

REVISTA AIDIS

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

PRÉ-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR ALCALINIZAÇÃO E PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

* Naiara Angelo Gomes ¹
Nayr Thays Henrique Calixto ¹
Elisângela Maria da Silva ¹
Libânia da Silva Ribeiro ¹
Veruschka Escarião Dessoles Monteiro ²
Márcio Camargo de Melo ²

PRE-TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE BY ALKALINIZATION AND CHEMICAL PRECIPITATION

Recibido el 6 de octubre de 2022. Aceptado el 8 de mayo de 2023

Abstract

This work had the objective to study the economic and environmental viability of the application of commercial hydrated lime type I (CH-I) and analytical standard sodium hydroxide (NaOH P.A) in alkalization/chemical precipitation processes using landfill leachate. For this, in May/2021, approximately 1 m³ of leachate was collected from the Sanitary Landfill in Campina Grande (ASCG), Paraíba, Brazil, in a tank truck, which was stored in a polyethylene reservoir, in the physical dependencies of the Federal University of Campina Grande, Headquarters Campus. Subsequently, about 0.001 m³ of leachate were collected, in triplicate, to accomplish the alkalization tests, which aimed to increase the hydrogenic potential (pH) of the referred effluent to 10 ± 1 and 12 ± 1 and to verify the chemical precipitation of copper (Cu), chromium (Cr) and nickel (Ni), as well as the removal of color, turbidity and total ammoniacal nitrogen (NAT), using CH-I and NaOH P.A. The results showed that 28.45 g of CH-I and 5.59 g of NaOH P.A were needed to raise the pH of the leachate to 10 ± 1. Regarding the economic aspect, it is more advantageous to use CH-I in the process of alkalization/chemical precipitation, since its cost was about 12 (pH = 10 ± 1) and 17 (pH = 12 ± 1) times lower compared to NaOH P.A. It was observed that CH-I presented the best performance in the reduction of apparent color (60 to 90%) and NAT (> 8%), and had similar efficiency to NaOH P.A in the removal of Cr (pH = 12 ± 1), Cu and Ni, reaching values higher than 30, 90 and 40%, respectively. In view of the above results, it was concluded that, both from an economic and environmental point of view, CH-I proved to be the best chemical species to be applied in alkalization/chemical precipitation processes using leachate from a landfill in a semi-arid region.

Keywords: heavy metals, total ammoniacal nitrogen, hydrated lime, sodium hydroxide, semi-arid.

¹ Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Brasil.

² Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

*Autora correspondente: Universidade Federal de Campina Grande, R. Jairo Vieira Feitosa, 1770 – Jairo Vieira Feitosa, Pombal - PB, 58840-000. Email: naiaraangeloccta@gmail.com.

Resumo

Este trabalho teve como objetivo estudar a viabilidade ambiental da aplicação da cal hidratada comercial do tipo I (CH-I) e do hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A) em processos de alcalinização/ precipitação química utilizando lixiviado de aterro sanitário. Para isso, no mês de maio/2021, coletou-se aproximadamente 1 m³ de lixiviado no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba, Brasil, em caminhão-tanque, o qual foi armazenado em um reservatório de polietileno, nas dependências físicas da Universidade Federal de Campina Grande, *Campus Sede*. Posteriormente, cerca de 0.001 m³ de lixiviado foram coletados, em triplicata, para a realização dos ensaios de alcalinização, que tiveram por finalidade aumentar o potencial hidrogeniônico (pH) do referido efluente para 10 ± 1 e 12 ± 1 e verificar a precipitação química do cobre (Cu), cromo (Cr) e níquel (Ni) total, bem como a remoção de cor, turbidez e nitrogênio amoniacal total (NAT), utilizando a CH-I e o NaOH P.A. Os resultados retrataram que foram necessários 28.45 g de CH-I e 5.59 g de NaOH P.A para elevar o pH do lixiviado à 10 ± 1. Em relação ao aspecto econômico, é mais vantajoso usar a CH-I no processo de alcalinização/precipitação química, pois seu custo foi cerca de 12 (pH = 10 ± 1) e 17 (pH = 12 ± 1) vezes menor em relação ao NaOH P.A. Observou-se que a CH-I apresentou o melhor desempenho na redução de cor aparente (60 a 90%) e NAT (> 8%), e teve eficiência similar ao NaOH P.A na remoção do Cr (pH = 12 ± 1), Cu e Ni, alcançando valores superiores a 30, 90 e 40%, respectivamente. Diante dos resultados expostos, concluiu-se que, tanto do ponto de vista econômico, quanto ambiental, a CH-I demonstrou ser a melhor espécie química a ser aplicada em processos de alcalinização/precipitação utilizando lixiviado de aterro sanitário de região Semiárida.

Palavras-chave: metais pesados, nitrogênio amoniacal total, cal hidratada, hidróxido de sódio, semiárido.

Introdução

Uma das principais preocupações ambientais associadas aos aterros sanitários corresponde à geração inevitável de lixiviado, uma água residuária prejudicial ao meio ambiente e à saúde da população, que precisa de tratamento antes de ser lançada na natureza (Gomes, 2022). De modo geral, o lixiviado de aterro sanitário contém elevados teores de matéria orgânica, Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), cloreto, sulfato, metais pesados (Foul *et al.*, 2009; Babaei; Sabour; Movahed, 2021) e compostos emergentes (Masoner *et al.*, 2014), que o tornam um efluente altamente poluído (Kalčíková *et al.*, 2012), de natureza complexa (Renou *et al.*, 2008) e com elevada toxicidade (Vaverková *et al.* 2020). Estudos relatam que os poluentes tóxicos inerentes a esses efluentes têm efeitos cumulativos e prejudiciais ao desenvolvimento da vida aquática, à ecologia e cadeias alimentares, levando a graves problemas de saúde pública, incluindo efeitos carcinogênicos, toxicidade aguda e genotoxicidade (Mukherjee *et al.*, 2015; Budi *et al.*, 2016; Luo *et al.*, 2020).

Em razão disso, o tratamento do lixiviado é essencial para alcançar padrões e condições ambientais que possibilitem o seu lançamento nos corpos hídricos e minimizem os riscos à saúde humana. Métodos considerados eficientes do ponto de vista técnico e ambiental, a exemplo da nanofiltração e osmose reversa, removem satisfatoriamente diversos contaminantes inerentes aos lixiviados, mas apresentam custo elevado em relação aos processos físico-químicos e biológicos

convencionais, sendo até mais onerosas que a implantação e operação de células nos aterros, limitando, dessa forma, sua aplicabilidade em escala real (Gomes, 2022; Gomes *et al.*, 2022).

