

II-093 – AVALIAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAICAL A PARTIR DE EFLUENTE MISTO

Pedro Barreiros. S. S. Fagundes ⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Juiz de Fora. Mestre em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela Faculdade de Engenharia da UFJF.

Ana Dávila de Magalhães ⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Mestrando em Engenharia Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela Faculdade de Engenharia da UFJF.E

Edgard Henrique Oliveira Dias ⁽³⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia Civil pela UFV. Doutor em *Environment* pela *University of Brighton* (UK). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PEC) da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF).

Samuel Rodrigues Castro ⁽⁴⁾

Químico Industrial pela Universidade Federal de Ouro Preto. Mestre em Engenharia Química pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Professor adjunto e Coordenador do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFJF. Docente permanente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente Construído e Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, ambos da UFJF.

Endereço⁽¹⁾: Rua Santos Dumont, Granbery – Juiz de Fora – Brasil – e-mail: pedro.fagundes@engenharia.ufjf.br.

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico tem sido realizado em vários países a fim de reduzir custos. Contudo, altos teores de amônia advindos do lixiviado podem comprometer o sistema de tratamento biológico devido seu potencial efeito tóxico aos microrganismos. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar a aplicação da técnica de precipitação química de estruvita em efluente misto, constituído pela mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário, visando remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_3). Para tal, confeccionou-se efluente misto na proporção volumétricas de 5%, referente ao volume de lixiviado presente na mistura. A otimização da precipitação química em batelada ocorreu sob tempo reacional de 10 min, agitação de 120–150 rpm e sedimentação de 30 min, sendo avaliado o pH do meio reacional e a razão estequiométrica dos reagentes. Os experimentos foram realizados utilizando suspensão de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, reagente alternativo e de baixo custo, como fonte de Mg e o sistema foi avaliado em termos da remoção N-NH_3 . Os dados passaram por tratamento e testes estatísticos a 95% de confiança ($\alpha=0,05$). Como resultado, verificou-se que a precipitação química de estruvita em efluente misto atingiu remoção de N-NH_3 em até 80,6%, sendo que a condição otimizada foi obtida com $\text{pH}=8,5$, $\text{Mg:N}=1,0$ e $\text{P:N}=1,5$. A suspensão de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ proporcionou controle de pH ao longo do processo de precipitação. Portanto, pode-se inferir que a técnica investigada apresenta potencial aplicabilidade visando remoção de nitrogênio amoniacal, possibilitando tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em estações de tratamento de efluentes domésticos. Por fim, destaca-se a necessidade de estudos complementares voltados para avaliar a precipitação química de estruvita em etapas consecutivas e sistemas operando em fluxo contínuo.

PALAVRAS-CHAVE: Cotratamento, Recuperação de nutriente, Amônia, Fertilizante.

INTRODUÇÃO

A urbanização alinhada ao crescimento populacional resultou no aumento da geração de resíduos sólidos urbanos, levando a uma série de desafios ambientais, sociais e econômicos, especificamente em países em desenvolvimento. Assim, objetivando superar essas problemáticas, estratégias efetivas de manejo de resíduos

sólidos devem ser adotadas, considerando a redução, reutilização, reciclagem, recuperação e descarte (GUO et al., 2018; ONWOSI et al., 2017).

O aterro sanitário compreende uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos pautado em critérios de engenharia e normas operacionais visando confinamento seguro de resíduos (ABNT, 1992). Durante sua operação há geração de um subproduto líquido denominado lixiviado, efluente de alto potencial poluidor devido a elevadas concentrações de matéria orgânica, metais pesados e nitrogênio amoniacal, além de outros constituintes tóxicos (ALBUQUERQUE, 2012; BAETTKER, 2019; GALVÃO et al., 2020; LEITE et al., 2016; TURETTA, 2011).

