



III-373 - ANÁLISE DO pH E DA ALCALINIDADE TOTAL EM UMA TORRE DE AIR STRIPPING OPERADA COM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Naiara Angelo Gomes⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Mestre e Doutora em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG. Professora Adjunta do Centro de Ciências Tecnologia Agroalimentar (CCTA/UFCG).

Elisângela Maria da Silva

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Mestre e Doutora em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG. Professora Adjunta da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB).

Thâmara Martins Ismael de Sousa

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Doutora em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG. Professora Adjunta do Centro de Ciências Tecnologia Agroalimentar (CCTA/UFCG).

Libânia da Silva Ribeiro

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Doutora em Engenharia de Materiais pela UFCG. Pós-doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG.

Endereço⁽¹⁾: Rua Professor Luis Ferreira de Campos - 111 - Centro - Pombal - PB - CEP: 58840-000 - Brasil - Tel: (83) 9 9904-5856 - e-mail: naiaraangeloccta@gmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi realizar uma análise do comportamento do potencial hidrogeniônico (pH) e da Alcalinidade Total (AT) em uma torre de *air stripping* operada com lixiviado de aterro sanitário. A torre foi confeccionada com peças de policloreto de vinila linha esgoto, tendo altura total, diâmetro e volume de 1.50 m, 0.15 m e 26 L, respectivamente. O material de recheio consistiu em anéis de eletroduto corrugado (anéis de conduíte) com comprimento de 0.03 m, diâmetros externo de 0.025 mm, diâmetro interno de 0.020 mm, índice de vazios de 95% e área superficial específica de 213 m².m⁻³. Sua alimentação foi em regime hidráulico de fluxo intermitente com recirculação, sob condições de temperatura ambiente. Foram realizados cinco experimentos, com 20 L de lixiviado cada, variando o pH do lixiviado e mantendo constante a relação gás/líquido (G/L). Amostras de lixiviado foram coletadas antes e após os experimentos na torre de *air stripping* para a realização de ensaios de pH e AT. Os resultados demonstraram que o Exp-1 foi o único que teve um aumento gradativo do pH ao longo do monitoramento. Opostamente, nos experimentos que foram utilizados os compostos alcalinos cal hidratada (Exp-2 e Exp-3) e hidróxido de sódio P.A (Exp-4 e Exp-5), inicialmente, os valores de pH aumentaram (t = 0 h) e com o passar do tempo reduziram. Em relação aos dados de AT, percebeu-se reduções depois da partida da torre de *air stripping* com tendência à estabilização ao final do monitoramento. Logo, o desempenho dessa unidade de tratamento oscilou nas faixas de 11 a 55% (Exp-1); 40,43 a 53,19% (Exp-2); 46 a 61% (Exp-3); 16 a 20% (Exp-4); e 17 a 20% (Exp-5). Concluiu-se que, ao final dos experimentos o pH não atendeu ao preconizado na legislação ambiental vigente. Já a AT, apesar de não estar contemplada no padrão de lançamento de efluentes, apresentou altas concentrações finais, as quais podem causar vários impactos adversos ao meio ambiente caso o lixiviado seja descarregado inadequadamente.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento, Monitoramento, Meio ambiente.



INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário contém diversos poluentes e/ou contaminantes, como matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, carbonatos, bicarbonatos, cloreto, sulfato e metais pesados (Foul *et al.*, 2009), que o torna um efluente altamente poluído (Kalčíková *et al.*, 2012) e de composição complexa (Renou *et al.*, 2008). Desse modo, visando a preservação dos recursos naturais e a melhoria da qualidade de vida humana, o lixiviado deve ser coletado e tratado adequadamente antes de ser lançado no meio ambiente (Colombo *et al.*, 2019). Contudo, tratar adequadamente esse efluente tem sido um dos principais desafios enfrentados pelos profissionais da área de Saneamento Ambiental e gestores de aterros sanitários, tanto pelo alto custo envolvido como pela necessidade de tornar o processo ambientalmente sustentável.

Dentre as diversas técnicas que podem ser empregadas para o tratamento do lixiviado tem-se o *air stripping*, que é um processo físico-químico considerado promissor (Zhang *et al.*, 2018) e tem ganhado destaque por ser de baixo custo, fácil de instalar e remover satisfatoriamente a amônia gasosa (NH₃) (Liu *et al.*, 2015), que como consequência reduz os teores de nitrogênio amoniacal do lixiviado.