Diversos métodos de tratamento têm sido investigados com a finalidade de tratar previamente o lixiviado, dentre os quais cabe destacar a alcalinização (Santos *et al.*, 2020; Calixto *et al.*, 2021) e precipitação química (Queiroz *et al.*, 2011; Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013; Li *et al.*, 2015). Nesses tipos de tratamentos, um alcalinizante e/ou precipitante químico, geralmente uma base, é inserida na massa líquida em tratamento, elevando, assim, o potencial hidrogeniônico (pH) do meio. Em virtude disso, alguns poluentes, como compostos orgânicos não-biodegradáveis, metais pesados e NAT, reagem com espécies químicas e se volatilizam ou precipitam, reduzindo, dessa forma, suas concentrações no efluente final (Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013; Teng *et al.*, 2021). Metcalf e Eddy (2016) complementam citando que, em razão da adição dos alcalinizantes/precipitantes no efluente a ser tratado, substâncias dissolvidas e suspensas são removidas por sedimentação ou volatilização.

A alcalinização é frequentemente adotada antes do tratamento de lixiviado por *air stripping* (Santos *et al.*, 2020; Gomes, 2022), visando elevar o pH do meio e otimizar a remoção de NH_3 , que, conseqüentemente, reduz as concentrações de NAT no efluente final. Entretanto, a precipitação química objetiva, além da remoção de NAT, reduzir metais pesados, matéria orgânica e sólidos em suspensão e coloidais do meio líquido (Silva, 2008), sendo normalmente aplicada como pré-tratamento de processos biológicos (Teng *et al.*, 2021).

Em relação ao uso de alcalinizantes para a elevação do pH, os produtos empregados, geralmente hidróxido de cálcio ou cal hidratada Ca(OH)_2 e hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A), podem, também, remover previamente metais pesados e cor, em virtude do processo de precipitação química (Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013). Já os principais precipitantes utilizados no tratamento de lixiviado são a estruvita ou fosfato de amônio e magnésio (MgNH_4PO_4) e a Ca(OH)_2 (Kurniawan *et al.*, 2006; Teng *et al.*, 2021).

Diante do exposto, ressalta-se que no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba (PB), Brasil, campo experimental desta pesquisa, o tratamento do lixiviado é realizado pelas técnicas de evaporação natural e recirculação para as células de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em operação, resultando um efluente com concentrações de matéria orgânica, NAT e metais pesados (Gomes *et al.*, 2020) em desacordo com os padrões ambientais (Brasil, 2005; 2011). Sendo assim, é de suma relevância verificar a viabilidade ambiental do uso da Ca(OH)_2 comercial do tipo I (CH-I) e do NaOH P.A em processos de alcalinização e precipitação química, a fim de utilizar os dados produzidos em processos de tomada de decisão e servir de base para o desenvolvimento de pesquisas mais avançadas. Cabe salientar que a presente pesquisa é parte integrante da tese de doutorado de Gomes (2022), na qual foi analisado o tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de *air stripping* e adsorção em leito fixo.

Metodologia

Localização e características gerais do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está localizado na área rural do distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, estado da Paraíba (PB), Brasil (Figura 1), precisamente a 7°16'45.22" Sul e 36°0'48.36" Oeste de *Greenwich*. Esse aterro possui uma extensão territorial de 64 ha, dos quais 40 ha foram destinados à construção de células para o aterramento de RSU, e sua operação iniciou-se no mês de julho do ano de 2015 (idade > 5 anos), sob responsabilidade da empresa privada ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda (Ecoterra Ambiental, 2010).

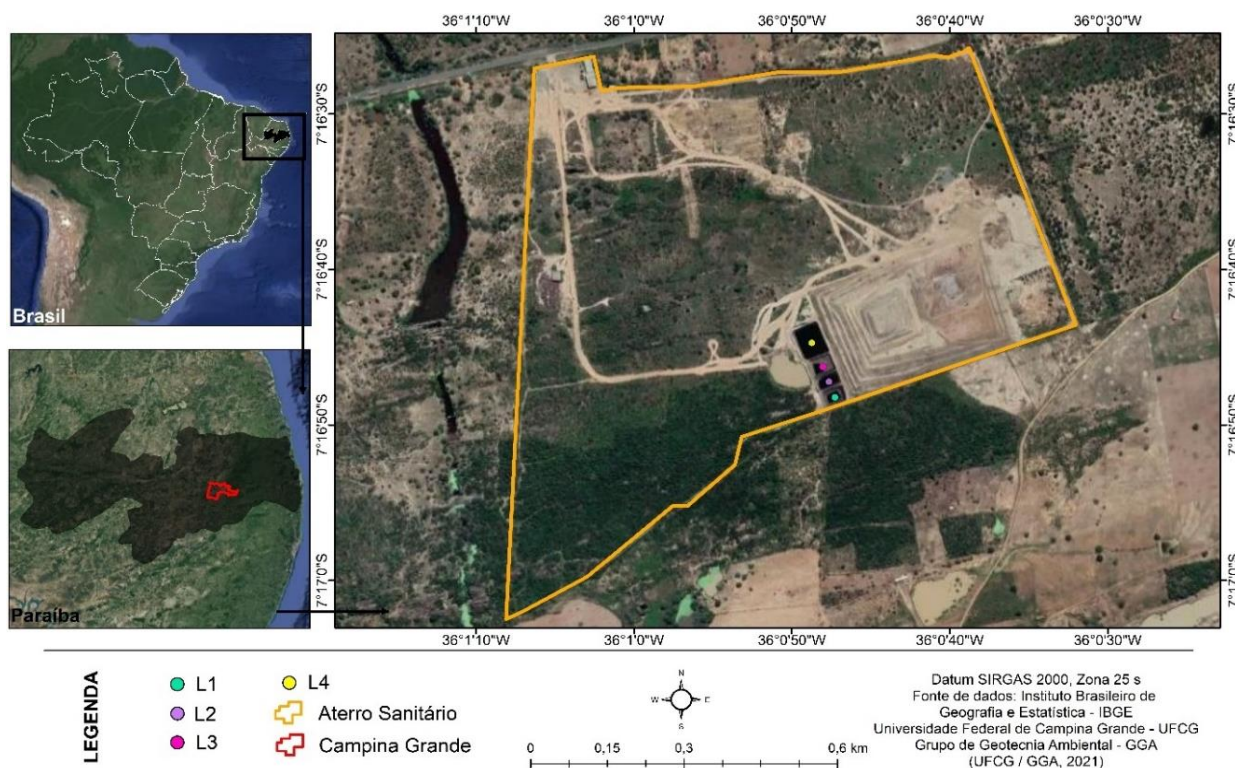


Figura 1. Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

Legenda: L1, L2, L3 e L4 – Lagoas de Acumulação de Lixiviado 1, 2, 3 e 4 implantadas no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

