

## II-484 – PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA EM SOBRENADANTE DO DIGESTOR ANAERÓBIO DE LODO VISANDO A RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

**João Pedro da Silva Souza**<sup>(1)</sup>

Engenheiro Ambiental pela Universidade Católica de Brasília. Mestrando em Engenharia Ambiental pelo Programa de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PEA/UFRJ).

**Isaac Volschan Jr.**<sup>(2)</sup>

Engenheiro Civil e Sanitarista, M.Sc. em Engenharia Sanitária. D.Sc. em Engenharia de Produção. Professor Associado do Depto. de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica da UFRJ.

**Lídia Yokoyama**<sup>(3)</sup>

Engenheiro Química, M.Sc. em Engenharia Metalúrgica e D.Sc. em Química. Professor Associado do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química da UFRJ.

**Endereço**<sup>(1)</sup>: QnD 46, casa 29 - Taguatinga Norte - Brasília - DF - CEP: 72120-460 - Brasil - Tel: (61) 3354-0957 - e-mail: [joaopedrossouza@gmail.com](mailto:joaopedrossouza@gmail.com)

### RESUMO

O fósforo é um recurso natural muito importante. Para acompanhar o aumento na demanda por alimentos, a agricultura passou a ser dependente dos fertilizantes fosfatados, em sua maioria obtidos das reservas fosfáticas finitas. Seguindo a tendência de extração atual, as reservas fosfáticas podem se esgotar em cerca de 100 anos. Atualmente, o destino final do fósforo após alcançar os esgotos são, após o tratamento nas estações de tratamento, os corpos d'água. Em grandes concentrações, o fósforo juntamente com o nitrogênio pode causar a eutrofização. A precipitação de estruvita é um processo que possibilita a recuperação do fósforo presente nos esgotos. Com o avanço nos processos de tratamento de remoção de nutrientes dos esgotos, a concentração de nutrientes no lodo dos esgotos aumentou. Os processos que envolvem a digestão anaeróbia do lodo são os mais propícios para aplicação da precipitação de estruvita. Este trabalho avaliou a influência do pH, da relação molar  $[Mg^{2+}]:[PO_4^{3-}]:[NH_4^+]$  e da concentração de fósforo na precipitação de estruvita aplicada no sobrenadante do digestor anaeróbio de lodo enriquecido em nitrogênio e fósforo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Estruvita, sobrenadante, recuperação de fósforo.

### INTRODUÇÃO

O fósforo é um elemento essencial para a manutenção da vida, crucial na produção de alimentos e um fator que limita o crescimento em vários ecossistemas. Apesar do seu importante papel, o fósforo é um elemento da tabela periódica que não possui substitutos (SMIL, 2000; WEIKARD & SEYHAN, 2009).

Diferente do nitrogênio, que pode ser sintetizado na forma de amônia em laboratório ou fixado a partir do estoque ilimitado na atmosfera, o fósforo só pode ser extraído das reservas limitadas de rochas fosfáticas (SEYHAN et al., 2012; WEIKARD & SEYHAN, 2009).

A partir do século XVII e XVIII, a agricultura passou a ser fortemente dependente de fertilizantes para acompanhar a demanda por alimentos. As reservas minerais, principal fonte de fósforo para a produção de fertilizantes fosfatados, estão com a sua disponibilidade futura em risco. Alguns autores indicam que as reservas podem se exaurir em cerca de 100 anos (SMIL, 2000, CORDELL et al., 2009).

Quando comparada à dieta vegetariana, uma dieta à base de carne e laticínios requer maior quantidade de fósforo. A demanda por carnes e laticínios está aumentando em economias como a China e a Índia (CORDELL et al., 2009).

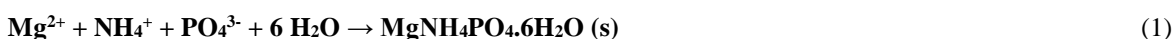
Em relação às reservas mundiais de rochas fosfáticas, mais de 70% encontram-se no Marrocos e Saara Ocidental (U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2016). A economia do fósforo sofre forte influência dos eventos que ocorrem nos países detentores das maiores reservas. Recentemente, a política de restrições nas exportações

praticada pela China e a política de aumento dos preços praticada pela estatal Marroquina provocaram o aumento nos preços das rochas fosfáticas (REIJNDERS, 2014).

Apesar de possuírem mais de um terço das reservas mundiais de fósforo, os fertilizantes custam cerca de 2 a 6 vezes mais para os agricultores africanos do que para os agricultores europeus (CORDELL et al., 2009).

