



COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO ARMAZENADO EM UMA LAGOA DE EVAPORAÇÃO NATURAL IMPLANTADA NO ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB

Naiara Angelo Gomes¹
Elisângela Maria da Silva²
Samantha Costa do Nascimento³
Nayr Thays Henrique Calixto⁴
Libânia da Silva Ribeiro⁵

RESUMO

O lixiviado é um efluente potencialmente tóxico e poluidor que se não tratado de maneira eficiente pode causar graves danos aos corpos hídricos receptores e à saúde da população. Assim, o objetivo deste trabalho consistiu em analisar a composição do lixiviado armazenado em uma lagoa de evaporação natural implantada no Aterro Sanitário situado no município de Campina Grande, Paraíba. O conhecimento de tal composição se deu por meio da realização de ensaios físico-químicos, com uma frequência mensal, entre os meses de ago/2017 a dez/2019. A caracterização do lixiviado armazenado na lagoa indicou um efluente com altas concentrações de DBO₅ (12.375-18.750 mg.L⁻¹), NAT (140-1.750 mgN-NH₃.L⁻¹) e Cr (0,10-0,75 mg.L⁻¹). Portanto, constatou-se que, a atual técnica de tratamento do Aterro estudado não foi eficiente para purificar o lixiviado de modo a atender legislações ambientais em vigor. É importante enfatizar que, o efluente armazenado nessa lagoa não é lançado no meio ambiente. No entanto, caso isso seja necessário, novas alternativas tecnológicas devem ser implementadas, podendo ser de nível secundário ou terciário, com princípios físico-químicos e biológicos de tratamento.

Palavras-chave: Aterro Sanitário, Efluente, Tratamento, Meio ambiente.

INTRODUÇÃO

O lixiviado é um efluente potencialmente tóxico e poluidor, que necessita de um rigoroso tratamento antes de ser lançado no ambiente. Origina-se predominantemente do processo biológico que acontece no interior do aterro sanitário, da água precipitada que lixivia a massa de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) aterrada, e, em menor grau, da compactação progressiva dos RSU (POSTACCHINI, CIARAPICA e BEVILACUA, 2018).

No lixiviado existe diferentes poluentes e contaminantes, a exemplo de, metais, nitrogênio amoniacal, matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos de difícil degradação,

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

² Doutoranda do PPGECA, da UFCG, elisa_maria18@hotmail.com;

³ Mestranda do PPGECA, da UFCG, samandacosta93@gmail.com;

⁴ Mestranda do PPGECA, da UFCG, thays550@hotmail.com;

⁵ Professora orientadora: Doutora em Engenharia de Materiais, UFCG, lbyribeiro@yahoo.com.br.



cloretos, sulfato, sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e fósforo (KJELDSEN *et al.*, 2002), que se não tratados de maneira eficiente podem causar graves danos aos corpos hídricos receptores e à saúde da população caso a água seja utilizada para fins de abastecimento.

É importante destacar que, essa mistura heterogênea de poluentes e contaminantes inerente ao lixiviado varia constantemente no tempo e espaço. Para Müller *et al.* (2015), o tipo de resíduo aterrado e a idade do aterro, são fatores relevantes nessa variabilidade. Já Brennan *et al.* (2016) citam que, a variação temporal das características juntamente com a elevada carga poluente do lixiviado são as principais dificuldades enfrentadas no seu tratamento.

Tratar lixiviado adequadamente, de modo a atender aos marcos legais vigentes, não é uma tarefa simples, e, sim, um grande desafio para os gestores de aterros sanitários e profissionais pesquisadores que investigam essa área de conhecimento. Escolher corretamente o sistema de tratamento de lixiviado a ser implementado no aterro sanitário exige um aporte de conhecimento sobre diversas variáveis naturais e técnicas, dentre as quais destacam-se as características físico-químicas, microbiológicas e toxicológicas desse efluente.