O ASCG foi projetado para ter uma vida útil de 25 anos, recebendo diariamente 350 toneladas de RSU ($tRSU\ d^{-1}$). Contudo, no decorrer desta pesquisa (ano de 2021), foram aterrados cerca de 500 a 600 $tRSU\ d^{-1}$ no ASCG provenientes de 57 municípios pertencentes ao estado da Paraíba (55 municípios) e Pernambuco (2 municípios), dentre os quais Campina Grande-PB foi responsável por dispor diariamente cerca de 90% da massa total de RSU.

O referido Aterro também foi planejado para a instalação de unidades de tratamento e disposição final de vários tipos de resíduos sólidos, classificados como IIA (resíduos não perigosos e não inertes) e IIB (resíduos não perigosos e inertes), de acordo com o preconizado na NBR 10.004 (ABNT, 2004). Entretanto, desde a sua implantação, recebeu apenas RSU (domésticos e podas de árvores) e Resíduos da Construção Civil (RCC).

Cabe destacar que o ASCG está inserido na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, região caracterizada por apresentar: (i) precipitação pluviométrica média anual da ordem de 800 mm; (ii) índice de aridez de até 0.50; (iii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2021). Em relação aos recursos hídricos, na área de influência direta desse Aterro, a cerca de 500 m das células de disposição de RSU, existe um curso d'água natural de vazão intermitente e Classe 3, segundo a Diretriz DZS 205 (Sudema, 1988) que trata do Enquadramento dos Corpos d'águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba.

Quanto aos aspectos construtivos (Figura 2), no período da pesquisa, o ASCG constituía-se de duas células, sendo uma finalizada (célula 1) e a outra em operação (célula 2) com previsão para encerramento em abril de 2022. A célula 1 possuía 51984 m², altura de 40 m e volume de 2079360 m³, enquanto a célula 2 dispõe de uma área de 20000 m², altura aproximada de 30 m e começou a receber RSU em meados de abril de 2020.



Figura 2. Células no Aterro em Campina Grande-PB

No ASCG, o lixiviado gerado é drenado por um sistema do tipo “espinha de peixe” e armazenado em lagoas paralelas (Figura 2), nomeadas de Lagoas de Acumulação de Lixiviado 1, 2, 3 e 4 (L1, L2, L3 e L4). Essas lagoas ficam expostas à ação de fenômenos naturais, como precipitação, insolação, vento e evaporação, e têm por finalidades acumular e evaporar naturalmente o lixiviado lançado em seu interior.

As L1, L2, L3 e L4 são revestidas por geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) de 2 mm de espessura, não possuem tubulações de conexão, não operam com tempo de detenção hidráulica definido e o efluente final não é descarregado no meio ambiente. De acordo com Ribeiro (2019) e Gomes *et al.* (2020), o lixiviado da L1 somente pode ser lançado em corpos hídricos receptores após a aplicação de tratamentos complementares e suas características estarem em concordância com os padrões de lançamento das Resoluções n. 357 e 430 (Conama, 2005; 2011).

É importante destacar que a L1 recebe continuamente o lixiviado bruto gerado no ASCG, e, as L2, L3 e L4 (Figura 2) são usadas para controle de vazão do efluente que é acumulado na L1, principalmente, no decorrer do período chuvoso da região (meses de março a agosto). Nos dias em que não ocorriam precipitações (período de estiagem da região), cerca de 24 a 32 m³ d⁻¹ do lixiviado represado nessas lagoas eram recirculados para as células em operação no ASCG, com o objetivo de umedecer a massa de RSU aterrada e favorecer o processo de biodegradação. Características da L1, como: tipo de afluente, vazão e taxa de aplicação volumétrica dos indicadores Demanda Química de Oxigênio (DQO) e NAT, podem ser vistas na Tabela 1.

Tabela 1. Vazão de lixiviado e carga orgânica volumétrica média aplicada à L1 no decorrer dos meses agosto/2017 a maio/2021 (média ± desvio padrão)

Características	L1
Tipo de afluente	Lixiviado bruto
Vazão de lixiviado (m ³ d ⁻¹)	15.75 ± 10.78
Taxa de Aplicação Volumétrica (kgDQO m ⁻³ d ⁻¹)	0.047 ± 0.039
Taxa de Aplicação Volumétrica (kgN-NH ₃ m ⁻³ d ⁻¹)	0.010 ± 0.007

Etapas metodológicas da pesquisa

As etapas metodológicas realizadas nesta pesquisa consistiram em: (i) Coleta de lixiviado no ASCG; (ii) Caracterização físico-química do lixiviado coletado; e (iii) Ensaio de alcalinização/precipitação química.

Coleta do lixiviado no ASCG

No mês de maio/2021, coletou-se na L1 do ASCG aproximadamente 1 m³ de lixiviado em caminhão-tanque, o qual foi transportado e armazenado em um reservatório de polietileno (caixa d'água com capacidade de 1 m³), nas dependências físicas da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG),

Campus Sede, especificamente na área externa do Laboratório Multiusuário de Pesquisas Ambientais (LAMPA), para ser utilizado nos ensaios de alcalinização/precipitação química e em outras pesquisas científicas. Os procedimentos de amostragem do lixiviado (coleta, armazenamento e preservação) seguiram os protocolos recomendados pelo Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb, 2011).

Caracterização do lixiviado coletado no ASCG

O lixiviado coletado no ASCG e armazenado na UFCG foi caracterizado no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA/UFCG), com base nos seguintes indicadores físico-químicos: turbidez, pH, condutividade elétrica (CE), alcalinidade total (AT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NAT), fósforo total, sulfato total, cloreto, ferro (Fe), manganês (Mn), cromo (Cr), cobre (Cu) e níquel (Ni) total, seguindo os métodos estabelecidos em Apha, Awwa e Wef (2017), conforme descritos na Tabela 2.