Além da remoção de NH₃, também, é importante investigar o comportamento de outros indicadores no *air stripping*, a exemplo do potencial hidrogeniônico (pH) e da Alcalinidade Total (AT), com o intuito de conhecer a sua evolução temporal, bem como utilizá-los em correlações para melhor explicar os resultados de NH₃.

Diante disso, devido à escassez de estudos que avaliem o processo de *air stripping* na região semiárida do Brasil, este estudo visou elaborar uma análise do comportamento do pH e da alcalinidade total em uma torre operada com lixiviado de aterro sanitário para a criação de um banco de dados, que poderá ser utilizado como suporte para a implantação e a operação de sistemas de tratamento de lixiviado em aterros situados na supracitada região.

MATERIAIS E MÉTODOS

Aterro sanitário: Aspectos gerais

O Aterro Sanitário estudado 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. Sua operação iniciou-se no mês de julho do ano de 2015 (idade > 5 anos) e do total de 64 ha, 40 ha foram destinados à construção de células para o aterramento de resíduos sólidos urbanos (Ecoterra Ambiental, 2010).

No decorrer desta pesquisa (ano de 2021), o aterro estudado recebeu entre 500 e 600 tRSU d⁻¹ 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% dessa massa de RSU.

Cabe destacar que o ASCG se encontra 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, 2024). 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.

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



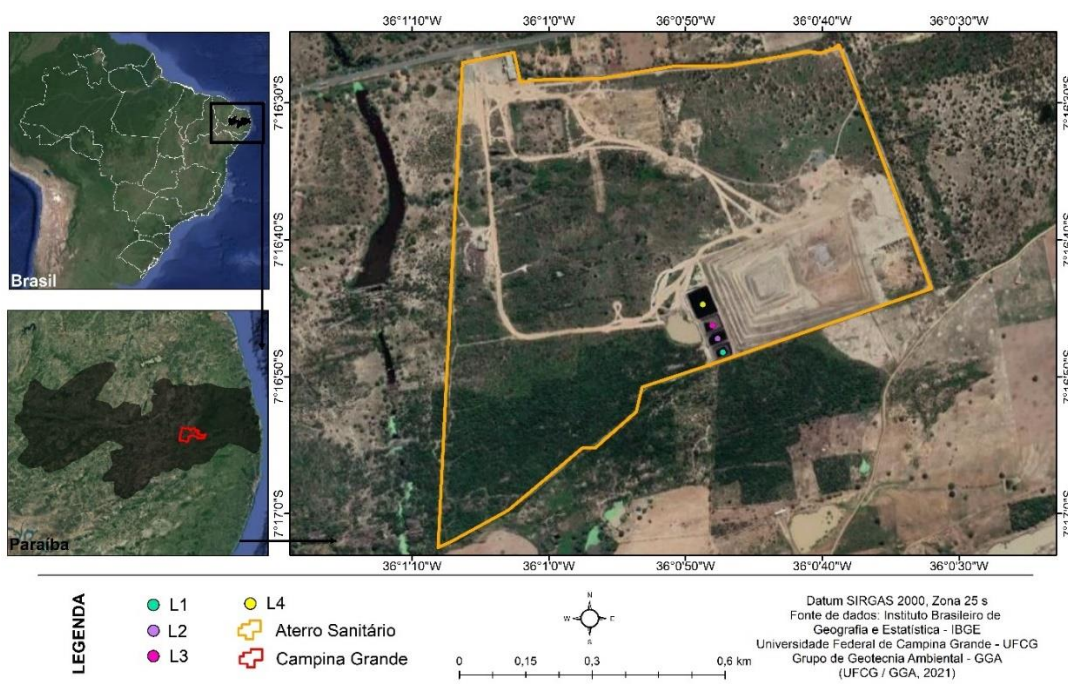


Figura 1: Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

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

A L1 recebe continuamente o lixiviado bruto gerado no ASCG, e as L2, L3 e L4 são usadas para controle de vazão do efluente que é acumulado na L1, principalmente, no decorrer do período chuvoso da região (meses de março/abril a agosto). Cabe enfatizar que, o lixiviado utilizado na operação da torre de *air stripping* desta pesquisa foi coletado na L1, em virtude dessa lagoa receber diariamente e constantemente todo o efluente *in natura* gerado no ASCG.