A reforma sanitária e a reforma na saúde, desencadeadas pelo surgimento das aglomerações nos centros urbanos, conduziram a uma mudança na forma de disposição de resíduos sólidos e líquidos. Ao invés da disposição nos solos, os dejetos passaram a ser conduzidos, através das tubulações de esgotos, para corpos d'água distantes das cidades (ASHLEY et al., 2011; REIJNDERS, 2014). Esta nova forma de destinação dos resíduos trouxe duas questões importantes: perdas de nutrientes através dos esgotos e a disposição de altas cargas de nitrogênio e fósforo, que contribuem para os processos de eutrofização.

A estruvita é uma substância cristalina branca formada a partir da reação dos íons  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  e  $PO_4^{3-}$  em concentrações equimolares, conforme a equação 1 descrita abaixo. A precipitação de estruvita ocorre quando as concentrações do íons de magnésio, amônio e fosfato excedem o limite do produto de solubilidade da estruvita (OHLINGER et al., 1998; DOYLE & PARSONS, 2002; ALI, 2007).



Os principais fatores que afetam a formação de estruvita são o pH, grau de saturação do meio, gradiente de agitação, razão molar  $[Mg^{2+}]:[NH_4^+]:[PO_4^{3-}]$ , composição do efluente e a presença de substâncias indesejadas (OHLINGER et al., 1998; DOYLE & PARSONS, 2002; LE CORRE et al., 2005; ULUDAG-DEMIRER et al., 2005). A precipitação de estruvita pode ser favorecida se os principais fatores de sua formação forem controlados, sobretudo o pH e a razão molar.

As concentrações dos íons  $Mg^{2+}$  e  $NH_4^+$  diminuem com o aumento do pH. A fração do nitrogênio na forma  $NH_3$  aumenta com a elevação do pH, favorecendo a volatilização e diminuindo a concentração de nitrogênio na amostra (ULUDAG-DEMIRER & OTHMAN, 2009; VON MUNCH & BARR, 2001).

A solubilidade da estruvita diminui com o aumento do pH, atingindo o mínimo por volta de pH 9, que seria o pH de maior eficiência. Acima de pH 9, a solubilidade da estruvita volta a aumentar (DOYLE & PARSONS, 2002; OHLINGER et al., 1998; VON MUNCH & BARR, 2001).

A formação de estruvita ocorre naturalmente nos sistemas de tratamento de esgotos ricos em nutrientes, sendo conhecida por causar obstruções das tubulações e dos equipamentos (OHLINGER et al., 1998). As áreas das estações mais afetadas pelos depósitos de estruvita são aquelas onde há aumento de turbulência, como bombas, válvulas, aeradores e nas curvas (ALI, 2007; ALI & SCHNEIDER, 2006; MOHAJIT et al., 1989; STRATFUL et al., 2001).

No intuito de diminuir as descargas de nutrientes e obedecer aos padrões cada vez mais restritivos de lançamentos de esgotos tratados, as estações de tratamento de esgotos avançaram nos processos de remoção de nutrientes, o que resultou em lodos das estações com maiores concentrações de fósforo e nitrogênio.

A estabilização do lodo nas estações de tratamento de esgotos geralmente é realizada através da digestão anaeróbia. Neste processo onde a matéria orgânica é degradada, ocorre a liberação de  $CH_4$  e  $CO_2$ . As vantagens desse processo são a redução do volume de lodo a ser descartado e a possibilidade de aproveitamento do metano para fins energéticos (MARTI et al., 2008; PASTOR et al., 2008).

A digestão anaeróbia também promove a liberação de fosfato para a fase líquida. Desta forma, os processos que envolvem a digestão anaeróbia são os mais indicados para a aplicação da precipitação de estruvita.

Neste cenário, a estruvita surge como um processo tanto de mitigação da poluição hídrica, uma vez que diminui a descarga de nutrientes que contribuem para eutrofização dos corpos d'água, quanto para a reciclagem e seguridade das reservas fosfatadas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito dos principais fatores de influência na precipitação de estruvita. Para tanto, foram comparados os valores de remoção de fosfato sob diferentes valores de pH, concentração inicial de fosfato e de relação molar entre magnésio, fósforo e amônio em sobrenadante do digestor anaeróbio de lodo enriquecido em nitrogênio e fósforo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização do sobrenadante do digestor anaeróbio de lodo

O Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA), localizado na UFRJ, possui um conjunto de unidades de tratamento de esgotos instalados em escala piloto, dimensionadas, em sua maioria, com capacidade de tratamento de efluentes equivalentes a 500 habitantes. O esgoto sanitário proveniente da Cidade Universitária da UFRJ converge para a Estação Elevatória do Fundão, de onde é recalcado para a ETE Penha. Parte do esgoto à montante desta elevatória é transferido para o CESA a uma vazão de aproximadamente 10 L/s. Parte desta vazão afluí ao processo de lodos ativados, do qual o lodo secundário em excesso é removido e estabilizado em unidade de digestão anaeróbia, parte do aparato experimental do presente trabalho.