Tabela 2. Indicadores avaliados e métodos analíticos utilizados na pesquisa

Indicador	Unidade	Método analítico	Metodologia
Turbidez	UNT	Nefelométrico (2130 B)	
CE	mS cm ⁻¹	Método instrumental (2510 B)	
pH	-----	Eletrométrico (4500H ⁺)	
AT	mg L ⁻¹	Titulação potenciométrica (2320 B)	
DBO ₅	mg L ⁻¹	Diluição em frascos padrões com medidas de oxigênio dissolvido pelo método de Winkler (5220 C)	
DQO	mg L ⁻¹	Refluxação fechada do dicromato de potássio (5220 C)	APHA, AWWA e WEF (2017)
NAT	mgN-NH ₃ L ⁻¹	Destilação e titulação (4500-NH ₃ C)	
Fósforo total	mg L ⁻¹	Ácido ascórbico (4500-P E)	
Sulfato total	mg L ⁻¹	Turbidimétrico (4500-SO ₄ ²⁻ E)	
Cloreto	mg L ⁻¹	Argentométrico (4500-Cl ⁻ B)	
Fe total	mg L ⁻¹		
Mn total	mg L ⁻¹		
Cr total	mg L ⁻¹		
Cu total	mg L ⁻¹		
Ni total	mg L ⁻¹		
		Espectrometria de absorção atômica (3111 B)	

Legenda: CE – condutividade elétrica; pH – potencial hidrogeniônico; AT – alcalinidade total; DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; NAT – nitrogênio amoniacal; Fe – ferro; Mn – manganês; Cr – cromo; Cu – cobre; Ni – níquel.

As concentrações de amônia livre (NH_3) no lixiviado foi estimada usando as Equações 1 e 2 (Xu *et al.*, 2010; Jurczyk; Koc-Jurczyk; Masłoń, 2020), enquanto que, a do íon amônio (NH_4^+) foi determinada pela Equação 3 (Metcalf e Eddy, 2018):

$$\text{NH}_3 = \frac{\text{NAT}}{1 + 10^{(\text{pKa} - \text{pH})}} \quad (1)$$

$$\text{pKa} = 0,09108 + \frac{2729,92}{T} \quad (2)$$

$$\text{NH}_4^+ = \text{NAT} - \text{NH}_3 \quad (3)$$

Em que:

NH_3 : amônia livre (mg L^{-1});

NAT: Nitrogênio Amoniacal Total (mg L^{-1});

pKa: constante de dissociação (adimensional);

pH: potencial hidrogeniônico (adimensional);

T: temperatura (Kelvin).

Ensaio de alcalinização e precipitação química

Os ensaios de alcalinização e precipitação química foram realizados no LGA/UFCG, em triplicata, de acordo com a metodologia descrita em Santos *et al.* (2020), e tiveram os seguintes propósitos: (i) ajustar o pH do lixiviado para unidades de 10 ± 1 e 12 ± 1 , aplicando Cal Hidratada do tipo I (CH-I) disponibilizada pela empresa Mibra Minérios LTDA e hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A) em microperólas da Neon Química Fina; (ii) quantificar as massas de alcalinizantes consumidas para alcançar os valores de pH desejados; e (iii) analisar a produção de lodo em termos de volume e massa seca.

Assim, coletava-se 0.001 m^3 do lixiviado armazenado nas dependências da UFCG e colocava-o sob agitação constante, promovida por um agitador magnético, e monitoramento do pH. Em seguida, foram adicionadas, gradualmente, quantidades da CH-I e do NaOH P.A ao lixiviado, até atingir os valores de pH pretendidos (10 ± 1 e 12 ± 1). Ao final, a massa total consumida dos referidos produtos químicos para ajustar o pH de 0.001 m^3 de lixiviado foi calculada somando-se todas as porções pesadas e utilizadas separadamente.

Após a etapa de alcalinização com CH-I ou NaOH P.A, o lixiviado foi transferido para cones de *Imhoff*, permanecendo em repouso por 60 min, como recomendado pelo método 2540 F (Apha; Awwa; Wef, 2017). Decorrido esse tempo, as leituras dos volumes de lodo gerado nos próprios cones foram realizadas, e, logo depois, cerca de 300 mL dos sobrenadantes foram coletados para a mensuração dos indicadores cor aparente (Kit Merk), turbidez, NAT, Cr, Cu e Ni total, seguindo os métodos descritos na Tabela 2. O lodo sedimentado foi acondicionado e encaminhado para a aferição do teor de umidade e sólidos totais (método 2540 G) no LGA/UFCG, conforme Silva e Oliveira (2001) e Apha, Awwa e Wef (2017).

O desempenho dos alcalinizantes/precipitantes (CH-I e NaOH P.A) foi analisado sob três aspectos: (i) Volume, teor de umidade e sólidos totais do lodo gerado; (ii) Econômico; e (iii) Eficiência de remoção dos indicadores cor aparente, turbidez, NAT, Cr, Cu e Ni total.

Resultados e discussão

Características físico-químicas do lixiviado

Na Tabela 3, estão apresentados os resultados dos indicadores físico-químicos determinados para o lixiviado do ASCG. De modo geral, esse efluente apresentou características típicas da fase metanogênica de degradação (Souto; Povinelli, 2011).

O lixiviado também apresentou coloração escura e turbidez média de 235.50 NTU (Tabela 3), que foram resultantes da presença de sólidos dissolvidos e em suspensão originados da decomposição da Matéria Orgânica (MO) no interior do ASCG e do carreamento de partículas de solo devido ao recobrimento diário dos resíduos nas células.

