

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DE INDICADORES QUE INFLUENCIAM A TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

\* Naiara Angelo Gomes<sup>1</sup>  
Elisângela Maria da Silva<sup>1</sup>  
Libânia da Silva Ribeiro<sup>1</sup>  
Márcio Camargo de Melo<sup>2</sup>  
Veruschka Escarião Dessoles Monteiro<sup>2</sup>

## BEHAVIORAL ANALYSIS OF INDICATORS THAT INFLUENCE THE TOXICITY OF LEACHATE IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID LANDFILL

Recibido el 24 de septiembre de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

### Abstract

*Due to the complexity of the biodegradation process of urban solid waste in landfills, leachate liquids are generated, which present in their composition significant concentrations of toxic compounds and when disposed without prior treatment in the environment, they offer risks to public health and the environment. In this sense, the objective of this work was to analyze the behavior of chemical indicators capable of influencing the toxic potential of the leachate generated at the Sanitary Landfill in Campina Grande, Paraíba, Brazil. For that, tests of pH, volatile fatty acids (AGV), total ammoniacal nitrogen (NAT) and metals (Fe, Mn, Zn and Cr) were carried out every two weeks over 150 days of monitoring. The results indicated that, during the acidic degradation phase (up to  $t = 60$  days) of the waste deposited in the investigated landfill, the toxicity of the leachate was mainly influenced by the acidic pH values (5.48 to 6.27), the high concentrations of AGV (5928 to 6450  $\text{mgHAC.L}^{-1}$ ) and high Fe (77 to 172  $\text{mg.L}^{-1}$ ), Mn (27.7 to 37.2  $\text{mg.L}^{-1}$ ) and Cr (1.24 to 1.89  $\text{mg.L}^{-1}$ ). Therefore, it is concluded that the concentrations of NAT (up to  $t = 150$  days), Fe, Mn and Cr (up to  $t = 60$  days) in the leachate, exceeded the maximum allowed values established in Resolution n. 430 of the National Environment Council, representing a risk to public health and the environment.*

**Keywords:** biodegradation of solid urban waste, metals, total ammoniacal nitrogen, toxic potential, volatile fatty acids.

<sup>1</sup> Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

\* Autor correspondente: Universidade Federal de Campina Grande, R. Aprígio Veloso, 882 - Universitário, Campina Grande - PB, 58428-830. Email: [naiaraangeloccta@gmail.com](mailto:naiaraangeloccta@gmail.com)

## Resumo

Em virtude da complexidade do processo de biodegradação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário, são gerados os líquidos lixiviados, que apresentam em sua composição concentrações significativas de compostos tóxicos, e quando lançados, sem um prévio tratamento no meio ambiente, oferecem riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi analisar o comportamento de indicadores químicos capazes de influenciar o potencial tóxico do lixiviado gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba, Brasil. Para isso, foram realizados ensaios de pH, ácidos graxos voláteis (AGV), nitrogênio amoniacal total (NAT) e metais (Fe, Mn, Zn e Cr), com uma frequência quinzenal, ao longo de 150 dias de monitoramento. Os resultados indicaram que, durante a fase de degradação ácida (até t=60 dias) dos resíduos depositados no Aterro investigado, a toxicidade do lixiviado foi influenciada, principalmente, pelos valores ácidos de pH (5.48 a 6.27), as elevadas concentrações de AGV (5928 a 6450 mgH<sub>Ac</sub>.L<sup>-1</sup>) e aos altos teores de Fe (77 a 172 mg.L<sup>-1</sup>), Mn (27.7 a 37.2 mg.L<sup>-1</sup>) e Cr (1.24 a 1.89 mg.L<sup>-1</sup>). Portanto, conclui-se que, as concentrações do NAT (até t=150 dias), Fe, Mn e Cr (até t=60 dias) no lixiviado, excederam os valores máximos permitidos estabelecidos na Resolução n. 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, representando risco para a saúde pública e o meio ambiente.

**Palavras chave:** ácidos graxos voláteis, biodegradação de resíduos sólidos urbanos, metais, nitrogênio amoniacal total, potencial tóxico.

---

## Introdução

Em virtude da complexidade do processo de degradação biológica que ocorre no interior das células de resíduos sólidos que compõem o aterro sanitário, são gerados subprodutos líquidos e gasosos, que podem ser nocivos à saúde pública e ao meio ambiente (Gomes, 2017). Dentre esses subprodutos, o lixiviado requer especial atenção, uma vez que, possui uma carga orgânica entre 10 e 75 vezes maior que a dos esgotos domésticos (Tchobanoglous *et al.*, 1993; Von Sperling, 2014). Ademais, quando disposto inadequadamente no meio ambiente ocasiona diversos impactos ambientais negativos, entre os quais se pode citar: contaminação e poluição dos solos, corpos hídricos superficiais e subterrâneos; redução da fauna e flora presentes nos corpos aquáticos; fitotoxicidade às espécies vegetais; e danos à saúde pública (Gomes, 2017).

O lixiviado é um efluente de coloração escura e odor desagradável, com composição variável e complexa que sempre difere de um aterro para outro (Gomes, 2017). Geralmente, compõe-se de elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida; compostos inorgânicos, tais como sais de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos e elementos metálicos (cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco); substâncias xenobióticas; elevados teores de nitrogênio amoniacal; e uma diversidade de microrganismos, inclusive patógenos (Christensen *et al.*, 2001; Oller *et al.*, 2011; Tengrui *et al.*, 2007).