Dimensionamento, construção e operação da torre de *air stripping*

Inicialmente, definiu-se a sua altura, estando limitada ao espaço físico disponível para instalação, e, em seguida, o diâmetro foi escolhido levando em consideração as recomendações de Metcalf e Eddy (2013), o qual teve uma seção transversal circular igual a 1/10 da altura da torre. Sendo assim, a altura total, o diâmetro e volume aproximado da torre aerada foram de 1,50 m; 0,15 m e 0,026 m³ (26 L), respectivamente.

Para a sua confecção utilizou-se peças de PVC linha esgoto adquiridas em lojas comerciais de instalações hidráulicas. O material de recheio consistiu em anéis de eletroduto corrugado (anéis de conduíte), com comprimento de 0,03 m, diâmetros externo e interno de 25 e 20 mm, índice de vazios de 95% e área superficial específica de 213 m³ m⁻², que possibilitaram maior área de contato entre o gás de arraste e o líquido e, conseqüentemente, reduzida perda de carga para injetar esse gás. A altura útil de recheio na torre foi de 1,35 m e a escolha desse tipo de material (anéis de conduíte) baseou-se em pesquisas bem-sucedidas realizadas por Souto (2009) e Santos *et al.* (2020).

Quanto aos aspectos construtivos, nas Figuras 2A a 2D, respectivamente, encontram-se detalhes da torre de *air stripping*, como: dispositivo de recolhimento do gás amônia, distribuidor do afluente, fundo falso e entrada do gás de arraste.



Figura 2: Construção da torre: A) Conexões para o recolhimento do gás amônia; B) Distribuidor do afluente; C) Fundo falso; D) Entrada do gás de arraste

A torre de *air stripping* foi alimentada pelo regime hidráulico de fluxo intermitente com recirculação do efluente, sendo que cada experimento iniciava com uma batelada de 20 L de lixiviado coletado na L1 do ASCG, sob condições de temperatura ambiente. Essa recirculação foi realizada por uma bomba afogada (marca *Wfish*, modelo Wf-1000) e terminava quando a concentração de $\text{NAT} \leq 20 \text{ mg L}^{-1}$, que é o limite de descarga estabelecido pela legislação ambiental brasileira para o lançamento de efluentes no meio ambiente (CONAMA, 2011).

O ar (gás de arraste) foi injetado logo abaixo do fundo falso por um compressor eletromagnético e o seu contato com o lixiviado aconteceu em contracorrente, regime frequentemente aplicado em torres aeradas (Metcalf; Eddy, 2013).

As vazões de gás (G) e líquido (L) aplicadas à torre de *air stripping* foram 140 L min^{-1} de ar e 1 L min^{-1} de lixiviado, resultando uma razão G/L de 140. Foram realizados experimentos com o lixiviado em condições naturais (sem ajuste do pH) e com os valores de pH ajustados para 10 ± 1 e 12 ± 1 . As faixas adotadas para o pH corrigido são ideais à remoção de NH_3 , conforme relatado por Metcalf e Eddy (2013) e Santos *et al.* (2020).

As correções ou ajustes do pH foram realizados manualmente em recipiente plástico de 50 L, por intermédio da adição e homogeneização de quantidades preestabelecidas de Cal Hidratada do tipo I (CH-I) e hidróxido de sódio padrão analítico (NaOH P.A), definidas em ensaios preliminares de alcalinização. Importante ressaltar que, as características da CH-I estavam em conformidade com a NBR 15.784 (ABNT, 2017), segundo o fabricante.

Deste modo, colocavam-se 30 L de lixiviado no recipiente plástico de 50 L, e, em seguida, adicionavam-se progressivamente quantidades equivalentes de CH-I ou NaOH P.A ao efluente, sob agitação contínua, até atingir os valores de pH de 10 ± 1 ou 12 ± 1 . A homogeneização do lixiviado com os alcalinizantes durava cerca de 15 min. Depois disso, o lixiviado ficava em repouso por 60 min, para que ocorresse a sedimentação do lodo. Passado esse tempo, retiravam-se 20 L do sobrenadante para inseri-los no reservatório, iniciando, assim, os experimentos na torre de *air stripping*. Na Tabela 1, estão apresentadas as condições experimentais analisadas no *air stripping*, com o intuito de avaliar o comportamento do pH e da alcalinidade total.