Tabela 3. Resultados médios determinados para os indicadores físico-químicos analisados nos lixiviados

Indicadores	Unidades	Resultados
Turbidez	NTU	235.50
CE	mS cm ⁻¹	33.62
pH	Adimensional	8.74
AT	mgCaCO ₃ L ⁻¹	6880.00
DBO ₅	mg L ⁻¹	1575.00
DQO	mg L ⁻¹	4237.74
Relação DBO ₅ /DQO	Adimensional	0.37
NAT	mgN-NH ₃ L ⁻¹	1072.40
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	860.97
NH ₃	mg L ⁻¹	211.43
Fósforo total	mg L ⁻¹	16.97
Sulfato total	mg L ⁻¹	663.50
Cloreto	mg L ⁻¹	5498.30
Fe	mg L ⁻¹	1.26
Mn	mg L ⁻¹	0.30
Cr	mg L ⁻¹	0.65
Cu	mg L ⁻¹	1.29
Ni	mg L ⁻¹	0.40

Legenda: CE – condutividade elétrica; pH – potencial hidrogeniônico; AT – alcalinidade total; DBO₅ – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; NAT – nitrogênio amoniacal; NH₄⁺ – íon amônio; NH₃ – amônia gasosa; Fe – ferro; Mn – manganês; Cr – cromo; Cu – cobre; Ni – níquel.

Em relação ao pH (Tabela 3), observou-se um valor médio de 8.74 unidades. O pH é um indicador determinante em estudos de tratabilidade de efluentes, pois afeta o equilíbrio de reações químicas, as taxas de crescimento dos microrganismos e a precipitação de metais pesados (von Sperling, 2014). Além do mais, quando associado à temperatura também influencia a disponibilidade do íon amônio (NH_4^+) e da amônia livre ou volátil (NH_3) no meio, e, conseqüentemente, o desempenho de processos de *air stripping*. Assim, com base nos valores de pH e temperatura expostos na Tabela 3, pode-se constatar um predomínio do NH_4^+ em relação ao NH_3 nos lixiviados do ASCG, com concentração de NH_4^+ igual a 860.97 mg L^{-1} , sendo quatro vezes maior que a de NH_3 (211.43 mg L^{-1}).

Os teores de DBO_5 e DQO foram de 1.575 mg L^{-1} e de 4.023 mg L^{-1} (Tabela 3), respectivamente. Embora a DQO não figure como um parâmetro regulamentador 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 relevante na escolha do tipo de tratamento a ser implementado no aterro sanitário. Logo, na Tabela 3, é possível observar que, o valor de tal razão foi de 0.37. Isso demonstra uma biodegradabilidade intermediária (Ghani *et al.*, 2017), estando condizente com a idade do ASCG. No entanto, como o lixiviado teve uma relação $\text{DBO}_5/\text{DQO} < 0.40$, nesse caso, o mais adequado é a aplicação de métodos físico-químicos para o seu tratamento (Costa; Alfaia; Campos, 2019).

A concentração média de NAT foi de $1072.40 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ (Tabela 16). De acordo com Costa, Alfaia e Campos (2019), lixiviados de aterros sanitários brasileiros podem conter teores superiores a $2000 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$. Gomes *et al.* (2018) aferiram um teor de NAT $> 1900 \text{ mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ para o lixiviado bruto do ASCG. Entretanto, conforme a Resolução n. 430 (Conama, 2011), que estabelece critérios obrigatórios para o lançamento de efluentes no Brasil, o lixiviado analisado esta ultrapassou cerca 53 vezes o limite permitido (20 mg L^{-1}) do NAT. No caso de lançamento desses efluente no meio ambiente, vários efeitos adversos significativos poderiam ser causados aos corpos receptores (aquáticos ou terrestres), a exemplo da alteração na qualidade da água (Narayan *et al.*, 2019) e toxicidade às plantas e animais (Colombo *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). Enfatiza-se que, o NH_3 em excesso pode ocasionar danos aos tecidos, mortandade de espécies aquáticas e riscos potenciais à saúde humana (Dasarathy *et al.*, 2017), assim como comprometer o desenvolvimento dos microrganismos em tratamentos biológicos (Sprovieri; Sousa; Contrera, 2020).

Para o fósforo total (P_{total}), a concentração média foi de 16.97 mg L^{-1} (Tabela 3). Colombo *et al.* (2019) verificaram que teores de P_{total} na faixa de $13 \pm 1 \text{ mg L}^{-1}$ (média \pm desvio padrão) foram limitantes ao tratamento biológico de lixiviado, necessitando de suplementação. Em processos de tratamento físico-químicos, o P_{total} pode ser removido com a elevação do pH, devido à precipitação de hidroxapatita (van Haandel; Santos, 2020). Em relação a descarga desse nutriente no meio ambiente, as legislações estão cada vez mais restritivas, em virtude da intensificação do florescimento de algas em corpos hídricos superficiais, que, por consequência, acarreta inúmeros efeitos negativos aos ecossistemas aquáticos.

Na Tabela 3, verificou-se concentração de sulfato (SO_4^{2-}) de 663.50 mg L^{-1} , consideradas relativamente altas, porém, típicas de aterros sanitários por causa da decomposição da MO em condições anaeróbias. Quanto ao íon cloreto (Cl^-), o teor médio para o lixiviado foi de $5498.30 \text{ mg L}^{-1}$. O alto valor determinado para o Cl^- pode ser resultantes de sua elevada solubilidade e fácil lixiviação no interior do aterro (Ribeiro *et al.*, 2016). Importante ressaltar que o Cl^- contribui para o aumento da salinidade do meio, a qual pode ser expressa indiretamente pela CE, apresentando, nesta pesquisa, resultado igual a 33.62 mS cm^{-1} . A presença de sais em excesso no meio líquido eleva o potencial fitotóxico do lixiviado, afetando negativamente a germinação e crescimento das raízes de sementes vegetais (Bożym, 2020).

No que se refere aos metais analisados no lixiviado, suas concentrações seguiram a tendência de abundância (Tabela 3): $\text{Cu} > \text{Fe} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Mn}$. Os elementos Cu, Ni e Cr excederam os Valores Máximos Permitidos (VMP) das Resoluções n. 357 e/ou 430 (Conama, 2005; 2011). Segundo Yang *et al.* (2019), Cu e Cr, por exemplo, são contaminantes agressivos aos ecossistemas aquáticos devido à sua persistência no meio ambiente, toxicidade e capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar.

Em suma, as características do lixiviado armazenado na L1 do ASCG revelaram altas concentrações de MO, NAT e íons inorgânicos. Diante disso, é imprescindível a aplicação de tratamentos físico-químicos complementares aos existentes (evaporação natural e recirculação), visando o atendimento às legislações ambientais brasileiras, a preservação dos corpos hídricos receptores e a minimização de riscos à saúde humana.