O conhecimento da composição do lixiviado, além de ser importante para a seleção de técnicas ou sistema de tratamento, bem como o seu dimensionamento, também, se faz necessário para entender o processo de biodegradação dos RSU aterrados; pressupor os potenciais impactos ambientais negativos causados ao meio ambiente e saúde pública em caso de lançamento inadequado de lixiviado; redirecionar a operação do aterro; e contribuir para a reformulação ou criação de legislações de preservação do meio ambiente.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho consistiu em analisar a composição do lixiviado armazenado em uma lagoa de evaporação natural implantada no Aterro Sanitário situado no município de Campina Grande, Paraíba, Brasil.

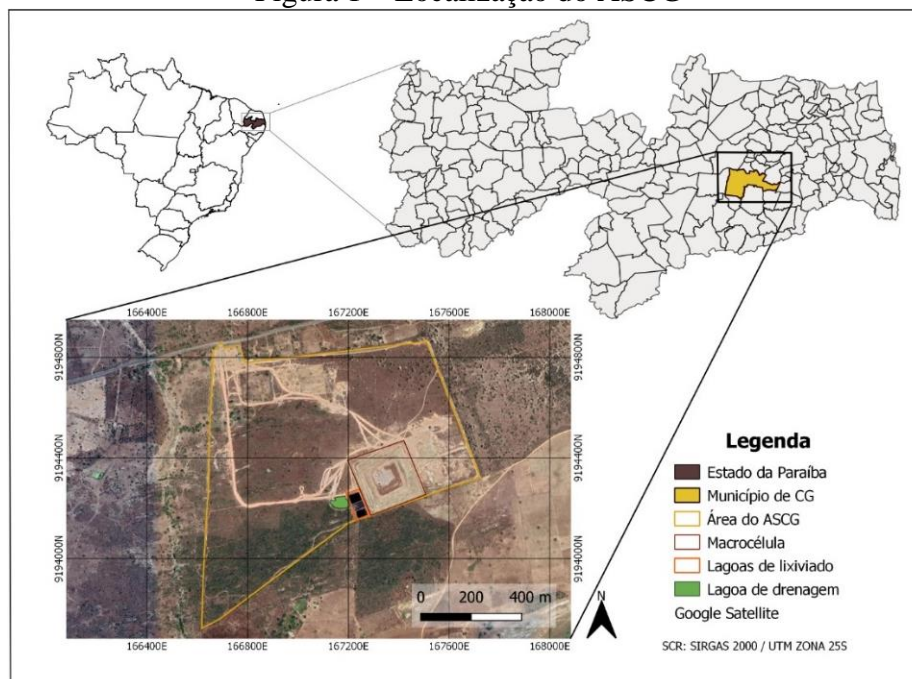
METODOLOGIA

CAMPO EXPERIMENTAL

O Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG) está localizado na área rural do distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil (Figura 1), e pode ser identificado geograficamente a partir das seguintes coordenadas: latitude de 7° 16' 45,22" Sul e longitude de 36° 0' 48,36" Oeste.



Figura 1 – Localização do ASCG



Fonte: GGA/UFCG (2020)