A composição do lixiviado pode ser influenciada por inúmeros fatores que estão diretamente associados ao ciclo de gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), à operacionalização das células de resíduos e às características meteorológicas da região de instalação do aterro. Devido à variação desses fatores nos aterros sanitários, diversos estudos abordando a composição físico-química, microbiológica e toxicológica dos lixiviados já foram desenvolvidos no Brasil e no mundo, tais como: Budi *et al.* (2016), Mannarino, Ferreira e Moreira (2011), Matejczyk *et al.* (2011), Melo *et al.* (2005), Naveen *et al.* (2017) e Słomczyńska e Słomczyński (2004).

Destaca-se que estes tipos de investigações fornecem dados que podem ser utilizados para indicar uma tecnologia de tratamento adequada para o lixiviado; sugerir melhorias para o tratamento dos resíduos sólidos; servir de subsídio técnico e científico para redirecionar a operação de células de aterro sanitário; e ainda, pressupor os potenciais impactos negativos significativos que podem ser causados no meio ambiente e na saúde pública, caso o lixiviado seja lançado de maneira inadequada ou sem um prévio tratamento no corpo receptor e no solo.

No município de Campina Grande (PB), local de realização desta pesquisa, alguns estudos elencando as substâncias tóxicas inerentes aos resíduos sólidos urbanos já foram desenvolvidos, como exemplos citam-se: Silva (2012), Silva (2015), Silva *et al.* (2015), Silva (2016) e Gomes *et al.* (2017); no entanto, salienta-se que, a avaliação de tais substâncias em lixiviado resultante do aterramento ambientalmente correto dos RSU da referida cidade ainda são incipientes, visto que, a disposição ambientalmente e sanitariamente adequada dos RSU em Campina Grande-PB iniciou em meados do mês de julho de 2015.

Diante do exposto, é fundamental o desenvolvimento de pesquisas que busquem obter dados sobre indicadores que podem interferir na toxicidade do lixiviado ao longo do tempo, especialmente, em regiões localizadas no Seminário Brasileiro por apresentarem características peculiares, como baixa pluviometria e alta insolação, as quais afetam diretamente a quantidade e qualidade do lixiviado gerado, bem como o seu tratamento.

Dessa forma, esta investigação torna-se relevante pelo fato dos resultados obtidos servirem de base para a criação de um banco inicial de dados, que poderá ser utilizado como referência para a realização de pesquisas mais avançadas a respeito da temática abordada, como também serem utilizados na escolha de uma tecnologia correta de tratamento para o lixiviado avaliado e, ainda, contribuir na reformulação ou criação de legislações ambientais de preservação dos meios biótico, abiótico e social do Semiárido Brasileiro.

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar o comportamento do potencial hidrogeniônico (pH), ácidos graxos voláteis (AGV), nitrogênio amoniacal total (NAT), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cromo (Cr) e sua influência na toxicidade do lixiviado gerado no Aterro Sanitário em

Campina Grande (ASGC), Paraíba (PB), Brasil. Cabe destacar que, esta pesquisa é parte integrante da dissertação de mestrado de Gomes (2017), que estudou a toxicidade do lixiviado gerado em uma Célula do ASGC.

## Metodologia

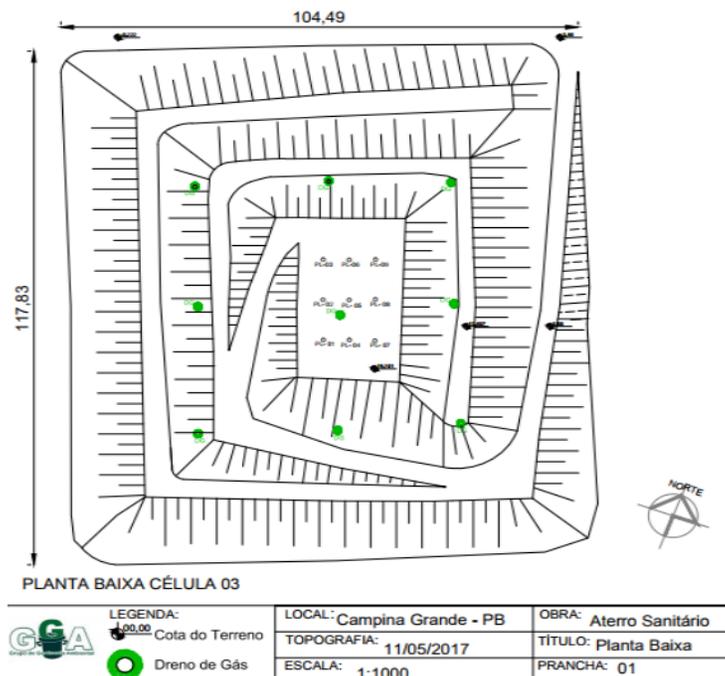
### Área de estudo

O campo experimental para o desenvolvimento desta pesquisa foi uma Célula, denominada Célula 3 (C3), do ASGC, Paraíba, Brasil. Esse Aterro encontra-se a 10000 m do perímetro urbano do citado município, possui uma área territorial de 640000 m<sup>2</sup> – dos quais 400000 m<sup>2</sup> foram designados à construção de Células para o aterramento de RSU – e situa-se nas seguintes coordenadas UTM 829172 e 9194834.