O CESA possui três digestores anaeróbios em escala piloto. Dois foram construídos em material acrílico em menor escala, os quais recebem o lodo dos sistemas secundários e outros substratos para codigestão com o lodo. O terceiro digestor foi construído em plástico reforçado de fibra de vidro e recebe o lodo do sistema de lodos ativados.

Amostra da linha sobrenadante do digestor anaeróbio de lodo proveniente do sistema de lodos ativados foi caracterizada quanto ao teor de sólidos, nitrogênio amoniacal e fosfato, como indica a Tabela 1 a seguir. (APHA, 1998).

**Tabela 1: Caracterização do sobrenadante do digestor anaeróbio de lodo. (Fonte: APHA (1998)).**

| Parâmetro                   | Concentração (mg/L) | Método: APHA (1998)      |
|-----------------------------|---------------------|--------------------------|
| pH                          | 7,70                | 4500 – H <sup>+</sup> B  |
| Nitrogênio amoniacal        | 5,40                | 4500 – NH <sub>3</sub> D |
| Fosfato                     | 6,43                | 4500 – P C               |
| Sólidos Totais              | 2.033,3             | 2540 – B, D, E           |
| Sólidos Totais Filtrados    | 1.593,3             |                          |
| Sólidos Totais Voláteis     | 440                 |                          |
| Sólidos Suspensos Totais    | 258                 |                          |
| Sólidos Suspensos Filtrados | 108                 |                          |
| Sólidos Suspensos Voláteis  | 150                 |                          |

### Ensaio de precipitação de estruvita

No intuito de avaliar o impacto das variáveis de influência, avaliou-se a precipitação de estruvita sob diferentes valores de pH, concentração inicial de fosfato e razão molar  $[Mg^{2+}]:[NH_4^+]:[PO_4^{3-}]$ , conforme apresentados na Tabela 2 abaixo.

**Tabela 2: Variáveis de influência e as condições aplicadas.**

| Variáveis de influência             | Valor mínimo | Valor máximo |
|-------------------------------------|--------------|--------------|
| pH                                  | 8            | 9            |
| Concentração inicial de $PO_4^{3-}$ | 50 mg/L      | 250 mg/L     |
| Razão molar $[Mg^{2+}]:[PO_4^{3-}]$ | 1:1          | 3:1          |
| Razão molar $[NH_4^+]:[PO_4^{3-}]$  | 1:1          | 5:1          |

Para aumentar as concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal e de fosfato e atingir os valores desejados, foram adicionados os reagentes cloreto de amônio ( $NH_4Cl$ ) e fosfato dissódico ( $Na_2HPO_4$ ) ao sobrenadante. As quantidades adicionadas foram de 0,1248g e 0,6675g de  $NH_4Cl$  para atingir as concentrações de 47 mg/L e 230mg/L de nitrogênio amoniacal, respectivamente. Para o  $Na_2HPO_4$ , adicionou-se 0,06577g e 0,3647g para atingir as concentrações de fosfato iguais a 50 mg/L e 250 mg/L.

Os ensaios de precipitação de estruvita foram desenvolvidos em teste de jarros com volumes de um (1) litro, no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA), na UFRJ. Após serem retiradas do refrigerador, as amostras eram distribuídas nos jarros e permaneciam em agitação de 50 rpm. As fontes de nitrogênio e de fósforo eram adicionadas aos jarros e coletava-se uma alíquota para caracterização inicial. Adicionava-se então o cloreto de magnésio hexahidratado ( $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ ), fonte de magnésio para a precipitação da estruvita, em uma das três quantidades requeridas para atender a razão molar  $[Mg^{2+}]:[PO_4^{3-}]$ , 0,1069g, 0,3208g ou 1,6055g. Por fim, corrigia-se o pH inicial utilizando soluções de NaOH (20%) e  $H_2SO_4$  (10%).

Uma vez atingido o pH requerido, aumentava-se a agitação para 300 rpm e permanecia em reação durante uma (1) hora. Após uma (1) hora de reação, a amostra permanecia mais uma (1) hora em repouso para a decantação dos sólidos formados. Depois do repouso, coletava-se uma alíquota na porção superior do líquido tratado. A eficiência de remoção de fosfato era determinada pela diferença entre a caracterização do sobrenadante antes e após a precipitação de estruvita.