Tabela 1: Experimentos realizados na torre de *air stripping*

Experimentos	Alcalinizante utilizado	Faixa de pH	Vazão de ar ($L \text{ min}^{-1}$)	Vazão de lixiviado ($L \text{ min}^{-1}$)	Duração do experimento (h)	Nº de amostras coletadas
1	Sem ajuste de pH	-	140	1	144	13
2	CH-I	10 ± 1	140	1	66	7
3	CH-I	12 ± 1	140	1	42	6
4	NaOH P.A	10 ± 1	140	1	42	6
5	NaOH P.A	12 ± 1	140	1	38	5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de pH dos lixiviados nos experimentos realizados no *air stripping* variaram de 8,56 a 9,06 (Exp-1); 10,82 a 9,02 (Exp-2); 12,05 a 9,72 (Exp-3); 10,90 a 10,36 (Exp-4); e de 12,64 a 11,77 (Exp-5), conforme ilustrado na Figura 3.

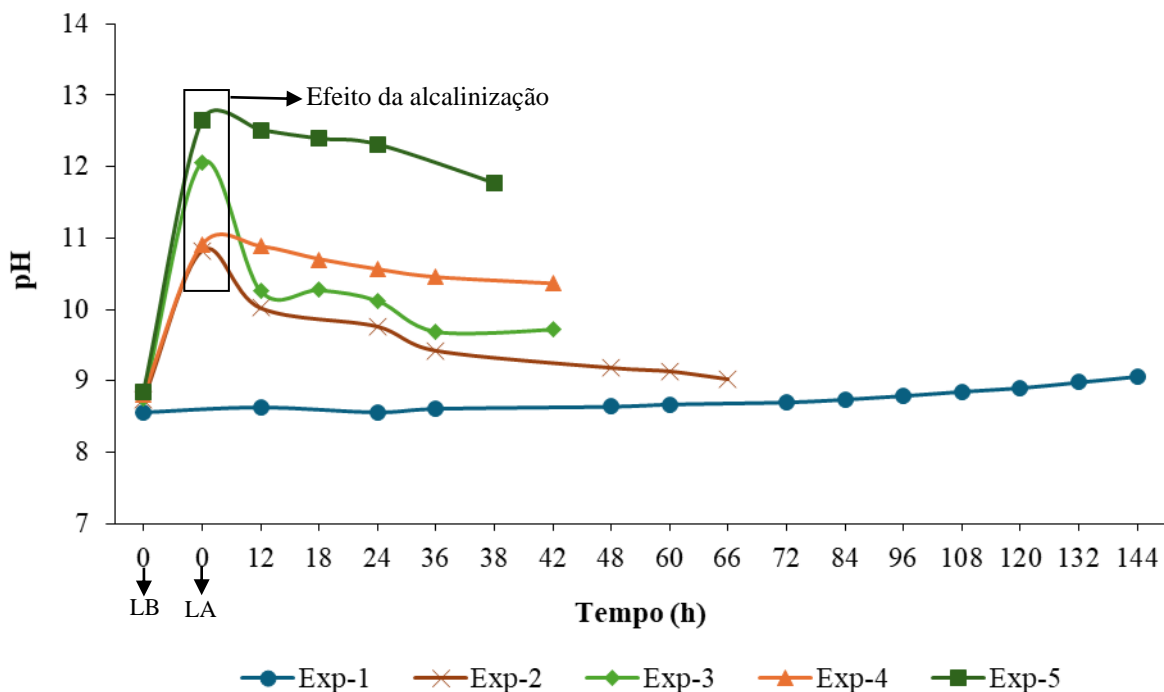


Figura 3: Comportamento do pH nos experimentos 1, 2, 3, 4 e 5 realizados na torre de *air stripping*
Legenda: LB – Lixiviado Bruto; LA – Lixiviado Alcalinizado.