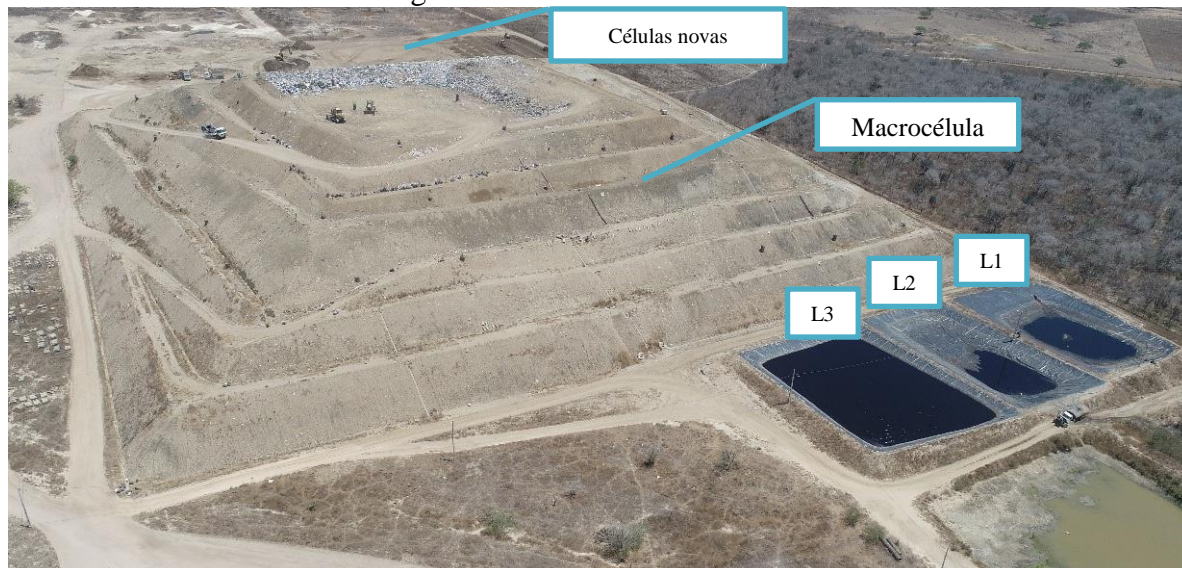
O referido Aterro possui uma extensão territorial de 64 ha, dos quais 40 ha foram destinados à construção de Células para o aterramento de RSU. Sua operação iniciou-se no mês de julho do ano de 2015, sob responsabilidade de uma empresa privada, e foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos, recebendo diariamente 350 toneladas de RSU ($tRSU.d^{-1}$) (ECOTERRA AMBIENTAL, 2010). Contudo, atualmente, recebe cerca de 500 $tRSU.d^{-1}$ provenientes de 20 (vinte) municípios paraibanos: Alcantil, Areia, Barra de Santana, Boa Vista, Campina Grande, Coxixola, Cubati, Esperança, Gado Bravo, Itatuba, Lagoa Seca, Massaranduba, Montadas, Prata, Puxinanã, Queimadas, Riachão do Bacamarte, Riacho de Santo Antônio, Santa Cecília e Serra Redonda. A cidade de Campina Grande-PB é a responsável por dispor diariamente cerca de 90% da massa total de resíduos.

Quanto aos aspectos construtivos do ASCG, inicialmente, foram construídas quatro Células separadamente e diametralmente opostas para a disposição de RSU, sendo estas designadas de Célula 1 (C1), Célula 2 (C2), Célula 3 (C3) e Célula 4 (C4). Devido a diversas mudanças operacionais, os espaços livres que separavam essas Células foram preenchidos com resíduos, resultando, assim, em uma única Célula (denominada Macro célula - Figura 2) com área de 51.984 m^2 , altura aproximada de 40 m e volume de 2.079.360 m^3 . Cabe ressaltar que, esses espaços livres entre as Células foram preparados previamente (implementação da camada de impermeabilização e sistema de drenagem de lixiviado) para a recepção dos RSU. A



Macro célula teve sua operação finalizada em fevereiro de 2020, e novas áreas de disposição de RSU com 10.000 m² foram iniciadas.

Figura 2 – Macro célula no ASCG



Fonte: GGA/UFCG (2020)

O lixiviado resultante da decomposição dos RSU aterrados na Macro célula é drenado por um sistema de drenagem do tipo “espinha de peixe” e disposto em lagoas construídas na área do Aterro. Tais lagoas são denominadas de Lagoas de Evaporação de Lixiviado 1, 2 e 3 (L1, L2 e L3) (Figura 2), e possuem as finalidades de acumular e evaporar naturalmente o lixiviado lançado em seu interior.

A L1, alvo deste estudo, possui dimensões de 30x30x3 m (largura, comprimento e profundidade), capacidade de armazenar um volume de 2.700 m³ de lixiviado e um revestimento em geomembrana de PEAD com espessura de 3 mm. Além do mais, todo o efluente *in natura* gerado pela Macro célula do ASCG é drenado para essa Lagoa.

CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO ARMAZENADO NA L1

A caracterização físico-química do lixiviado armazenado na L1 foi realizada com uma frequência mensal, entre ago/2017 a dez/2019, com o objetivo de conhecer a composição desse efluente, após sofrer a ação de fenômenos naturais (calor e precipitação) e, obter resultados preliminares para embasar tecnicamente e cientificamente outras alternativas tecnológicas para o seu tratamento.

Os procedimentos de amostragem de lixiviado (coleta, armazenamento e preservação) na L1 seguiram as orientações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da



Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Portanto, as amostras de lixiviado foram coletadas utilizando um coletor manual confeccionado em Policloreto de Vinila (PVC), com capacidade de 1.000 mL; armazenadas em recipientes de polietileno devidamente higienizados; acondicionadas em uma caixa térmica; e conduzidas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Civil (UAEC), da UFSCG *campus* sede, para a determinação dos indicadores físico-químicos explícitos no Quadro 1.

Quadro 1 – Indicadores físico-químico determinados no lixiviado coletado na L1

Indicador	Unidade	Método analítico	Equipamento (marca/modelo)	Referência
Turbidez	UNT	Nefelométrico	Turbidímetro (Digimed/DM-TU)	APHA, AWW e WEF (2012); Silva e Oliveira (2001)
STV	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	Balança analítica (Shimadzu/AUY220) Estufa (De Leo) Mufla (Quimis/Q318M)	
pH	---	Eletrométrico	pHmetro (Lucadema/LUCA-210)	
AT	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Titulação potenciométrica	pHmetro (Lucadema/LUCA-210)	
DBO ₅	mg.L ⁻¹	Diluição em frascos padrões com medidas de oxigênio dissolvido pelo método de Winkler	Incubadora tipo B.O.D (Lab1000/LM-700.275.2)	
DQO	mg.L ⁻¹	Refluxação fechada do dicromato de potássio	Bloco digestor (CIENLAB/CE-350)	
Sulfato total	mg.L ⁻¹	Cloreto de bário	Fotocolorímetro (Alfakit/AT10P)	
NAT	mgN-NH ₃ .L ⁻¹	Destilação e titulação	Destilador de NAT (Quimis/Q309N-26)	
Cloreto	mg.L ⁻¹	Argentométrico (Método de Mohr)	pHmetro (Lucadema/LUCA-210)	
Fe, Mn, Zn e Cr	mg.L ⁻¹	Espectrometria de absorção atômica	Espectrômetro (Agilent/AA240)	

Fonte: Autoria própria (2020)

Legenda: STV – Sólidos Totais Voláteis; pH – Potencial hidrogeniônico; AT – Alcalinidade Total; AGV – Ácidos Graxos Voláteis; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; Fe – Ferro; Mn – Manganês; Zn – Zinco; Cr – Cromo.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO ARMAZENADO NA L1

Na Tabela 1, estão apresentadas a caracterização físico-química do lixiviado armazenado na L1 do ASCG; as concentrações clássicas reportadas em estudos internacionais; os teores determinados em lixiviados de aterros sanitários brasileiros; os Valores Máximos Permitidos (VMP) estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução n. 430 (CONAMA, 2011), que dá diretrizes sobre o lançamento de efluentes em corpos d'água; e os VMP da Resolução n. 357 (CONAMA, 2005), a qual legisla sobre a qualidade de água de corpos hídricos receptores de efluentes.

Cabe enfatizar que, na área de influência direta do ASCG, cerca de 500 m das Células de disposição de RSU, tem-se um curso de água superficial de vazão efêmera, chamado Logradouro, que é contribuinte do riacho Bodocongó, e este deságua no Rio Paraíba, fonte de utilização para diversas atividades humanas da região. De acordo com a Diretriz DZS 205 (SUDEMA, 1988), que trata do Enquadramento dos Corpos d'águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, o Rio Paraíba, do encontro com o riacho Bodocongó até o deságue no mar, é enquadrado como Classe 3 (águas doces). Portanto, os VMP especificados na Tabela 1 para a Resolução n. 357 fazem referência a corpos d'água doce, Classe 3.