Cabe destacar que, Campina Grande (PB) pertence à mesorregião do Agreste da Borborema, sob coordenadas geográficas de 07°13' latitude S e 35° 53' longitude W, e possui uma altitude média de 555 metros acima do nível do mar (Araújo, 2015). As temperaturas máximas e mínimas anuais ficam em torno de 30 a 20 °C no verão e de 18 a 13 °C no inverno. Além disso, o município está incluído na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, caracterizando-se por apresentar: (i) precipitação pluviométrica média anual de 800 mm; (ii) índice de aridez de até 0.5; (iii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2013).

A Célula de resíduos avaliada, possui formato geométrico trapezoidal com bermas intermediárias de 5 m e dimensões de base correspondentes a aproximadamente 105 m x 118 m de largura e comprimento, respectivamente, e altura total de 24 m, conforme ilustrado na Figura 1. Seu preenchimento ocorreu entre os meses de maio a dezembro de 2016. Durante esse período, foram depositados, diariamente, cerca de 500000 kg de resíduos sólidos urbanos, sendo 95% desses resíduos provenientes da cidade de Campina Grande (PB) (Gomes, 2017).

A C3 é composta por um sistema de drenagem de gases e águas pluviais, e, também, placas de recalque em superfície e marcos topográficos para a avaliação dos deslocamentos verticais e horizontais ocorridos no maciço sanitário. Constitui-se, ainda, de um sistema de impermeabilização de base e cobertura. A camada de base compôs-se de uma mistura (proporção de 1:4) de bentonita com um solo arenoso adquirido na área do ASGC (Gomes, 2017). O coeficiente de permeabilidade a água resultante desta mistura foi de 10<sup>-9</sup> m.s<sup>-1</sup>, demonstrando que tal combinação é adequada para compor camadas de base de aterros sanitários, conforme a NBR 13896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997). Sobre essa camada foi instalado o sistema de drenagem de lixiviado, do tipo 'espinha de peixe', que durante o desenvolvimento deste estudo coletou e conduziu por gravidade, para um poço de visita de concreto pré-moldado e, em seguida, para a estação de tratamento de efluente, uma vazão de lixiviado entre 1.45x10<sup>-5</sup> e 2.7x10<sup>-5</sup> m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Gomes, 2017).



**Figura 1.** Planta baixa da C3 construída no ASCG

### Monitoramento do lixiviado

O lixiviado caracterizado nesta pesquisa foi coletado em um poço de visita de concreto pré-moldado (Poço 3), que recebia todo o líquido gerado pelo processo biodegradativo dos RSU aterrados na C3. Para essa caracterização, foram realizadas coletas com uma periodicidade quinzenal, durante 150 dias, entre os meses de junho a novembro de 2016, totalizando 11 amostras.

Os procedimentos de amostragem do lixiviado (coleta, armazenamento e preservação) no Poço 3 seguiram as orientações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Posteriormente as coletas, usando um coletor manual confeccionado em policloreto de vinila (PVC), com capacidade de 1000 mL, as amostras de lixiviado foram armazenadas em um recipiente de polietileno devidamente higienizado e conduzidas em uma caixa térmica para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Civil (UAEC), da UFCG *campus* sede, para a determinação dos indicadores explícitos na Tabela 1.

**Tabela 1.** Indicadores avaliados e métodos analíticos utilizados na pesquisa

Indicador	Unidade	Método analítico	Metodologia
pH	-----	Potenciométrico	
AGV	mgH <sub>AC</sub> .L <sup>-1</sup>	Titulométrico	
NAT	mgN-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	Destilação e titulação	
Fe	mg.L <sup>-1</sup>	Absorção atômica	APHA <i>et al.</i>
Mn	mg.L <sup>-1</sup>	Absorção atômica	(2012)
Zn	mg.L <sup>-1</sup>	Absorção atômica	
Cr	mg.L <sup>-1</sup>	Absorção atômica	

Legenda: pH – potencial hidrogeniônico; AGV – ácidos graxos voláteis; NAT – nitrogênio amoniacal total; Fe – ferro; Mn – manganês; Zn – zinco; Cr – cromo.

### Tratamento estatístico dos dados

O tratamento estatístico dos resultados obtidos para os indicadores pH, AGV, NAT, Fe, Mn, Zn e Cr foi realizado por meio da aplicação do teste matriz de correlação, utilizando o *software Excel 2010*.

Este método permite que as variáveis analisadas se correlacionem entre si, apresentando coeficientes que variam de -1 a +1. Na prática, quanto mais próximo de 1.0 (independentemente do sinal), maior é o grau de dependência estatística entre as variáveis (Silva, 2016). Tais correlações podem ser enquadrada em três classes: fracas ( $\pm 0.10$  a  $\pm 0.30$ ), moderadas ( $\pm 0.40$  a  $\pm 0.60$ ) e fortes ( $\pm 0.70$  a  $\pm 1.00$ ) (Dancey e Reidy, 2013). Neste trabalho, foram consideradas e discutidas as correlações consideradas fortes.

## Resultados e discussão

### Potencial hidrogeniônico (pH)

A Figura 2, ilustra a evolução temporal dos indicadores pH e AGV para o lixiviado gerado na C3 do ASCG. Observa-se que, o pH apresentou uma tendência crescente ao longo do monitoramento, com valores mínimo, máximo, médio e desvio padrão iguais a 5.48; 8.41; 6.83; e 0.95, respectivamente. Já os AGV, tiveram um comportamento contrário ao pH, reduzindo com decorrer do tempo, e apresentando concentrações na faixa de 1800 a 6900 mgH<sub>CA</sub>.L<sup>-1</sup>.