O experimento 1 foi o único que teve um aumento gradativo do pH ao longo do monitoramento, corroborando com estudos desenvolvidos por De, Hazra e Dutta e Brasil *et al.* (2021). Tal fato é decorrente da aeração



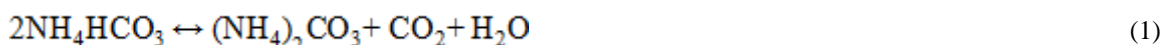
promovida no interior da torre de *air stripping*, que desprende rapidamente do meio aquoso o gás carbônico (CO_2) antes que as condições de equilíbrio sejam alcançadas (Gomes, 2016). Isso acontece porque a 20°C a constante de Henry do CO_2 (1,42 atm) é maior que a do NH_3 (0,75 atm), favorecendo, dessa forma, o seu arraste e a elevação do pH.

De maneira oposta, nos experimentos que foram utilizados os compostos alcalinos CH-I (Exp-2 e Exp-3) e NaOH P.A (Exp-4 e Exp-5), inicialmente, os valores de pH aumentaram ($t = 0$ h) e com o passar do tempo reduziram, comportamento também observado por Ferraz, Povinelli e Vieira (2013) e Santos *et al.* (2020). Essas alterações temporais no pH indicam que o arraste do NH_3 pelo ar provocou redução da capacidade de tamponamento do meio, devido ao consumo de bicarbonatos (HCO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}) (Taki Filho, 2015), e, como consequência, reduziu o pH do lixiviado.

Ao final de cada experimento, os lixiviados apresentaram pH de 9,06 (Exp-1); 9,02 (Exp-2); 9,72 (Exp-3); 10,36 (Exp-4) e 11,77 (Exp-5). Esses resultados confirmam que o uso de produtos químicos para a alcalinização, principalmente, nos Exp-3, Exp-4 e Exp-5, embora otimizem o processo de *air stripping*, têm desvantagens, tais como: (i) o não atendimento, na maioria das vezes, dos VMP estabelecidos nas legislações ambientais vigentes, que nas Resoluções n. 430 e 357 (CONAMA, 2011; 2005) são de $5 \leq \text{pH} \leq 9$; (ii) podem ser prejudiciais aos processos biológicos situados a jusante na linha de tratamento e aos ecossistemas aquáticos dos corpos d'água receptores de efluentes; e (iii) encarecem os tratamentos, fazendo-se necessário um ajuste do pH com soluções ácidas.

Em relação à evolução temporal dos dados de AT (Figura 4), de modo geral, percebeu-se reduções depois da partida da torre de *air stripping* com tendência à estabilização ao final do monitoramento. Logo, o desempenho dessa unidade de tratamento oscilou nas faixas de 11 a 55% (Exp-1); 40,43 a 53,19% (Exp-2); 46 a 61% (Exp-3); 16 a 20% (Exp-4); e 17 a 20% (Exp-5). Consumos acentuados de AT também foram observados por Campos *et al.* (2013). Além disso, notou-se que os experimentos 2 e 3 apresentaram as maiores eficiências de remoção da AT, provavelmente, em virtude da precipitação do CaCO_3 após a adição da CH-I e da prévia remoção de NAT. Para cada mol de CaCO_3 precipitado, a alcalinidade é reduzida em 2 equivalentes. Na prática, esse processo ocorre apenas em $\text{pH} > 10$ (Van Haandel; Santos, 2020).

Considerando que a alcalinidade total do lixiviado em condições naturais é predominantemente associada a bicarbonatos (HCO_3^-), e que o NAT está majoritariamente presente na forma de carbonatos (CO_3^{2-}) e HCO_3^- , as seguintes reações esquematizadas nas equações 1, 2 e 3 acontecem no processo de *air stripping*:



As equações 1 (etapa rápida) e 2 (etapa lenta) levam à reação final (equação 3) para a liberação de NH_3 e CO_2 , ocasionando, dessa maneira, reduções/aumentos nos valores de pH e remoções de AT e nitrogênio amoniacal. Portanto, as principais hipóteses ligadas à elevação do pH em experimentos conduzidos com lixiviado sem a adição de álcalis, consistem no equilíbrio do sistema carbonato e no desprendimento do CO_2 demonstrado na Equação 1. Opostamente, ao adicionar agentes alcalinizantes, o HCO_3^- é instantaneamente transformado em CO_3^{2-} , prevalecendo no meio o equilíbrio da equação 2, que favorece a diminuição do pH do efluente e a remoção da AT em virtude do arraste de NH_3 (Campos *et al.*, 2013; Taki Filho, 2015). As duas situações relatadas podem ser visualizadas nas Figuras 3 e 4.