Devido ao caráter heterogêneo do lixiviado, o tratamento desse efluente torna-se um desafio, especialmente em aterros de médio e pequeno porte (BARTTKER, 2019). Assim, o tratamento de lixiviado conjuntamente com o esgoto sanitário, em estações de tratamento de esgoto, configura-se como opção vantajosa, pois reduz custo de tratamento, gera efluente de boa qualidade e evita necessidade de investimento em novas instalações (BARTTKER, 2019; FERRAZ, 2014; GALVÃO et al., 2020).

Contudo, altos teores de amônia podem comprometer o sistema de tratamento biológico devido seu potencial efeito tóxico aos microrganismos (BAETTKER, 2019; BRENNAN et al., 2017; FERRAZ, 2014; GABARRÓ et al., 2012; MIORIM, 2018; TURETTA, 2011). Assim, dentre as técnicas para remoção de amônia em efluentes líquidos evidencia-se a precipitação química de cristais de estruvita - fosfato de amônio e magnésio hexahidratado ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), produto cristalino, de baixa solubilidade, e de elevado potencial uso como fertilizante (CHAN et. al, 2016; JIANG et al., 2016; JEONG; HAWNG, 2005; WANG et. al, 2013).

Nesse sentido, a adoção dessa técnica torna-se estratégica, uma vez que diminui concentrações de nitrogênio amoniacal na matriz líquida possibilitando tratamento biológico conjunto de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico, além de proporcionar geração de um cristal com potencial uso como fertilizante (KATAKI et al., 2016).

OBJETIVOS

O presente estudo possui como objetivo avaliar a aplicação da técnica de precipitação química de estruvita em efluente misto, constituído pela mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. Como objetivos específicos, citam-se:

- Obter condição otimizada para precipitação de estruvita, para efluente misto, em termos das intervenientes no processo (pH, P:N e Mg:N);
- Avaliar eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal através da precipitação de cristais de estruvita utilizando reagente alternativo de baixo custo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para viabilização do estudo confeccionou-se efluente misto através da homogeneização entre lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico na proporção volumétricas de 5% de lixiviado na mistura (GALVÃO et al. 2020). Os efluentes reais utilizados foram obtidos junto a um aterro sanitário e uma estação de tratamento de esgoto por lodos ativados com aeração prolongada, ambos em operação e situados em um município da Zona da Mata de Minas Gerais, Brasil.

Visando execução dos experimentos realizou-se planejamento fatorial completo - Tabela 1, representado por 2^k , sendo k número de variáveis do processo e 2 número de níveis, máximo (+1) e mínimo (-1). Também foi considerado um ponto central (0) e técnica de blocagem visando eliminar variabilidades conhecidas e interferências operacionais, adotando-se 6 blocos (CASTRO, 2014). Os ensaios de precipitação química de estruvita foram realizados em triplicata e os valores de mínimo e máximo avaliados foram pautados conforme literatura (ABEL-DENEE; ABBOTT; ESKICIOGLU, 2018; YETILMEZSOY et al., 2017).

Os ensaios em batelada de precipitação química de estruvita ocorreram em *jar-test* da marca *Policontrol®*, sob tempo reacional de 10 min (CASTRO, 2014), agitação de 120-150 rpm (ABEL-DENEE; ABBOTT; ESKICIOGLU, 2018; YETILMEZSOY et al., 2017), e sedimentação de 30 min (ABEL-DENEE; ABBOTT;

ESKICIOGLU, 2018). A suplementação de sais necessárias para formação de estruvita foi realizada a partir da concentração inicial de nitrogênio amoniacal do efluente misto, através da adição de reagente sintético NaH_2PO_4 como fonte de P, e suspensão de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, obtida a partir da hidratação do resíduo industrial de MgO , como reagente alternativo e fonte de Mg. Além disso, buscando compreender o desempenho dessa suspensão, confeccionou-se ensaios (condição otimizada) utilizando reagente sintético (MgCl_2) como fonte suplementar de magnésio.

Tabela 1: Planejamento fatorial – níveis e fatores avaliados.

