelos Autores (2020).

Por meio da análise da Tabela 4, observa-se a ICR para as sementes de repolho. O tratamento T1, apresentou valores de ICR menores que 22%, em todas as amostras analisadas, apontando um pequena interferência na inibição de crescimento. Cabe ressaltar, que em quatro das sete amostras analisadas (A2, A3, A6 e A7) a ICR apresentou valor negativo, ou seja, em vez de inibir o crescimento, houve estímulo. Esse comportamento pode estar relacionada aos nutrientes contidos no tratamento T1, pois as baixas concentrações de poluentes e ao mesmo

tempo a presença de diferentes compostos, entre eles matérias orgânica, podem ter estimulado o desenvolvimento da semente.

O tratamento T5, Tabela 4, apresentou uma taxa de inibição mais elevada nas amostras A3 e A7 ($ICR \geq 70\%$), enquanto que, nas demais amostras, o ICR variou de 32 a 59%. Ainda na tabela 4, observa-se que o tratamento T10, causou maior inibição das raízes, em quatro das sete amostras analisadas apresentou inibição de 100%, já das demais, apresentaram inibição maior de 60%. Por esses resultados, nota-se que concentrações iguais ou superiores da 10% causam grande efeito inibitório no crescimento das raízes das sementes, o que mostra quão fitotóxico são os lixiviados de aterro sanitário.

Tabela 4 – Inibição do crescimento das raízes (ICR) para as amostras de lixiviado analisada.

Tratamentos	Amostras						
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
T1	15%	-8%	-4%	4%	21%	-14%	-13%
T5	59%	40%	70%	32%	49%	32%	71%
T10	100%	100%	100%	67%	77%	61%	100%

Fonte: Elaborada pelos Autores (2020).

Por meio da análise de correlação entre os dados de ICR e os indicadores químicos, apresentada na Tabela 5, observa-se forte correlação entre os indicadores NAT e DQO, no entanto, é uma relação inversamente proporcional, em que, o aumento de um deles reduz a concentração do outro. Analisando a correlação entre os indicadores químicos e o ICR-T1 (Tabela 5), nota-se que as concentrações do NAT e da DQO não interferiram na inibição do crescimento da raiz, isso pode ter ocorrido devido as baixas concentrações dos poluentes contidas no tratamento T1, visto que ele contém apenas 1% de lixiviado *in natura*. Já a correlação entre os ICR-T5 e ICR-T10 com o indicador NAT, apresentam correlação forte e moderada, respectivamente, de modo que, o aumento da concentração do NAT causa maior a inibição do crescimento das raízes. A correlação entre a DQO e os ICR-T5 e ICR-T10 foram tidas como moderada, porém, negativa, significando que, a medida que aumentou as concentrações de DQO reduziu-se a taxa de ICR, ou seja, as elevadas concentrações da DQO não interferiram negativamente no ICR. Casos como esses merecem ser mais investigados, pois espera-se que altas concentrações de DQO inibam o crescimento das raízes.

Tabela 5 – Matriz de correlação entre os parâmetros químicos e os ICR dos tratamentos.

	NAT (mg/L)	DQO (mg/L)	ICR-T1	ICR-T5	ICR-T10
NAT (mg/L)	1				
DQO (mg/L)	-0,738	1			
ICR-T1	-0,032	0,177	1		
ICR-T5	0,845	-0,555	0,009	1	
ICR-T10	0,698	-0,556	-0,055	0,769	1

Fonte: Elaborada pelos Autores (2020).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mediante este estudo concluiu-se que amostras com concentrações de lixiviado acima de 5% reduzem o crescimento médio das raízes da semente de repolho, podendo inibir em 100% o seu desenvolvimento, quando expostas a concentrações acima de 10%. No entanto, em pequenas concentrações, como o tratamento T1 (1%), a inferência no crescimento não é significativa, e em alguns casos pode ocorrer o estímulo do desenvolvimento da semente, devido a presença de nutrientes contida no lixiviado. Cabe salientar, que a composição de lixiviados variam de aterro para aterro, logo cada lixiviado tem seus limites fitotóxicos.

Em relação os indicadores químicos e os ICR dos tratamentos, concluiu-se que o aumento das concentrações de NAT presente no lixiviado, causa aumento na ICR. Em contra partida, não foi identificado o aumento do ICR com o aumento DQO.

Assim, como sugestão para estudos futuros, sugere-se acrescentar mais diluições entre a de 1% e 5%, visto que o tratamento T1 não causou interferência no bioensaio. Sugere-se ainda aumentar a série de dados para melhor identificar a existência de relação entre a QDO e a ICR, um vez que, não foi identificada uma relação diretamente proporcional.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 15469**: Ecotoxicologia – Coleta, preservação e preparo de amostras. 2015.

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

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.

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.

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**, 2020.

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.

DANCEY, Christine & REIDY, John. Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows. Porto Alegre, Artmed. 2006.

ECOTERRA AMBIENTAL. **RIMA - Relatório de Impacto Ambiental:** Projeto de Implantação de um Aterro Sanitário para Resíduos Sólidos no Município de Campina Grande – Pb. Campina Grande, 2010. 75p.

ENAIME, G.; BAÇAOU, A.; YAACOUBI, A.; BELAQZIZ, M.; WICHERN, M.; LÜBKEN, M. Phytotoxicity assessment of olive mill wastewater treated by different technologies: effect on seed germination of maize and tomato. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 8, p. 8034–8045, 2020.

GGA/UFCG - Acervo de pesquisas do Monitoramento do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), 2020.

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, n. March, p. 259–270, 2017.

KJELDSEN, 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.

LIU, H.; ZHU, L.; TIAN, X.; YIN, Y. Seasonal variation of bacterial community in biological aerated filter for ammonia removal in drinking water treatment. **Water Research**, v. 123, p. 668–677, 2017.

LOTHE, A. G.; SINHA, A. Development of model for prediction of Leachate Pollution Index (LPI) in absence of leachate parameters. **Waste Management**, v. 63, p. 327–336, 1 maio 2017.

MASONER, J. R.; KOLPIN, D. W.; FURLONG, E. T.; COZZARELLI, I. M.; GRAY, J. L. Landfill leachate as a mirror of today’s disposable society: Pharmaceuticals and other contaminants of emerging concern in final leachate from landfills in the conterminous United States. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 4, p. 906–918, 1 abr. 2016.

MARQUES JUNIOR, F. A. F. **Condições intervenientes na geração de biogás de resíduos recém dispostos em aterro sanitário e com um ano de aterramento.** 2020. 79 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro e Tecnologia e Recursos Naturais.

MORRIS, S.; GARCIA-CABELLOS, G.; ENRIGHT, D.; RYAN, D.; ENRIGHT, A. Bioremediation of Landfill Leachate Using Isolated Bacterial Strains. **International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation**, v. 6, n. 1, p. 26–35, 2018.

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, p. 1-12, 1 jan. 2017.

OECD. *Organisation for Economic Cooperation and Development. Terrestrial plant test: 208 - Seedling emergence and seedling growth test*, OECD: 2003.

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.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias.** Campina Grande. 2011. 266 p.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Ecological effects test guidelines: 850.4200 - Seed germination/root elongation toxicity test**, 1996.

ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações.** 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, 16 mar. 2017.

ZIYANG, L. et al. 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.