Ensaio de alcalinização e precipitação química

As quantidades médias ($n = 3$) da CH-I e do NaOH P.A utilizadas para alcalinizar 0.001 m^3 de lixiviado, a fim de alcançar valores de pH de 10 ± 1 ou 12 ± 1 , estão ilustradas na Figura 3. Já os custos, volumes, teores de umidade e os ST mensurados para o lodo gerado no decorrer das alcalinizações/precipitações químicas podem ser visualizados na Tabela 4.

Por meio da Figura 3 e da Tabela 4, é possível compreender que foram necessários 28.45 e 30.45 g de CH-I e 5.59 e 8.77 g de NaOH P.A para elevar o pH do lixiviado a 10 ± 1 e 12 ± 1 , respectivamente. O NaOH P.A (pH = 12.10) foi o alcalinizante que gerou o maior volume de lodo, cerca de 140 mL L^{-1} , porém, com alto teor de umidade (96.60%) e baixa concentração de sólidos totais (34.93 g L^{-1}) comparado ao lodo formado pela CH-I (ST = 288.80 g L^{-1}). Na Figura 4, podem ser vistos os lodos secos, após 24 h em estufa a 105°C , formados com a adição da CH-I (Figura 4A) e do NaOH P.A (Figura 4B).

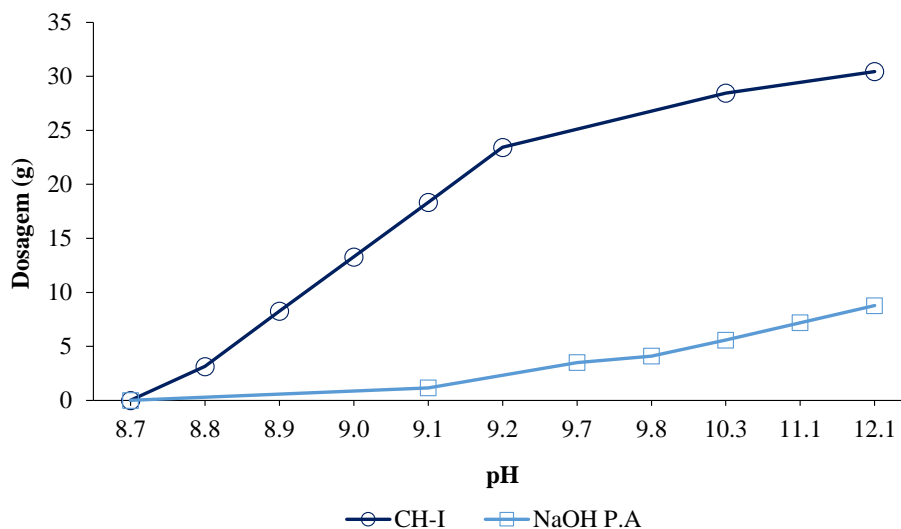


Figura 3. Quantidades consumidas de CH-I e NaOH P.A para elevação do pH do lixiviado do ASCG

Tabela 4. Custos e características dos lodos gerados durante o processo de precipitação química do lixiviado

Alcalinizante	pH do lixiviado	Quantidade adicionada (g L ⁻¹)	Custo* (R\$ L ⁻¹)	Lodo gerado (mL)	Teor de umidade (%)	Sólidos totais (g L ⁻¹)
CH-I	10.30	28.45	0.014	100.00	74.61	288.80
CH-I	12.10	30.45	0.015	115.00	-	-
NaOH P.A	10.30	5.59	0.168	N.D	-	-
NaOH P.A	12.10	8.77	0.263	140.00	96.60	34.93

*Legenda: * Os preços base utilizados para estimar o custo dos alcalinizantes foram fornecidos pelas empresas responsáveis por sua venda, sendo US\$ kg⁻¹ 0.09 e 5.56 para a CH-I e NaOH P.A, respectivamente; N.D – Não Detectado.*

Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) alcalinizaram o lixiviado do Aterro de São Carlos-SP até pH = 11, e, para isso, foram consumidos 24 g L⁻¹ de cal hidratada comercial, que gerou aproximadamente 180 mL L⁻¹ de lodo. Taki Filho (2015) gastou em média 15.50 g L⁻¹ de NaOH P.A para ajustar o pH de 8.5 a 12.20 de uma água residuária industrial, com concentração inicial de NAT = 5430 mgN-NH₃ L⁻¹. Frederique (2019) usou aproximadamente 18 g L⁻¹ de NaOH P.A para elevar o pH inicial (8.29) até 12 do lixiviado de um aterro de Londrina-PR, contendo NAT_{inicial} de 2415 mgN-NH₃ L⁻¹. Logo, as divergências verificadas nas massas consumidas dos alcalinizantes/precipitantes entre os citados estudos (Ferraz; Povinelli; Vieira, 2013; Taki Filho, 2015; Frederique, 2019) e em relação a presente pesquisa, são decorrentes das características qualitativas dos efluentes e/ou do grau de pureza dos compostos químicos utilizados.

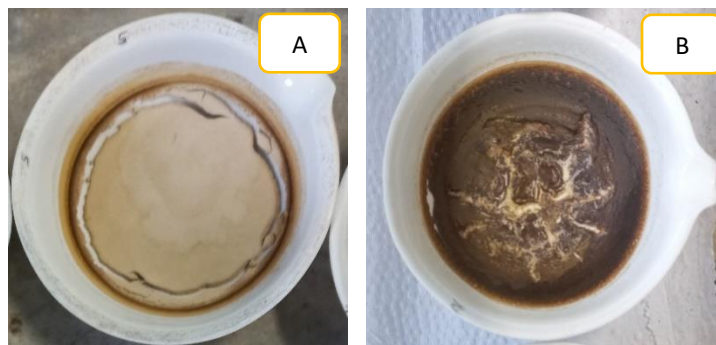


Figura 4. Cápsulas de porcelana contendo os lodos secos formados na alcalinização: A) CH-I; B) NaOH P.A

No que diz respeito ao aspecto economia, é mais vantajoso usar a CH-I no processo de alcalinização/precipitação química (Tabela 4) porque seu custo foi cerca de 12 (pH = 10.30) e 17 (pH = 12.10) vezes menor em relação ao NaOH P.A. Contudo, o quantitativo de lodo seco gerado por esse alcalinizante foi 7 vezes mais elevado que o do NaOH P.A, o qual precisa ser tratado adequadamente e conduzido a uma disposição final ambientalmente e sanitariamente correta.