FATOR/NÍVEIS	-1	0	1
pH	8,5	8,75	9,0
Mg:N	1,0	1,25	1,5
P:N	1,0	1,25	1,5

A reação de hidratação de MgO ocorreu a através da suspensão com $40\% \text{ m.v}^{-1}$ de sólidos do resíduo de MgO em 500 mL de água deionizada, agente hidratante, a $80 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ por 4h, sob agitação contínua de aproximadamente 200 rpm (BIRCHAL; ROCHA; CIMINELLI, 2000; CASTRO; ARAÚJO; LANGE, 2015).

A seleção da condição otimizada foi determinada a partir da eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_3), considerando melhor custo-benefício: menor adição de reagente vs maior eficiência reportada. As análises de nitrogênio foram realizadas conforme *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e o pH foi monitorado através do Medidor de pH mPA210 MS Tecnopo.

Por fim, realizou-se tratamento de dados e testes estatísticos ($\alpha=0,05$) a partir dos dados reportados. Ademais, visando identificar diferenças significativas entre condições avaliadas, utilizou-se: para duas amostras, o teste U de Mann-Whitney (SIEGEL, 1956); para múltiplas amostras, *Kruskall Wallis* ANOVA (PONTES, 2000) seguido pelo teste *post hoc* “*Multiple comparisons of mean ranks for all groups*” presente no pacote estatístico *STATISTICA 8.0* (STATSOFT, 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do planejamento fatorial completo evidenciou-se um total de nove condições aleatorizadas, que foram nomeadas ordenando-as do menor ao maior pH, Mg:N e P:N, conforme Tabela 2.

Tabela 2: Planejamento fatorial – níveis e fatores avaliados.

CONDIÇÃO ALEATORIZADA	PARÂMETROS INTERVENIENTES			NOMENCLATURA
	pH	Mg:N	P:N	COND γ (pH;Mg:N;P:N)
1	8,75	1,25	1,25	CondV _(8,75;1,25;1,25)
2	8,50	1,00	1,50	CondII _(8,5;1,0;1,5)
3	9,00	1,50	1,50	CondIX _(9,0;1,5;1,5)
4	8,50	1,50	1,00	CondIII _(8,5;1,5;1,0)
5	9,00	1,00	1,00	CondVI _(9,0;1,0;1,0)
6	8,50	1,00	1,00	CondI _(8,5;1,0;1,0)
7	8,50	1,50	1,50	CondIV _(8,5;1,5;1,5)
8	9,00	1,50	1,00	CondVIII _(9,0;1,5;1,0)
9	9,00	1,00	1,50	CondVII _(9,0;1,0;1,5)

A apresentação da eficiência de remoção de N-NH_3 encontra-se na Figura 1. Assim, percebe-se que o maior percentual de remoção de nitrogênio, 80,6%, foi obtido para pH = 8,5 e razão molar P:N = Mg:N = 1,5 (CondIV_(8,5;1,5;1,5)), ao passo que a menor remoção reportada, de 54,4%, foi evidenciada para pH = 8,5 e P:N =

Mg:N = 1,0 (CondI_(8,5;1,0;1,0)). Além disso, o ponto central, CondV_(8,75;1,25;1,25), apresentou eficiência de remoção de 75,4%.