No período inicial (t=0) até t=60 dias, o lixiviado apresentou valores de pH entre 5.48 e 6.27, evidenciando que os RSU aterrados na C3 se encontravam na fase de fermentação ácida. Conforme Belevi e Baccini (1989), a referida fase de degradação ocorre com pH variando no intervalo de 5.0 a 6.5 unidades. Logo, os baixos valores de pH obtidos para o lixiviado analisado são decorrentes da acentuada produção de ácidos graxos voláteis (AGV) na massa de RSU da C3, como observado na Figura 2. Nesse período (t=0 a t=60 dias), foram obtidas a maiores concentrações de AGV, variando na faixa de 5928 a 6900 mgH<sub>AC</sub>.L<sup>-1</sup>.

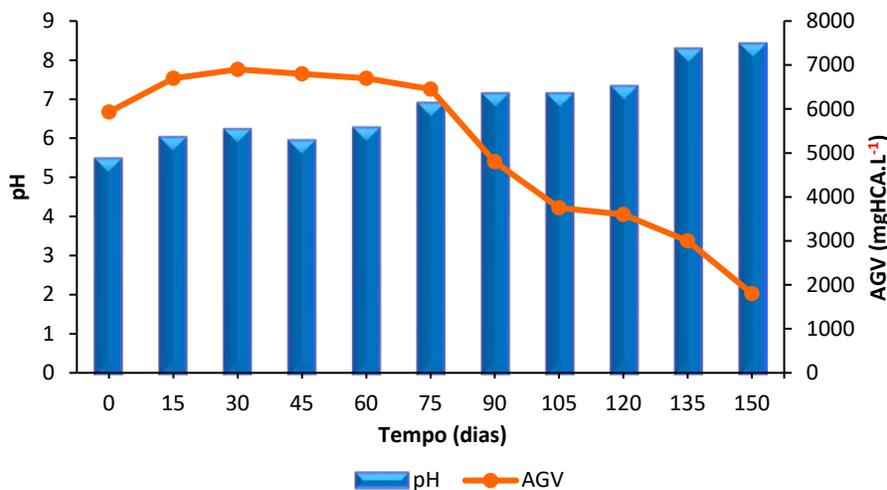


Figura 2. Evolução temporal do pH

Na Figura 2, nota-se ainda que, após  $t=60$  dias, o pH do lixiviado tendeu à neutralidade e basicidade, variando com valores entre 6.9 e 8.4. Durante esse período, as concentrações de AGV decaíram significativamente, sendo determinados valores entre 1800 e 4800  $\text{mgHCA.L}^{-1}$ . Com base nisso, pode-se inferir que, possivelmente, o processo biodegradativo dos RSU aterrados na C3 transitou para a fase metanogênica de degradação.

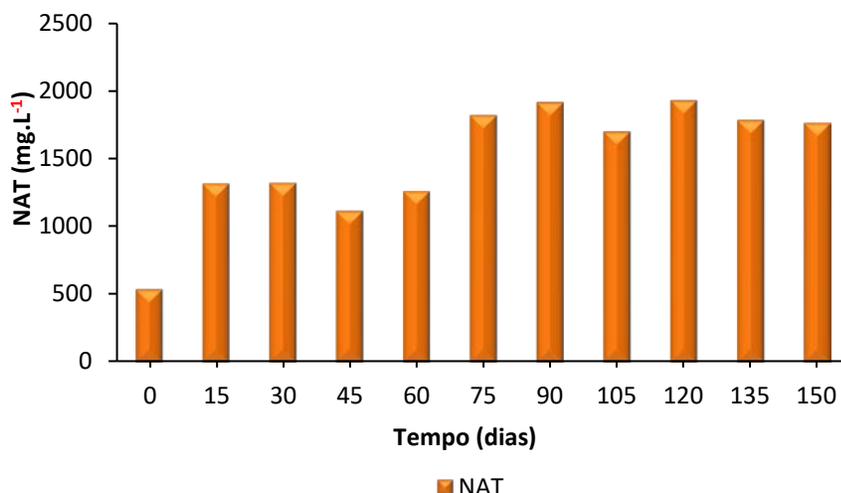
Essa transição de fases, ocorreu devido as *archeas* metanogênicas consumirem os ácidos produzidos no início do processo de degradação dos RSU, elevando naturalmente o pH na massa de resíduos e, conseqüentemente, no lixiviado gerado (Ribeiro *et al.*, 2016). Cabe destacar que, o curto período (em torno de 60 dias) registrado entre a transição da fase ácida para a metanogênica pode estar associado, principalmente, as condições meteorológicas e operacionais na área do ASCG, visto que, esse Aterro situa-se no Semiárido Brasileiro, caracterizado por ter uma baixa pluviometria e uma alta insolação. Devido a essa baixa pluviometria, fez-se a recirculação de lixiviado, visando a umidificação dos RSU aterrados e o favorecimento do processo biológico. Dessa forma, foram fornecidas condições ambientais adequadas (temperatura e umidade) para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios responsáveis pela biodegradação dos resíduos depositados na C3.

Apesar de ocorrer essa transição de fases no processo anaeróbio de biodegradação dos RSU, é importante enfatizar que, tais fases anaeróbias (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) acontecem de forma simultânea nos aterros, pois diariamente são depositados resíduos novos. Na prática, uma determinada fase predomina em relação a outra.