De modo geral, percebe-se na Tabela 1, que as características do lixiviado estudado são típicas da fase ácida e metanogênica de degradação dos RSU, contudo, prevalecendo a fase metanogênica. A existência de duas ou mais fases de degradação em aterros sanitários de forma simultânea é comum, acontecendo em função do aterramento diário de RSU novos.

O lixiviado armazenado na L1 tem uma coloração escura e turbidez variando entre 255 a 1.360 UNT (Tabela 1), que são resultantes da presença de sólidos em suspensão e dissolvidos provenientes da decomposição da matéria orgânica existente nos RSU, e de partículas de solo decorrentes do recobrimento diário das Células de resíduos.

As concentrações de Matéria Orgânica (MO) na forma de DBO_5 e DQO variaram nas faixas de 12.375 a 18.750 $mg.L^{-1}$ e 4.545 a 16.475 $mg.L^{-1}$ (Tabela 1), respectivamente. Embora, a DQO não figure como um parâmetro na Resolução n. 430 (CONAMA, 2011), a interpretação de seus valores é fundamental para estabelecer a relação DBO_5/DQO , a qual indica a biodegradabilidade do efluente, sendo um indicador relevante na escolha do tipo de tratamento a ser implementado no aterro sanitário.



Tabela 1 – Caracterizações físico-química de lixiviados de aterros sanitários e valores de referência das Resoluções 430 e 357

Indicadores*	Concentração Experimental	Faixas típicas encontradas na literatura					VMP – Resolução n. 430	VMP – Resolução n. 357
		Aterros internacionais		Aterros nacionais				
		Kjeldsen <i>et al.</i> (2002)	Renou <i>et al.</i> (2008)	Souto e Povinelli (2007)	Costa, Alfaia e Campos (2019)	Colombo <i>et al.</i> (2019)		
Turbidez	255-1.360	NE	NE	NE	NE	509±1	NE	100
STV	2.300-9.400	NE	NE	630-20.000	NE	NE	NE	NE
pH	7,82-8,98	4,50-9,00	5,60-11,50	5,70-8,60	7,30-9,10	8,18±0,05	5-9	6-9
AT	1.375-11.750	NE	NE	750-11.400	143,3-10.824	NE	NE	NE
DBO ₅	12.375-18.750	20-57.000	3-26.800	20-30.000	55-2.060	4.251±87	remoção mínima de 60%	Até 10
DQO	6.089-16.475	140-152.000	100-70.900	190-80.000	768-7.373	12.797 ±156	NE	NE
Sulfato total	9,6-3.005	8,80-2.194,50	8-7.750	0-5.400	NE	85±8	NE	250
NAT	140-1.750	1.365-2.380	50-2.200	0,40-3.000	153,60-2.185	1.416±44	20	**
Cloreto	2.399-9.347	3.548,90-6.597,95	150-4.500	500-5.200	1.362-20.095	3.013±122	NE	250
Fe	0,57-7,15	3-5.500	1,28-76	0,01-260	5,68-33	30 ±9	15	5,
Mn	0,09-0,26	0,03-1.400	0,04-16,40	0,04-2,60	NE	0,2 ±0,2	1	0,5
Zn	0,10-0,22	0,03-1.000	NE	0,01-8,00	0,10-0,45	0,351 ±0,008	5	5
Cr	0,10-0,75	0,02-1,50	NE	0,003-0,80	0,096-0,33	0,19 ±0,06	NE	0,05

Fonte: Autoria própria (2020)

Legenda: * Todos os indicadores/parâmetros estão na unidade mg.L⁻¹, exceto a turbidez (uT) e o pH (adimensional); STV – Sólidos Totais Voláteis; pH – Potencial hidrogeniônico; AT – Alcalinidade Total; AGV – Ácidos Graxos Voláteis; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; Fe – Ferro; Mn – Manganês; Zn – Zinco; Cr – Cromo; VMP – Valor Máximo Permitido; NE – Não Especificado; ** 13,3 mgN-NH₃.L⁻¹, para pH ≤ 7,5; 5,6 mgN-NH₃.L⁻¹, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 2,2 mgN-NH₃.L⁻¹, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 1,0 mgN-NH₃.L⁻¹, para pH > 8,5.