O desempenho de cada alcalinizante/precipitante quanto à remoção de cor aparente, Cr, Cu e Ni total, após sedimentação por 60 min, encontra-se apresentado na Tabela 5. Cabe mencionar que a dosagem aplicada de CH-I ou NaOH P.A se correlacionou positivamente e fortemente (correlação de Pearson = 1.0) com a eficiência de remoção dos indicadores analisados, revelando uma relação diretamente proporcional.

Tabela 5. Desempenho dos alcalinizantes no processo de alcalinização/precipitação química

Alcalinizantes	Cor aparente	Eficiência de remoção (%)				Aumento (%) Turbidez
		NAT	Cr total	Cu total	Ni total	
CH-I (pH = 10.30)	60.0	8.9	4.2	93.0	41.0	44.8
CH-I (pH = 12.10)	90.0	9.5	36.0	93.9	44.3	154.4
NaOH P.A (pH = 10.30)	0.0	2.4	15.1	86.8	51.4	0.8
NaOH P.A (pH = 12.10)	25.0	5.4	34.1	95.1	53.3	41.7

Legenda: CH-I – Cal Hidrata comercial tipo I; pH – potencial hidrogeniônico; NaOH P.A – hidróxido de sódio padrão analítico; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; Cr – cromo; Cu – cobre; Ni – níquel.

Observou-se que a CH-I apresentou o melhor desempenho na redução de cor aparente (60 a 90%) e NAT (> 8%) e teve eficiência similar ao NaOH P.A na remoção do Cr (pH = 12.10), Cu e Ni total, alcançando valores superiores a 30, 90 e 40%, respectivamente. Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) ao aplicarem cal hidratada comercial do tipo III (CH-III) em lixiviado bruto, a fim de aumentar o pH para 11, conseguiram reduções de Cr, Cu e Ni equivalentes a 72, 40 e 48%, de modo respectivo.

Destaca-se que a clarificação do lixiviado ocorrida devido à remoção da cor aparente, é resultante da precipitação dos sólidos dissolvidos e em suspensão, fato que também aconteceu com os metais analisados, em virtude da elevação do pH. Esse aumento do pH, juntamente com a agitação do efluente, também promoveram a redução do NAT (Tabela 5), visto que, em pH > 11, a forma do nitrogênio prevalecente no meio é o NH₃, sendo facilmente volatilizado (Metcalf; Eddy, 2016).

Durante os ensaios de alcalinização/precipitação química, a turbidez não foi removida, pelo contrário, suas unidades aumentaram (0.8 a 154.4%), principalmente, ao usar a CH-I (Tabela 5). No entanto, Souto (2009), Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) e Santos *et al.* (2020) obtiveram altas remoções do referido indicador após utilizarem esse álcali em lixiviados. Neste estudo específico, percebeu-se que o tempo de 60 min foi insuficiente para a total sedimentação das partículas da CH-I, além da formação de um lodo de difícil sedimentabilidade resultante da adição do NaOH P.A ao lixiviado. Dessa forma, a aplicação dos produtos químicos conferiu acréscimos de sólidos suspensos aos sobrenadantes, fato também ressaltado por Calixto *et al.* (2021), e, conseqüente, aumento da turbidez.

Conclusões

- As características físico-químicas do lixiviado estudado revelaram um efluente em desacordo com exigências legais, necessitando, portanto, de tratamentos adicionais para sua adequabilidade e lançamento no meio ambiente.
- Do ponto de vista ambiental, a cal hidratada comercial do tipo I (CH-I) demonstrou ser a melhor espécie química a ser aplicada em processos de alcalinização/precipitação utilizando lixiviado de aterro sanitário de região Semiárida.
- O hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A) foi o alcalinizante que gerou o maior volume de lodo, porém, com alto teor de umidade e baixa concentração de sólidos totais comparado ao lodo formado pela CH-I.
- O uso do CH-I no processo de alcalinização/precipitação química é mais vantajoso do ponto de vista econômico, visto que, o seu custo foi cerca de 12 e 17 vezes menor em relação ao NaOH P.A.

ao elevar o pH do lixiviado para 10 ± 1 e 12 ± 1 , respectivamente; contudo, o quantitativo de lodo seco gerado por esse alcalinizante foi 7 vezes mais elevado que o do NaOH P.A.

- Os percentuais de remoção dos metais Cr, Cu e Ni total no lixiviado foram similares para ambas as espécies químicas estudadas, enquanto a redução de cor aparente foi maior ao utilizar a CH-I.

Referências

- APHA, AWWA, WEF (2017) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22a ed. Washington: APHA. 1496 p.
- Babaei, S., Sabour, M. R., Movahed, S. M. A. (2021) Combined landfill leachate treatment methods: an overview, *Environmental Science and Pollution Research*, **28**(42), 59594-59607. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16358-0>
- Bożym, M. (2020). Assessment of phytotoxicity of leachates from landfilled waste and dust from foundry, *Ecotoxicology*, **29**(4), 429-443. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02197-1>
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (2011) *Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011*. Diário Oficial da União Acesso em: 16 de agosto 2022. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (2005) *Resolução n. 357, de 17 de março de 2005*. Diário Oficial da União. Acesso em: 20 de julho de 2022. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- 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**, 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>
- Calixto, N. T. H., Gomes, N. A., Melo, M. C., Ribeiro, L. S. (2021) Efeito da alcalinização como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário no semiárido brasileiro. *VI Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino e Ciências*. Anais 2021.
- Colombo, A., Módenes, A. N., Trigueros, D. E., de Medeiros, B. L., Marin, P., Monte Blanco, S. P., Hinterholz, C. L. (2019) 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*, **54**(4), 269-276. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1544475>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. D. S. M., Campos, J. C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil—An overview, *Journal of environmental management*, **232**, 110-116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Dasarathy, S., Mookerjee, R. P., Rackayova, V., Rangroo Thrane, V., Vairappan, B., Ott, P., Rose, C. F. (2017), Ammonia toxicity: from head to toe?. *Metabolic brain disease*, **32**, 529-538. <https://doi.org/10.1007/s11011-016-9938-3>
- Ecoterra Ambiental. (2010) 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).
- Ferraz, F. M., Povinelli, J., Vieira, E. M. (2013) Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption, *Environmental technology*, **34**(15), 2317-2326. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.767283>
- Foul, A. A., Aziz, H. A., Isa, M. H., Hung Y. T. (2009) Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. *International Journal of Environment and Waste Management*, **4**(3-4), 282-298.