Na fase ácida de degradação biológica dos RSU (valores ácidos de pH), indicadores como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), AGV e metais apresentam altos teores no lixiviado (Gomes, 2017). Dessa forma, a toxicidade do lixiviado, durante esse período, se dá especialmente, pelas elevadas concentrações de metais inerentes a esse subproduto (Contrera *et al.*, 2014). Já em condições básicas de pH, o potencial tóxico do lixiviado, ocorre em virtude dos altos teores de alcalinidade total (AT) e de NAT na sua forma não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) e, ainda, devido aos compostos recalcitrantes no lixiviado (Gomes, 2017).

### Nitrogênio amoniacal total (NAT)

O nitrogênio amoniacal total (NAT) é formado pelo somatório de duas formas de amônia: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), e a não ionizada e tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre ( $\text{NH}_3$ ) (Von Sperling, 2014). Na Figura 3, são ilustradas as concentrações de NAT, ao longo do tempo de monitoramento, para o lixiviado resultante da biodegradação dos RSU depositados na C3.



**Figura 3.** Concentrações de nitrogênio amoniacal total ao longo do tempo

De acordo com a Figura 3, verifica-se que durante o período de monitoramento, as concentrações de NAT no lixiviado, demonstraram um comportamento crescente com valores mínimo e máximo de 540 e 1932  $\text{mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$  e um valor médio de 1497  $\text{mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ . Tais resultados (mínimo, máximo e médio) ficaram dentro da faixa máxima (0.4 a 3000  $\text{mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ) de concentrações determinadas em lixiviados de aterros sanitários brasileiros (Souto e Povinelli, 2007).

Ainda com base na Figura 3, observa-se que, até os 60 dias ( $t=60$ ) de monitoramento, foram obtidos os menores teores de NAT e, após os 75 dias, em que o pH do lixiviado tornou-se básico e o processo degradativo transitou para a fase metanogênica, as concentrações desse indicador se elevaram. Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2003), altas concentrações de NAT durante a fase metanogênica de degradação são típicas em aterros sanitários.

No lixiviado, a toxicidade do NAT varia em função dos indicadores pH e temperatura. Nesse sentido, quando o pH do meio está em torno da neutralidade, praticamente todo NAT apresenta-se na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), já quando o pH encontra-se em torno de 9.2, cerca de 50% do NAT está na forma de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) e 50% na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). Em pH superior a 11, há uma predominância do NAT na forma livre ou gasosa (Campos *et al.*, 2010; Von Sperling, 2014).

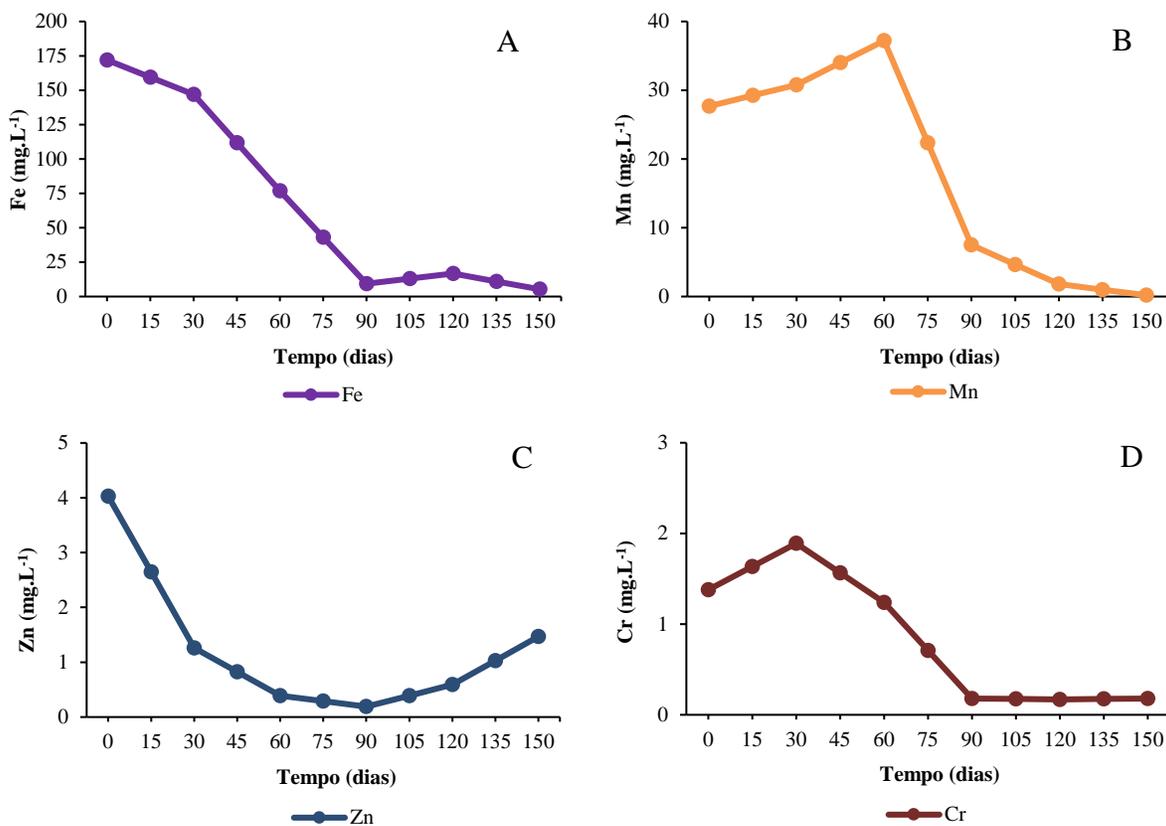
Diante disso, o pH aferido para o lixiviado em análise apresentou valores entre 5.48 e 8.41 (Figura 2). Conforme esses valores, pode-se constatar que, desde  $t=0$  a  $t=150$  dias, houve uma maior predominância no lixiviado, da presença do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), ou seja, a forma não tóxica do NAT. No entanto, as concentrações de NAT, ao longo de todo o monitoramento, excederam o limite máximo permitido estabelecido na Resolução n. 430, que é  $20 \text{ mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$  (CONAMA, 2011). Assim, caso esse lixiviado seja lançado inadequadamente em um corpo receptor diversos impactos negativos podem ser causados ao meio ambiente e à saúde da população.