Assim, com base no exposto, nota-se que a relação DBO_5/DQO apresentou valores entre 1,14 a 2,03. Tais resultados demonstram que o lixiviado armazenado na L1 possui uma alta biodegradabilidade (AHMED e LAN, 2012), podendo ser indicado e/ou aplicado o tratamento biológico para a remoção da MO de fácil decomposição (MORAIS *et al.*, 2020). Ressalta-se que, os teores de STV também indicam indiretamente a fração orgânica de fácil degradação do lixiviado, estando, dessa forma, em consonância com os altas concentrações de DBO_5 determinadas.

Verifica-se concentrações de sulfato (SO_4^{2-}) entre 9,6 a 3.005 $mg.L^{-1}$ (Tabela 1). Em ambientes anaeróbios, as bactérias sulforedutoras reduzem o SO_4^{2-} a sulfeto por meio do processo denominado de redução dissimilatória de sulfato. O sulfeto é um composto de odor forte e desagradável, tóxico, corrosivo e que interfere na geração de biogás e na remoção da DQO (SUBTIL, CASSINI e GONÇALVES, 2012), sendo essas as principais desvantagens associadas ao tratamento anaeróbio de efluentes.

Constata-se, ainda, elevadas concentrações de NAT no lixiviado da L1, oscilando na faixa 140 a 1.750 $mgN-NH_3.L^{-1}$ (Tabela 1). Essas concentrações chegam a ser 87 vezes maiores que as estabelecidas nas Resoluções 430 (CONAMA, 2011). Dessa maneira, caso esse lixiviado seja lançado em corpos hídricos receptores podem emergir problemas como a alteração da qualidade da água; crescimento de algas e consequente eutrofização; aumento da matéria orgânica; redução do oxigênio dissolvido; e toxicidade da amônia gasosa (NH_3), causando a mortandade de espécies aquáticas. Teores elevados de NH_3 também podem comprometer o desenvolvimento de tratamentos biológicos. Nesse caso, faz-se necessário, inicialmente, remover esse NH_3 por meio de tratamentos físico-químicos para, em seguida, aplicar técnicas com princípios biológicos.

Em lixiviados, as concentrações de NH_3 variam em função do pH e temperatura. O NH_3 é um gás volátil. Então, quanto maior o pH e temperatura desse efluente, maior é sua volatilização para a atmosfera, e, conseqüentemente, menor é a concentração remanescente no efluente. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a elevação do pH para valores superiores a 9,5 contribui para a volatilização do nitrogênio na forma de NH_3 .

Já o íon cloreto (Cl^-) variou com concentrações entre 2.399 a 9.347 $mg.L^{-1}$ (Tabela 1). Os altos teores Cl^- em lixiviados de aterros sanitários estão associados a sua elevada solubilidade e fácil lixiviação no interior do aterro. Salienta-se que, esses sais (Cl^-) podem contribuir para a redução do potencial tóxico do lixiviado, visto que, ao se combinarem com cátions metálicos, como prata, mercúrio e chumbo, ocasionam efeito antagônico, formando complexos estáveis



que tem como efeito a redução das concentração desses elementos na forma solúvel, e, consequentemente, seus teores no lixiviado (GOMES *et al.*, 2018; LANGE e AMARAL, 2009).

Quanto aos elementos Fe, Mn, Zn e Cr no lixiviado da L1, foram determinados teores nas faixas de 0,57 a 7,15 mg.L⁻¹, 0,09 a 0,26 mg.L⁻¹, 0,10 a 0,22 mg.L⁻¹ e 0,10 a 0,75 mg.L⁻¹, respectivamente. Geralmente, os metais presentes em efluentes são removidos por técnicas físico-químicas, e dependendo de suas concentrações podem prejudicar o tratamento biológico. O cromo, por exemplo, é um elemento que mesmo em baixas concentrações pode apresentar um alto potencial de toxicidade, tanto para o ambiente natural, quanto para processos de tratamento biológico, como a nitrificação (ROBINSON, 2017).