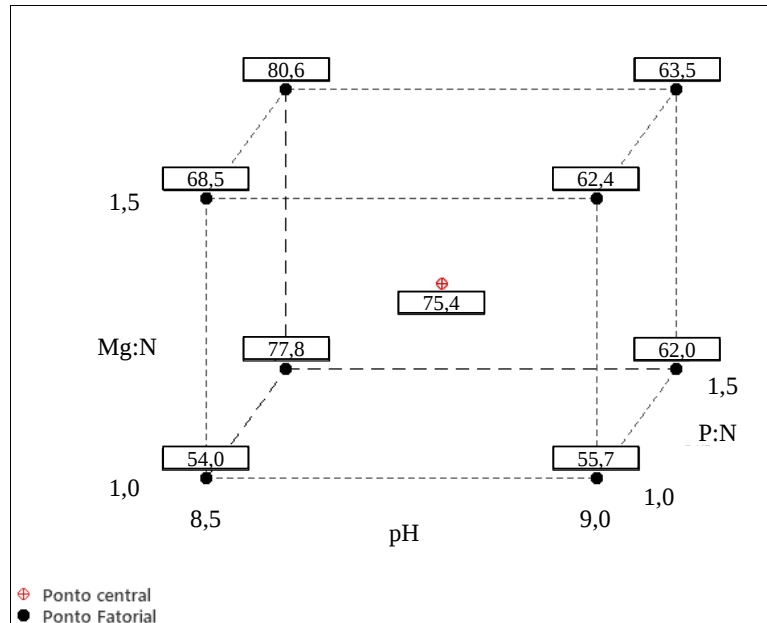


Figura 1: Gráfico de cubo – dados médios para a remoção N-NH₃ (%).

Inicialmente, registra-se efeito do pH na eficiência do processo, sendo que seu acréscimo não resultou no aumento de remoção de N-NH₃, com exceção de P:N=1,0 (Figura 1). A formação de estruvita ocorre em ampla faixa de pH (RAHMAN et al., 2014), o que indica diferentes mecanismos em sua formação e a possibilidade de múltiplas condições e/ou formação de outros cristais que apresentem características semelhantes (TANSEL; LUN; MONJE, 2018). Além disso, Rahman et al. (2014) relatam que o teor de estruvita evidenciado nos precipitados reduz com o aumento do pH. Nesse sentido, o pH ótimo depende do tipo de efluente e de suas características, havendo condições específicas a serem exploradas na literatura (KRISHNAMOORTHY et al., 2021).

Visando avaliar a interferência da razão estequiométrica na eficiência de remoção de N-NH₃, gerou-se a Figura 2. Em linhas gerais, percebe-se que a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal aumentou com o incremento dos valores das razões molares, destacando-se que que razões próximas de 1,0 reportaram menor eficiência de remoção de N-NH₃ (<55%), ao passo que maior eficiência ocorreu com razões próximas ao ponto central (>75%). Rahman et al. (2014), ratificando o resultado obtido, apontaram em seu estudo menores remoções de nitrogênio amoniacal para menores razões molares de Mg:N:P.

O teste não paramétrico de *Kruskall Wallis* ANOVA (múltiplas amostras) apontou diferenças significativas entre as condições analisadas (p-valor<0,05), conforme Figura 3. Assim, a remoção de nitrogênio amoniacal das condições CondIII_(8,5;1,5;1,5), CondVII_(9,0;1,0;1,5), CondVIII_(9,0;1,5;1,0), e CondIX_(9,0;1,5;1,5) não foram significativamente diferentes (p-valor>0,05) em relação a demais condições. Contudo, CondI_(8,5;1,0;1,0) e CondVI_(9,0;1,0;1,0), diferem significativamente (p-valor<0,05) de CondII_(8,5;1,0;1,5), CondIV_(8,5;1,5;1,5) e CondV_(8,75;1,25;1,25). Além disso, percebe-se que maiores eficiências de remoção de N-NH₃ ocorreram para valores de pH=8,5.

Nesse sentido, a partir das diferenças significativas estipuladas (Figura 3), considerou-se a CondII_(8,5;1,0;1,5) como a condição otimizada, pois apresentou considerável remoção de nitrogênio amoniacal, em aproximadamente 78%, a partir de menor suplementação de sais de Mg (Mg:N = 1,0) e pH(=8,5). Além disso, Azam et al. (2019) e Krishnamoorthy et al. (2021) corroboram com a escolha de menores valores de pH, uma vez que possibilita a melhor formação de cristais de estruvita em detrimento de outros precipitados de fosfato formados a partir de valores mais elevados.