### Metais

As concentrações de ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cromo (Cr), mensuradas no lixiviado gerado pela C3 do ASCG, correspondentes aos meses de junho a novembro do ano de 2016, encontram-se ilustradas nas Figuras 4A a 4D.

Avaliando a Figura 4, percebe-se que as concentrações de Fe e Mn (Figura 4A e 4B) foram elevadas quando comparadas com os teores dos demais elementos analisados (Figuras 4C e 4D), sendo o Fe o metal mais abundante, com teor máximo de  $172 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e mínimo de  $5.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . A alta disponibilidade de Fe no lixiviado ( $t=0$  até  $t=60$ ), ocorreu em função desse elemento ter uma elevada solubilização em condições ácidas de pH.

De maneira geral, verifica-se uma redução nas concentrações dos metais Fe, Mn e Cr, com o decorrer do tempo. Esta redução pode estar associada à evolução natural do processo de biodegradação dos RSU aterrados na C3. Comportamentos semelhantes ao verificado neste estudo, foram observados por autores como Vieira Neto *et al.* (2014) e Silva (2016) ao analisarem teores de metais no extrato lixiviado dos RSU da cidade de Campina Grande-PB oriundos de um biorreator que simulava uma célula real de aterro sanitário. Em relação ao elemento Zn, nota-se que, após  $t=105$  dias, houve um leve aumento em suas concentrações, que pode estar associado a heterogeneidade do lixiviado.



**Figura 4.** Concentrações de metais no lixiviado do ASCG com o decorrer do tempo: A) Ferro; B) Manganês; C) Zinco; e D) Cromo

Assim, devido os metais analisados terem uma alta solubilidade em pH ácido, o potencial tóxico do lixiviado durante a fase de fermentação ácida, tende a ser elevado; já quando o pH encontra-se entre a neutralidade e basicidade, ou seja, na fase metanogênica de degradação, os metais tendem a se precipitarem na massa de resíduos, ocorrendo uma redução de seus teores no lixiviado, portanto, tornando-os menos tóxico (Gomes, 2017; Rigueti *et al.*, 2015).

Dentre os elementos analisados, o ferro, o manganês e o chumbo, durante parte do monitoramento, principalmente quando o pH do lixiviado encontrava-se ácido, apresentaram concentrações em desacordo com os valores máximos permitidos da Resolução n. 430 (CONAMA, 2011), que são 15 mg.L<sup>-1</sup>, 1.0 mg.L<sup>-1</sup> e 0.5 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, representando risco para o meio ambiente e à saúde pública. Embora esses metais tenham apresentado teores acima do estabelecido pela supracitada Resolução, ressalta-se que suas concentrações encontram-se dentro das faixas típicas verificadas em aterros sanitários, conforme Baun e Christensen (2004) e Kjeldsen *et al.* (2002).

### Tratamento estatístico

Na Tabela 2, encontra-se apresentada a matriz de correlação obtida para os indicadores pH, AGV, NAT e metais (Fe, Mn, Zn e Cr). A aplicação desse método teve por objetivo obter correlações estatísticas entre tais indicadores ao longo do tempo de monitoramento.

**Tabela 2.** Matriz de correlação dos indicadores analisados no lixiviado

Variáveis	Tempo	pH	AGV	NAT	Fe	Mn	Zn	Cr
Tempo	1							
pH	0.9622	1						
AGV	-0.8825	-0.8869	1					
NAT	0.8174	0.8073	-0.5785	1				
Fe	-0.9438	-0.8714	0.7621	-0.8674	1			
Mn	-0.8688	-0.8762	0.9386	-0.7346	0.8213	1		
Zn	-0.5718	-0.4469	0.1575	-0.7441	0.7122	0.2776	1	
Cr	-0.8947	-0.8453	0.8578	-0.7723	0.9396	0.9254	0.4607	1

Legenda: pH – potencial hidrogeniônico; AGV – ácidos graxos voláteis; NAT – nitrogênio amoniacal total; Fe – ferro; Mn – manganês; Zn – zinco; Cr – cromo.

De maneira geral, observando a Tabela 1, verifica-se que entre as correlações obtidas, aquelas consideradas fortes (valores iguais ou superiores a 0.70), segundo Dancey e Reidy (2013), representaram uma porcentagem de 78.60% em relação ao total de correlações obtidas, com valores máximos na ordem de +0.96 e -0.94.