De acordo com a Tabela 1, é possível observar que as concentrações dos indicadores determinados para o lixiviado da L1 do ASCG ficaram compreendidas nas faixas especificadas por Keldjsen *et al.* (2002), Souto e Povinelli (2007), Renou *et al.* (2008), Costa, Alfaia e Campos (2019) e Colombo *et al.* (2019). Porém, os teores de turbidez, DBO₅, NAT, SO₄²⁻, Cl⁻, ferro (Fe) e cromo (Cr) (Tabela 1) excederam os VMP das Resoluções 430 ou 357 (CONAMA, 2011; 2005), indicando que, caso esse lixiviado seja lançado no meio ambiente podem acontecer impactos negativos irreversíveis aos meios físico, biótico e antrópico. No entanto, de acordo com o Estudo de Impacto Ambiental e seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) do empreendimento, não está previsto o lançamento de lixiviado em corpos hídricos receptores (ECOTERRA AMBIENTAL, 2010).

CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, concluiu-se que:

- A técnica de evaporação natural, apesar de no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, prevalecer condições adequadas (alta temperatura e baixa precipitação) para o seu desenvolvimento, não foi eficiente para purificar o lixiviado de modo a atender legislações ambientais em vigor.
- A caracterização do lixiviado armazenado na L1 indicou um efluente com altas concentrações de matéria orgânica de fácil decomposição, nitrogênio amoniacal total e íons inorgânicos. Para a completa purificação do efluente e o atendimento das Resoluções n. 430 e 357 de maneira confiável e consistente, faz-se necessário a implementação de técnicas complementares, podendo ser de nível secundário ou terciário, com princípios físico-químicos e biológicos de tratamento.



REFERÊNCIAS

AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. **Desalination**, v. 287, p. 41-54, 2012.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 edition. Washington: APHA, 2012. 1496 p.

BRENNAN, R. B.; HEALY, M. G.; MORRISON, L.; HYNES, S.; NORTON, D.; CLIFFORD, E. Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. **Waste management**, v. 55, p. 355-363, 2016.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água**. São Paulo: CETESB, 2011.

COLOMBO, A.; MÓDENES, A. N.; TRIGUEROS, D. E. G.; DE 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. **Journal of environmental science and health**. Part a: toxic hazardous substances and environmental engineering, v. 54, p. 269-276, 2019.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, 23p.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Ministério do Meio Ambiente, 8p.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. October 2018, p. 110–116, 2019.

ECOTERRA AMBIENTAL. **Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande – PB**: Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA). 2010.

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

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.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Cap 2, p. 26-59.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4. ed . EUA: McGraw-Hill Education, 2003. 1408p.



MORAIS, M.; NASCIMENTO M.; C. D., MENEZES F.; C., SANTANA M., R.; SILVA R., F.; SILVA T., O.; MAIA C., C.; PIMPÃO C., H. Análise físico-química e microbiológica do lixiviado do aterro sanitário de Rio Branco-AC. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**, 7(1), 282-292.

MÜLLER, G. T.; GIACOBBO, A.; CHIARAMONTE, E. A. S.; RODRIGUES, M. A. S.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A. M. The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process. **Waste management**, v. 36, p. 177-183, 2015.

POSTACCHINI, L.; CIARAPICA, F. E.; BEVILACQUA, M. Avaliação ambiental de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro: Impactos e pesquisa para alternativas químicas mais sustentáveis. **Journal of Cleaner Production**, v. 183, p.1021-1033, 2018.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

ROBINSON, T. Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. **Waste management**, v. 63, p. 299-309, 2017.

SILVA, A. S.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande – Paraíba, 2001.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: Annals of the 24th Brazilian Congress of Sanitary and Environmental Engineering, Belo Horizonte, MG, Brazil. 2007. p. 2-7.

SUBTIL, E. L.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F. Sulfate and dissolved sulfide variation under low COD/Sulfate ratio in Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) treating domestic wastewater. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, p. 130-139, 2012.

SUDEMA - Superintendência de Administração do Meio Ambiente. **DZS 205**: enquadramento dos corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Paraíba. 1988.