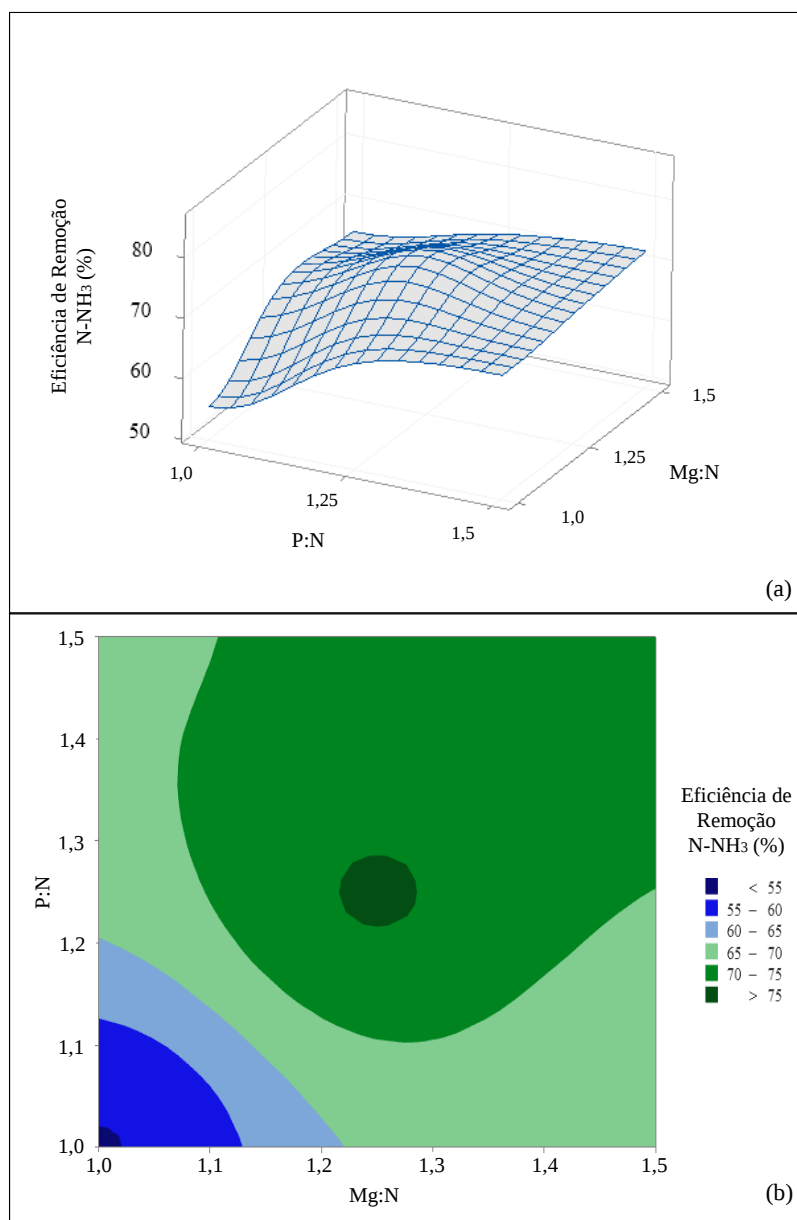


Figura 2: Análise multivariada: remoção de nitrogênio amoniacal em função de Mg:N e P:N. (a) Gráfico de superfície (b) Gráfico de contorno

Em relação à comparação da precipitação química de estruvita na condição otimizada utilizando reagente alternativo e sintético como fonte de sais de magnésio, observou-se que os ensaios realizados utilizando reagente sintético reportaram eficiência de remoção de 92,8% de N-NH_3 e pH final de 8,1, ao passo que reagente alternativo resultou em eficiência de 77,8% e pH de 9,3, sendo, segundo o teste U de *Mann-Whitney*, significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre si.