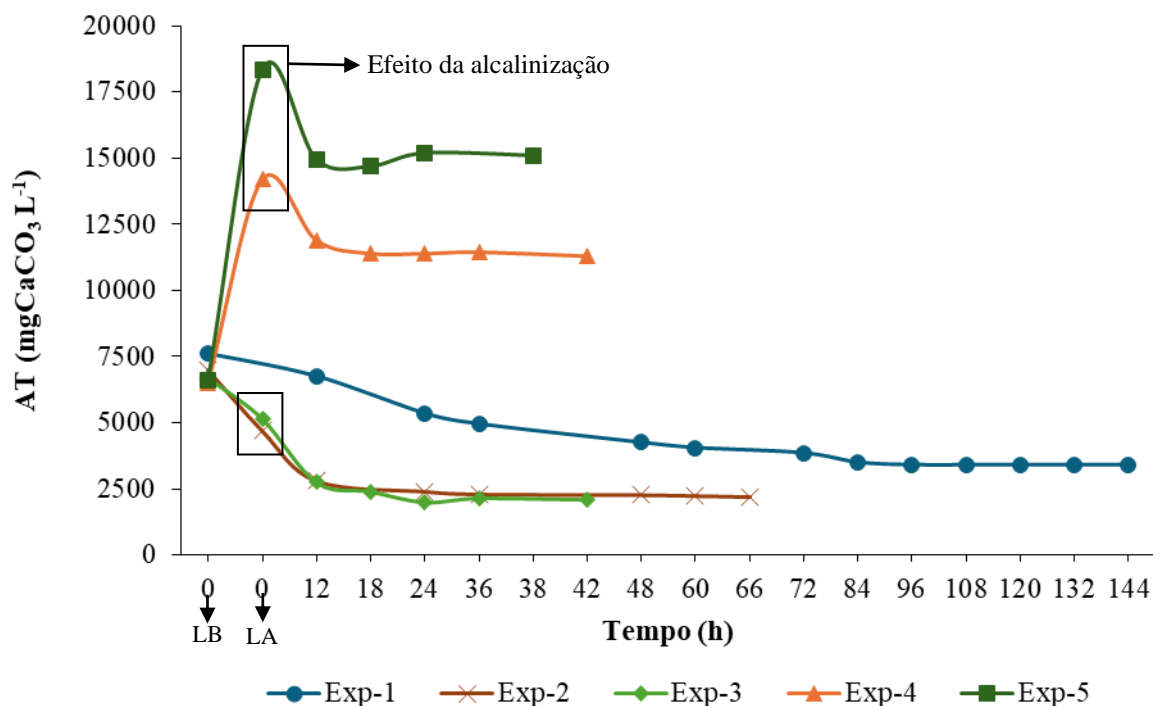


Figura 4: Comportamento da alcalinidade total nos experimentos 1, 2, 3, 4 e 5 realizados na torre de *air stripping*

Legenda: LB – Lixiviado Bruto; LA – Lixiviado Alcalinizado.

As relações entre o consumo de AT e a redução de nitrogênio amoniacal na torre foram determinadas a partir de ajustes lineares e estão resumidos na Tabela 2. Tais resultados revelam a forte correlação existente entre esses indicadores ($R^2 > 0,91$) e que para cada mgN-NH₃ removido foram consumidos cerca de 3,65 (Exp-1); 4,97 (Exp-2); 2,80 (Exp-3); 5,00 (Exp-4) e 3,51 (Exp-5) mgCaCO₃. Hossaka (2008) usou lixiviado sem correção do pH e determinou razões de 4,94 e 3,96 mgCaCO₃/mgN-NH₃, em testes de bancada e batelada com *stripping*, de modo respectivo. Taki Filho (2015) em sua pesquisa obteve uma relação de 4,27 mgCaCO₃/mgN-NH₃ ($R^2 = 0,97$), após corrigir o pH para 12,20 com NaOH P.A.