- Frederice, V. M. (2019) *Remoção e recuperação de amônia por air stripping em lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 77 pp.
- Ghani, Z., Yusoff, M. S., Zaman, N. Q., Zamri, M. F. M. A., Andas, J. (2017), Optimization of preparation conditions for activated carbon from banana pseudo-stem using response surface methodology on removal of color and COD from landfill leachate, *Waste management*, **62**, 177-187. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.026>
- Gomes, N. A., Silva, E. M., Nascimento, S. C., Calixto, N. T. H., Ribeiro, L. S. (2020) Composição do lixiviado armazenado em uma lagoa de evaporação natural implantada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB. V *Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino em Ciência*. Anais... Campina Grande-PB, 2020.
- Gomes, N. A. (2022) *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de air stripping e adsorção em leito fixo*, Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 205 pp.
- Gomes, N. A., Silva, E. M., Silva, L. T. M. S., Costa, D. B., Paiva, W., Monteiro, V. E. D., Melo, M. C. (2022) Adsorption of pollutants in sanitary landfill leachate using granular activated carbon and bentonite clay, *Desalination and Water Treatment*, **248**, 111-123. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28125>
- Kalčíková, G., Zagorc-Končan, J., Zupančič, M., Gotvajn, A. Ž. (2012) Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, **87**(9), 1349-1353. <https://doi.org/10.1002/jctb.3776>
- Kurniawan, T. A. et al. (2006) Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals, *Chemical engineering journal*, **118** (1-2), 83-98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>
- Kurniawan, T. A., Chan, G. Y., Lo, W. H., Babel, S. (2021) Resource recovery toward sustainability through nutrient removal from landfill leachate, *Journal of Environmental Management*, **287**, 112-265. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112265>
- Jurczyk, Ł., Koc-Jurczyk, J., Masłoń, A. (2020) Simultaneous stripping of ammonia from leachate: Experimental insights and key microbial players, *Water*, **12**(9), 2494. <https://doi.org/10.3390/w12092494>
- Li, Z., Xue, Q., Liu, L., Li, J. Precipitates in landfill leachate mediated by dissolved organic matters, *Journal of hazardous materials*, **287**, p. 278-286, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.01.059>
- Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., Pan, X. (2020) Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment, *Science of the Total Environment*, **703**, 135468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- Masoner, J. R., Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Cozzarelli, I. M., Gray, J. L., Schwab, E. A. (2014) Contaminants of emerging concern in fresh leachate from landfills in the conterminous United States, *Environmental Science: Processes & Impacts*, **16**(10), 2335-2354.
- Metcalf, L., Eddy, H. P. (2013) *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5. ed. EUA: McGraw-Hill Education. 2018 pp.
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., Gupta, B. S. (2015) Contemporary environmental issues of landfill leachate: Assessment and remedies, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **45**(5), 472-590. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.876524>
- Narayan, R. B., Zargham, B. I., Ngambia, A., Riyanto, A. R. (2019) Economic and environmental impact analysis of ammoniacal nitrogen removal from landfill leachate using sequencing batch reactor: a case study from Czech Republic, *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, **68**(8), 816-828. <https://doi.org/10.2166/aqua.2019.084>
- Queiroz, L. M., Amaral, M. S., Morita, D. M., Yabroudi, S. C., Sobrinho, P. A. (2011) Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **16**(4), 403- 410. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>
- Renou, S., Givaudan, J.G., Pounain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: review and opportunity, *J. Hazard. Mater*, **150**, 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

- Ribeiro, L. D. S., Silva, A. D. S., Alves, F. D. S., Melo, M. C. D., Paiva, W. D., 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 Sanitaria e Ambiental*, **21**, 01-09.
- Ribeiro, V. R. A. (2019) *Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 86 pp.
- Santos, H. A. P., Castilhos Júnior, A. B., Nadaleti, W. C., Lourenço, V. A. (2020) Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment, *Environmental Science and Pollution Research*, **27**(36), 45108-45120. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10397-9>
- Silva, S. A., Oliveira, R. (2001) *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias*, DEC/CCT/UFGP, Campina Grande-PB, 270 pp.
- Silva, F. M. S. (2008) *Avaliação do método de precipitação química associado ao stripping de amônia no tratamento do lixiviado do Aterro da Muribeca-PE*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 138 pp.
- Silva, E. M., Gomes, N. A., Nascimento, S. C., Nóbrega, B.M. A., Melo, M.C., Monteiro, V. E. D. (2022) Ecotoxicological responses of *Daphnia magna* and *Eisenia andrei* in landfill leachate. *Ecotoxicology*, (31), 1-11, <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02587-7>
- Souto, G. D'a. B. (2009) *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)*, Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 371 pp.
- Souto, G. D'A. B; Povinelli, J (2011) Tabelas de características típicas do lixiviado de aterros sanitários brasileiros: fases ácida e metanogênica. *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Anais. 2011.
- Sprovieri, J. A. S., de Souza, T. S. O., Contrera, R. C. (2020) Ammonia removal and recovery from municipal landfill leachates by heating, *Journal of environmental management*, **256**, 109947. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109947>
- Taki Filho, P. K. (2016) *Remoção e recuperação de nitrogênio amoniacal de efluente gerado no processamento do couro*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 86 pp.
- Teng, C., Zhou, K., Peng, C., Chen, W. (2021) Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, **203**, 117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>
- Vaverková, M. D., Elbl, J., Koda, E., Adamcová, D., Bilgin, A., Lukas, V., Zloch, J. (2020) Chemical composition and hazardous effects of leachate from the active municipal solid waste landfill surrounded by farmLands. *Sustainability (Switzerland)*, **12**(11), 1-20. <https://doi.org/10.3390/su12114531>
- van Haandel, A., Santos, S. D. (2021) Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. *Revista DAE*, **69**(229), 52-69.
- von Sperling, M. (2014) *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*, 3 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 452 pp.
- Xu, Z. Y., Zeng, G. M., Yang, Z. H., Xiao, Y., Cao, M., Sun, H. S., Chen, Y. (2010) Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification, *Bioresource technology*, **101**(1), 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.082>
- Yang, K., Zhu, L., Zhao, Y., Wei, Z., Chen, X., Yao, C., Zhao, R. (2019) A novel method for removing heavy metals from composting system: The combination of functional bacteria and adsorbent materials, *Bioresource technology*, **293**, 122095. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122095>