Dessa forma, percebe-se maior remoção de N-NH_3 (92,8%) nos ensaios realizados com reagente sintético. Contudo, o pH final nos ensaios utilizando reagente alternativo, de 9,3, foi maior. Essa característica pode se relacionar com a atuação da suspensão de Mg(OH)_2 no tamponamento do sistema e controle/aumento do pH (KRISHNAMOORTHY et al., 2021; PERERA; ENGLEHARDT; DVORAK, 2019). Ademais, a suplementação de magnésio através de MgCl_2 tende a ser mais eficiente ao se comparar com MgO e Mg(OH)_2 , pois possui alta solubilidade, curto tempo de dissolução, além de não ser corrosivo e tóxico (KRISHNAMOORTHY et al., 2021). Ressalta-se ainda que impurezas presentes na suspensão de Mg(OH)_2 podem ter influenciado na menor remoção de N-NH_3 (DOYLE; PARSONS, 2002).

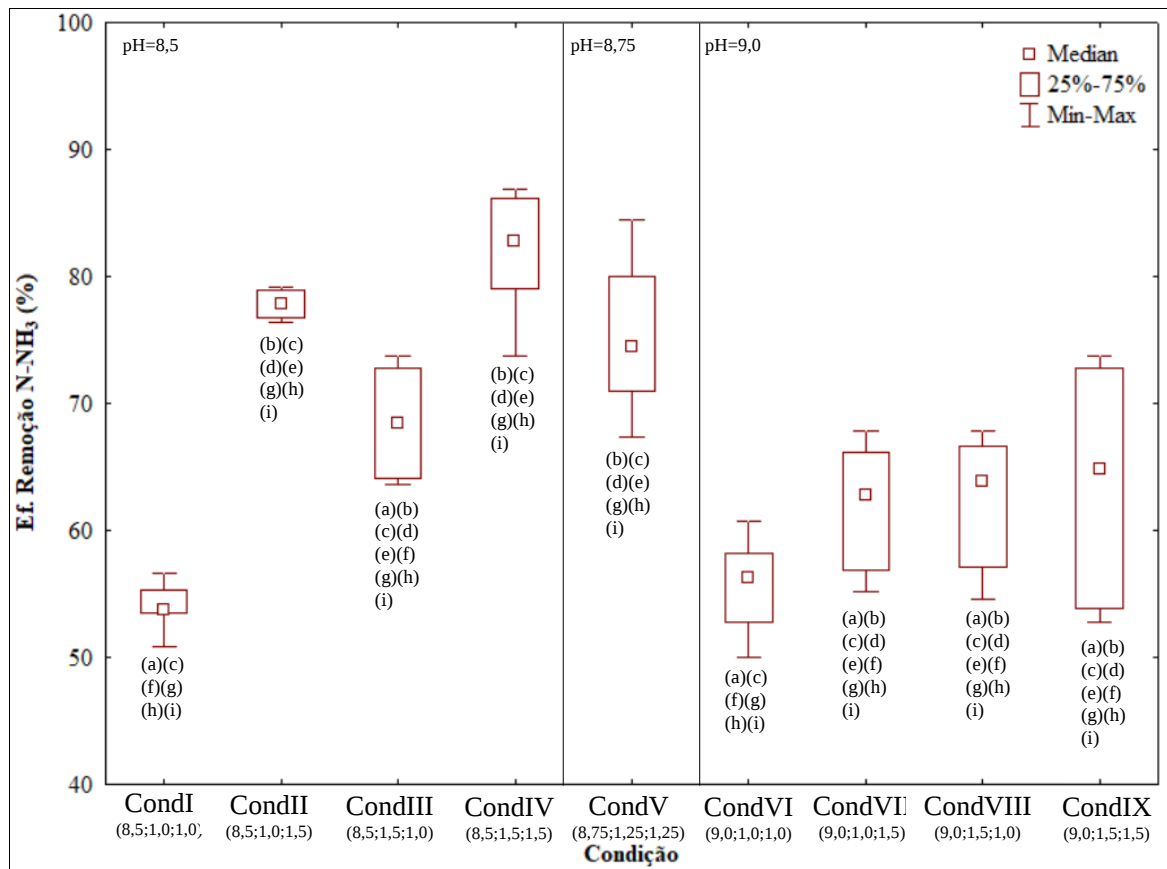


Figura 3: Dados reportados diante comparação múltipla, após Teste Kruskal-Wallis, referentes a remoção de N-NH₃ obtida a partir da precipitação química de estruvita em batelada. Índices iguais indicam ausência de diferença significativa a 95% de confiança.