Tabela 2: Relações entre o consumo de alcalinidade total e a redução de NAT nos experimentos realizados na torre de *air stripping*

Experimentos	Alcalinizante	pH _{inicial}	mgCaCO ₃ /mgN-NH ₃	R ²
1	-	8,56	3,65	0,98
2	CH-I	10,82	4,97	0,98
3	CH-I	12,05	2,80	0,99
4	NaOH P.A	10,90	5,00	0,92
5	NaOH P.A	12,64	3,51	0,99

CONCLUSÕES

- Os valores de pH, nas diferentes condições experimentais testadas, tiveram decaimentos tendendo a estabilização, exceto no experimento 1, em que se observou um aumento de suas unidades com o passar do tempo, porém, ambos os fatos são característicos do processo de *air stripping*.

- As remoções de AT na torre de *air stripping* variaram de 11 a 61%, logo, as maiores percentagens foram mensuradas nos experimentos com a presença da CH-I (Exp-2 e Exp-3).



- Os resultados apresentados são importantes para a compreensão dos comportamentos do pH e da alcalinidade total em torres de *air stripping* e contribuem com o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, especialmente na região semiárida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15.748**: produtos químicos utilizados no tratamento de água para consumo humano: efeitos a saúde: requisitos: Rio de Janeiro, 2017.
2. CAMPOS, J. C. *et al.* Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 48, n. 9, p. 1105-1113, 2013.
3. COLOMBO, A. *et al.* 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**, v. 54, n. 4, p. 269-276, 2019.
4. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 18 de março 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 05 de jun. 2024.
5. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 05 de jun. 2024.
6. DE, S.; HAZRA, T.; DUTTA, A. Sustainable treatment of municipal landfill leachate by combined association of air stripping, Fenton oxidation, and enhanced coagulation. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 2, p. 49, 2019.
7. 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.
8. FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E. M. Ammonia removal from landfill leachate by air stripping and absorption. **Environmental technology**, v. 34, n. 15, p. 2317-2326, 2013.
9. FOUL, A. A. *et al.* Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 4, n. 3-4, p. 282-298, 2009.
10. GOMES, R. F. **Desempenho de "air stripping" conjugado com biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme (*Saccharomyces cerevisiae*) para remoção de matéria orgânica, amônia e toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**. 2016. 98 fls. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 2016.
11. HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento), Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.
12. INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO (INSA). **O semiárido brasileiro**. 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/mcti/pt-br/rede-mcti/insa/semi-arido-brasileiro>>. Acesso em: 01 jun. 2024.
13. KALČÍKOVÁ, G. *et al.* Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 87, n. 9, p. 1349-1353, 2012.
14. LIU, B. *et al.* Air stripping process for ammonia recovery from source-separated urine: modeling and optimization. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 90, n. 12, p. 2208-2217, 2015.
15. METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. EUA: McGraw-Hill Education, 2013. 2018p.
16. RENO, S. *et al.* Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
17. SANTOS, H. A. P. *et al.* Ammonia recovery from air stripping process applied to landfill leachate treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 36, p. 45108-45120, 2020.



SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO
DE ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL



18. SOUTO, G. D'A. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (*stripping*)**. 2009. 371 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.
19. SUPERINTENDÊNCIA DE ADMINISTRAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DA PARAÍBA (SUDEMA). **DZS 205**: enquadramento dos corpos d'águas da bacia hidrográfica do Rio Paraíba. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/DZS%2020205%20%20Enquadramento%20dos%20Corpos%20D%27%C3%A1gua%20da%20Bacia%20Hidrogr%C3%A1fica%20do%20Rio%20Para%C3%ADba.pdf>. Acesso em: 02 de jun. 2024.
20. TAKI FILHO, P. K. **Remoção e recuperação de nitrogênio amoniacal de efluente gerado no processamento do couro**. 2015. 86 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.
21. VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. Variação do pH e remoção de nitrogênio em lagoas de polimento. *Revista DAE*, v. 69, n. 229, p. 52-69, 2020.
22. ZHANG, C. *et al.* Continuous ammonia recovery from wastewaters using an integrated capacitive flow electrode membrane stripping system. *Environmental science & technology*, v. 52, n. 24, p. 14275-14285, 2018.