Percebe-se, ainda, que a variável tempo se correlacionou fortemente com todas as variáveis, exceto com o Zn, indicando ser um fator importante na variabilidade do efeito tóxico do lixiviado e denotando correlação forte positiva com o parâmetro pH e NAT. A correlação com o pH se explica pelo fato de que com o decorrer do tempo, esse indicador tende a aumentar devido à evolução natural do processo de biodegradação dos RSU depositados na C3, tornando o lixiviado menos tóxico em virtude dos metais se precipitarem na massa de RSU. A precipitação é ocasionada pelo tamponamento do meio, fazendo com que os metais tenham uma menor mobilidade e disponibilidade, tornando-os assim, menos perigosos (Gomes, 2017). Já para os metais Fe, Mn e Cr foram constatadas correlações fortes negativas em relação ao tempo. Estes resultados demonstram uma redução em suas concentrações com o passar do tempo, fato que pode ser observado na Figura 4.

Quanto ao indicador AGV, constatou-se correlações fortes negativas com o tempo e pH; e correlações fortes positivas com os metais Fe, Mn e Cr. Isso decorreu pelo fato dos AGV

contribuírem para a obtenção de valores ácidos de pH, que estão diretamente ligados a solubilização, mobilidade e disponibilidade dos elementos metálicos (Fe, Mn e Cr) no meio. Sendo assim, à medida que os RSU são biodegradados no interior do Aterro, estes passam por fases que definem o seu estágio de decomposição, bem como, a predominância de alguns substratos em relação a outros. É no início do processo de biodegradação, que predomina a fase ácida, ou seja, devido à grande geração de AGV o pH decresce, apresentando valores ácidos, como observado na Figura 2, e as concentrações dos metais analisados são elevadas (Figura 4). Contudo, os AGV são oxidados pelas bactérias acetogênicas em substrato apropriado para as *archeas* metanogênicas, e, com isso, suas concentrações são reduzidas, o pH elevado e os metais menos solubilizados e disponíveis no meio, reduzindo, assim, os seus teores no lixiviado.

Observa-se também correlação forte negativa entre as variáveis Fe, Mn e Cr em referência ao pH, evidenciando uma diminuição nos teores desses metais à medida que o pH do lixiviado tornou-se básico.

A variável NAT apresentou correlação forte positiva com o pH; e forte negativa com todos os metais analisados. Com base na correlação positiva, é possível constatar um aumento nas concentrações do NAT à medida que o pH do meio elevou-se. Em relação às correlações negativas, percebe-se uma redução nos teores de todos os metais conforme as concentrações de NAT aumentaram. Esse fato está associado ao tamponamento do meio, pois a partir da degradação de proteínas nos RSU, são geradas concentrações significativas de bicarbonato de amônio, as quais elevam os teores de NAT e contribuem para aumentar a alcalinidade total do meio, e, dessa maneira, para tamponar o sistema e elevar o pH no interior da massa de RSU e no lixiviado, precipitando assim, os metais avaliados.

Nota-se ainda, na Tabela 2, que praticamente todos os metais analisados apresentaram entre si correlações fortes positivas. Tais correlações denotam um comportamento, ao longo do tempo, similar entre os elementos Fe, Mn, Zn e Cr. No início do monitoramento (t=60 dias), em que os RSU supostamente encontravam-se na fase ácida de degradação, esses elementos apresentaram concentrações mais elevadas, contribuindo com maior intensidade para a toxicidade do meio interno e externo. Entretanto, à medida que o pH foi elevando-se (após t=60 dias), os teores desses metais tenderam a um decaimento, apresentando concentrações inferiores às estabelecidas na Resolução n. 430 do CONAMA. Porém, os teores de NAT aumentaram com o aumento do pH, denotando concentrações superiores a  $1700 \text{ mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , as quais chegaram a ser aproximadamente 97 vezes maiores que as explícitas na referida Resolução. Portanto, caso esse lixiviado seja lançado indevidamente no meio ambiente (*in natura* ou tratado inadequadamente), pode causar toxicidade ao meio ambiente, principalmente, aos corpos hídricos receptores, pois devido a amônia ser tóxica, existem espécies de peixes que não toleram concentrações acima de  $5 \text{ mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  (Piveli, 2011).

## Conclusões

Os indicadores pH, AGV e metais exerceram influência no potencial tóxico do lixiviado, visto que quando o lixiviado encontrava-se ácido, devido às altas concentrações de AGV produzidas no meio, foram determinados elevados teores de Fe, Mn, Zn e Cr, tornando esse líquido mais tóxico; no entanto, quando as concentrações de AGV reduziram, o pH tendeu a neutralidade e basicidade, e, conseqüentemente, houve um decaimento nos teores do Fe, Mn, Zn e Cr, diminuindo, dessa maneira, o potencial de toxicidade do lixiviado em relação aos metais estudados.

As concentrações de NAT no lixiviado, supostamente, não causaram toxicidade ao processo biodegradativo dos RSU depositados na Célula 3, contudo, tais concentrações foram consideradas tóxicas para o meio ambiente, principalmente, para os corpos receptores.

De modo geral, o lixiviado apresentou potencial tóxico, principalmente até t=60 dias de monitoramento, representando risco ao meio ambiente e à saúde da população.

A análise estatística validou os resultados obtidos, indicando que as variáveis tempo e pH foram as que mais influenciaram os teores dos metais que contribuíram para a variação da toxicidade do lixiviado.

## Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997) *NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação*, Rio de Janeiro.
- APHA, AWWA, WEF. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22 ed., Washington: Ed. APHA, 1496 pp.
- Araújo, E.P. (2015) *Monitoramento de células experimentais de resíduos sólidos urbanos quanto a aspectos físico-químicos e microbiológicos*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Departamento de Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Campina Grande, 122 pp.
- Baun, D.L., Christensen, T.H. (2004) Speciation of heavy metals in landfill leachate: A review, *Waste Management & Research*, **22**(1), 2004, 3-23. <https://doi.org/10.1177/0734242X04042146>
- Belevi, H.; Baccini, P. (1989) Long-term behavior of municipal solid waste landfills, *Waste Management & Research*, **7**(1), 1989, 43-56. [https://doi.org/10.1016/0734-242X\(89\)90007-4](https://doi.org/10.1016/0734-242X(89)90007-4)
- Budi, S., Suliasih, B.A., Othman, M.S., Heng, L.Y., Surif, S. (2016) Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant, *Waste Management*, **55** (1), 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>
- Campos, D.C., Leite, V.D., Lopes, W.S., Ramos, P.C.A. (2010) Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado, *TECNO-LÓGICA*, **14**, (2), 52-60.
- Castilhos Jr. A.B., Medeiros, P.A., Firta, I.N., Lupatini, G., Silva, J.D. (2003), Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In Castilhos Jr. A.B. (Eds.), *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequenos portes*, ABES, RIMA, Rio de Janeiro, 19-50.

- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J.; Heron, G. (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes, *Applied geochemistry*, **16**(7), 659-718. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011) *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*, São Paulo: Ed. CETESB, 327 pp.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011) Resolução n. 430, *Diário Oficial da União*. Brasília, 16 de maio 2011. Acesso em: 06 de fevereiro de 2017, disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Contrera, R.C., Cruz S.K.C., Morita, D.M., Domingues R.J.A., Zaiat, M., Schalch, V. (2014) First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor, *Journal of environmental management*, **145**, 385-393. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.013>
- Dancey, C.P.; Reidy, J. (2013) *Estatística sem matemática para psicologia*, 5 ed., Porto Alegre: Penso, 608 pp.
- Gomes, N.A. (2017) *Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do aterro sanitário em Campina Grande-PB*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 88 pp.
- Gomes, N.A., Almeida, M.V.A., Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Oliveira, R. D. (2018) Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. *Matéria* (Rio de Janeiro), **23**(3). <https://doi.org/10.1590/s1517-707620180003.0489>
- INSA, Instituto Nacional do Semiárido (2013) *O semiárido brasileiro: Riquezas, diversidade e saberes*, 1 ed., Campina Grande: Ed. INSA/MCTI, 39 pp.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **32**(4), 297-336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Mannarino, C.F., Ferreira, J.A., Moreira J.C. (2011) Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública: Revisão bibliográfica, *Caderno de Saúde Coletiva*, **19**(1), 11-19.
- Matejczyk, M., Płaza, G.A., Nałęcz-Jawecki, G., Ulfig, K., Markowska-Szczupak, A. (2011). Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates, *Chemosphere*, **82**(7), 1017-1023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.066>
- Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Araújo, J.M.D., Andrade, M.A.G.D. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23 Anais...* Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-7.
- Naveen, B.P., Mahapatra, D.M., Sitharam, T.G., Sivapullaiah, P.V., Ramachandra, T.V. (2017) Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate, *Environmental Pollution*, **220**, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>
- Oller, I., Malato, S., Sánchez-Pérez, J.A. (2011) Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: A review, *Science of the total environment*, **409**(20), 4141-4166. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061>
- Pivelli, R.P. (2011) *Nutrientes: Compostos de Nitrogênio e Fósforo em águas*. Notas de aula. 18pp.
- Ribeiro, L.D.S., Silva, A.D.S., Alves, F.D.S., Melo, M.C.D., Paiva, W., Monteiro, V.E.D. (2016) Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB), *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21** (1), 1-9. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100110157>
- Riguetti, P.F., Cardoso, C.A.L., Cavalheiro, A.A., Lenzi, E., Fiorucci, A.R., Silva, M.S. (2015) Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil, *Revista Ambiente & Água*, **10**(1), 153-163. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1538>

- Silva, A.S. (2012) *Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 129 pp.
- Silva, A.S. (2016) *Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Campina Grande, 155 pp.
- Silva, A.S., Ribeiro, L.S., Paiva, W., Melo, M.C., Monteiro, V.E.D. (2015) Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, *Revista Matéria*, **20**(4), 840-851. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620150004.0091>
- Silva, E.M. (2015) *Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 81 pp.
- Souto, G D.B., Povinelli, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitário e Ambiental, 24 Anais...* Belo Horizonte: ABES, 2007, p. 1-7.
- Słomczyńska, B., Słomczyński, T. (2004). Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills, *Polish Journal of Environmental Studies*, **13**(6), 627-637.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993) *Integrated solid waste management: engineering principle and management issues*, McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 978 pp.
- Tengrui, L., Al-Harbawi, A.F., Bo, L.M., Jun, Z., Long, X.Y. Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor, *American Journal of Applied Sciences*, **4**(4), 211-214.
- Vieira Neto, J.M., Bezerra, E.B.N., Melo, M.C., Monteiro, V.E.D. (2014) Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos, *Revista Ciência e Tecnologia*, **17**(31), 54-66.
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, 1 ed., Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 470 pp.