Diversos estudos foram realizados visando remoção de nitrogênio em diferentes matrizes líquidas. Ma et al. (2018) obtiveram 71% de remoção de nitrogênio amoniacal adotando precipitação química de estruvita em efluente de suinocultura. Rodrigues et al. (2019), visando recuperar nutrientes de urina humana, evidenciaram remoção de 24% de N-NH₃. Luján-Facundo et al. (2017) encontraram em efluente de suinocultura remoção de nitrogênio amoniacal em aproximadamente 62%. Já Abel-Denee, Abbott e Eskicioglu (2018), operando em sistema semi-contínuo, evidenciaram remoção de N em 66,6%.

Assim, percebe-se que a literatura possui faixa de remoção de nitrogênio amoniacal superior a 60%. Portanto, evidencia-se conformidade do presente estudo com os resultados presentes na literatura, uma vez que os ensaios realizados reportaram remoção máxima de N-NH₃ de 80,6% (CondIV_(8,5;1,5;1,5)) e condição otimizada (CondII_(8,5;1,0;1,5)) com remoção de aproximadamente 78%. Dessa forma, estudos visando avaliar precipitação química de estruvita em etapas consecutivas, tal como operando em fluxo contínuo, configuram-se como estratégias visando atender a realidade de estações de tratamento de efluentes.

CONCLUSÃO

Portanto, pode-se inferir que a técnica investigada apresenta aplicabilidade da precipitação química de estruvita visando remoção de nitrogênio amoniacal de forma possibilitar tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em estações de tratamento de efluentes domésticos, destacando-se que:

- A precipitação química de estruvita em efluente misto atingiu remoção de nitrogênio amoniacal em até 80,6%;
- A condição otimizada foi obtida com pH=8,5, Mg:N=1,0 e P:N=1,5, resultando na remoção de N-NH₃ em aproximadamente 78%;

- A suspensão de $Mg(OH)_2$ utilizada como reagente alternativo e de baixo custo visando suplementação de sais de Mg, proporcionou aumento e controle de pH ao longo do processo de precipitação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABEL-DENEE M.; ABBOTT T; ESKICIOGLU C. *Using mass struvite precipitation to remove recalcitrant nutrients and micropollutants from anaerobic digestion dewatering centrate*. *Water Research*, v. 132, p. 292-300, 01 abr. 2018.
2. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. *NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro, 1992.
3. ALBUQUERQUE, E. M. Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
4. APHA/AWWA/WEF. *American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22ª ed. Washington, DC. 2012.
5. AZAM, H. M. et al. *Phosphorous in the environment: characteristics with distribution and effects, removal mechanisms, treatment technologies, and factors affecting recovery as minerals in natural and engineered systems*. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019.
6. BAETTKER, E. C. Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário e reator anaeróbio tipo UASB. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.
7. BIRCHAL, V. S. S.; ROCHA, S. D. F.; CIMINELLI, V.S.T. *The effect of magnesite calcination conditions on magnesite hydration*. *Minerals Engineering*, v. 13, n. 14-15, p. 1629-1633, 2000
8. BRENNAN, R. B. et al. *Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations*. *Journal of Environmental Management*, v. 188, p. 64–72, 2017.
9. CASTRO, S. R. Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes. 2014. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
10. CASTRO, S. R.; ARAÚJO, M. A. C.; LANGE, L. C. *Evaluation of the hydration process of an industrial magnesite compound to obtain struvite crystals: a technique for recovering nutrients*. *REM: R. Esc. Minas*, Ouro Preto, p. 77 - 84, 2015.
11. CHAN, M. T.; SELVAM, A.; WONG, J. W. C. *Reducing nitrogen loss and salinity during “struvite” food waste composting by zeolite amendment*. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 838–844, 2016.
12. DOYLE, J. D; PARSONS, S. A. Struvite formation, control and recovery. *Water Research*, v. 36, n. 16, p. 3925–3940, 2002.
13. FERRAZ, F. M. Estudo de tratabilidade dos lixiviados de aterros sanitários – ênfase no tratamento consorciado com esgoto sanitário em sistemas aeróbios. 2011. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.
14. GABARRÓ, J. et al. *Effect of temperature on AOB activity of a partial nitrification SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration*. *Bioresource Technology*, v. 126, p. 283–289, 2012.
15. GALVÃO, R. B. et al. Impacto da incorporação de lixiviado estabilizado pré-tratado de aterro sanitário ao tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB. *Revista DAE*, v. 223, n. 68, p. 38–51, 2020.
16. GUO, W. et al. *On site composting of food waste: A pilot scale case study in China*. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 132, n. September 2017, p. 130–138, 2018.
17. JEONG, Y. K.; HWANG, S. J. *Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting*. *Bioresource Technology*, v. 96, n. 1, p. 1–6, 2005.
18. JIANG, T. et al. *Effect of different struvite crystallization methods on gaseous emission and the comprehensive comparison during the composting*. *Bioresource Technology*, v. 217, p. 219–226, 2016.
19. KATAKI, S. et al. *Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential*. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 107, p. 142–156, 2016.
20. KRISHNAMOORTHY, N. et al. *Engineering principles and process designs for phosphorus recovery as struvite: A comprehensive review*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 5, 1 out. 2021.

21. LEITE, V. D. et al. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em lagoas de estabilização. *Revista DAE*, v. 65, n. 207, p. 77–93, 2017.
22. LUJÁN-FACUNDO, M. J. et al. *Alternatives for the management of pig slurry: Phosphorous recovery and biogas generation. Journal of Water Process Engineering*, v. 30, 1 ago. 2019.
23. MA, L. et al. *Ammonia and phosphorous precipitation through struvite crystallization from swine wastewater with high suspended solid. Desalination and Water Treatment*, v. 166, p. 258 – 266, 2018.
24. MIORIM, M. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio em reator UASB. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2018.
25. ONWOSI, C. O. et al. *Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. Journal of Environmental Management*, v. 190, p. 140–157, 2017.
26. PERERA, M. K.; ENGLEHARDT, J. D.; DVORAK, A. C. *Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review. Environmental Engineering Science Mary Ann Liebert Inc.*, , 1 maio 2019.
27. PONTES, A. C. F. Obtenção dos níveis de significância para os testes de Kruskal Wallis, Friedman e comparações múltiplas não-paramétricas. 2000. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.
28. RAHMAN, M. M. et al. *Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization - A review. Arabian Journal of Chemistry*, v. 7, n. 1, p. 139–155, 2014.
29. RODRIGUES, D. M. et al. *Recovery of phosphates as struvite from urine-diverting toilets: Optimization of pH, Mg:PO₄ ratio and contact time to improve precipitation yield and crystal morphology. Water Science and Technology*, v. 80, n. 7, p. 1276–1286, 1 out. 2019
30. SIEGEL, S. *Nonparametric Statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, INC.* New York, Toronto, London, 1956.
31. STATASOFT. *Statistica (data analysis software system)*, versão 8.0. 2007.
32. TANSEL, B.; LUNN, G.; MONJE, O. *Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: A review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. Chemosphere*, v. 194, p. 504–514, 2018.
33. TURETTA, L. Estudo da tratabilidade de efluente de reator anaeróbio e lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo de lodos ativados. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.
34. WANG, X. et al. *Nitrogen conservation and acidity control during food wastes composting through struvite formation. Bioresource Technology*, v. 147, p. 17–22, 2013.
35. YETILMEZSOY, K. et al. *Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: A study of financial and economic analysis. Journal of Cleaner Production*, v. 152, p. 88–102, 2017.