## RESULTADOS

A Tabela 3 abaixo apresenta as informações dos ensaios de precipitação de estruvita, com os valores obtidos para a remoção de fosfato em função do pH inicial, da concentração inicial de fosfato e de nitrogênio amoniacal e da razão molar  $[Mg^{2+}]:[NH_4^+]:[PO_4^{3-}]$ .

Posteriormente, as Figuras 1, 2 e 3 ajudam a entender melhor a contribuição de cada uma das variáveis avaliadas.

**Tabela 3: Valores de remoção de fosfato (%) em função do pH inicial, concentração inicial de fosfato e razão molar  $[Mg^{2+}]:[NH_4^+]:[PO_4^{3-}]$**

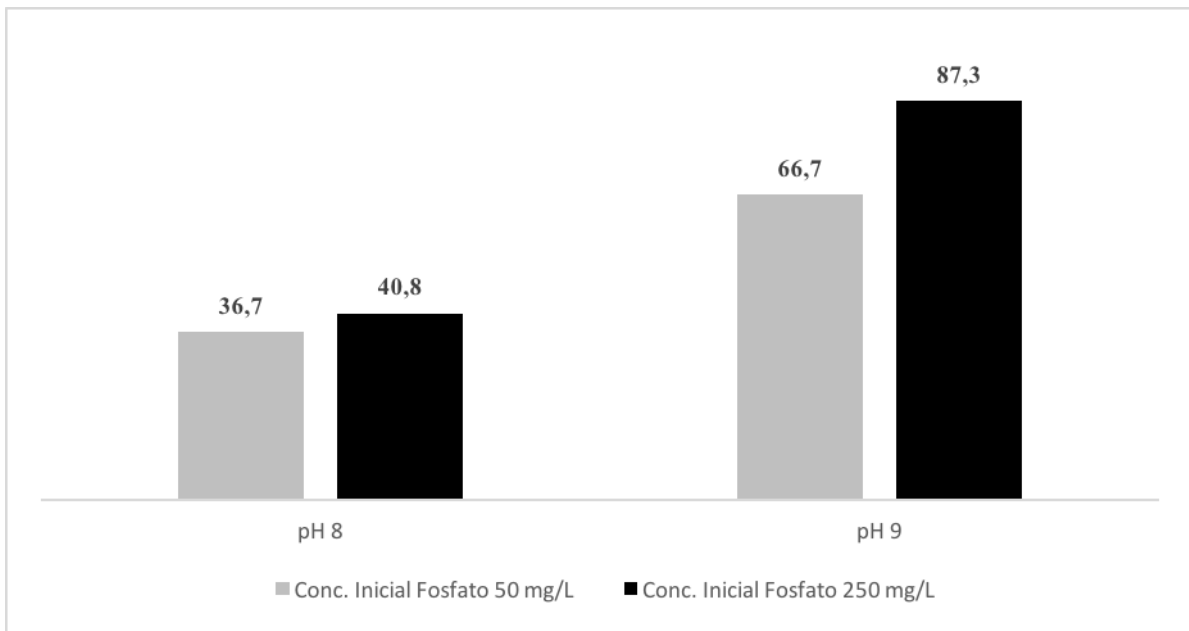
| pH | $NH_4^+$ inicial (mg/L) | $[NH_4^+]:[PO_4^{3-}]$ | $[Mg^{2+}]:[PO_4^{3-}]$ | $PO_4^{3-}$ inicial (mg/L) | $PO_4^{3-}$ final (mg/L) | Remoção de $PO_4^{3-}$ (%) |
|----|-------------------------|------------------------|-------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|
| 8  | 47,0                    | 5:1                    | 1:1                     | 50,0                       | 31,90                    | 36,7%                      |
|    | 47,0                    | 5:1                    | 3:1                     | 50,0                       | 53,95                    | -7,9%                      |
|    | 230,0                   | 5:1                    | 1:1                     | 250,0                      | 148,24                   | 40,8                       |
| 9  | 47,0                    | 5:1                    | 1:1                     | 50,0                       | 17,66                    | 66,7                       |
|    | 230,0                   | 5:1                    | 1:1                     | 250,0                      | 31,76                    | 87,3                       |
|    | 230,0                   | 5:1                    | 3:1                     | 250,0                      | 49,56                    | 80,2                       |
| 9  | 47,0                    | 1:1                    | 3:1                     | 250,0                      | 153,43                   | 38,7                       |

Na Figura 1, observa-se que o aumento do pH influenciou positivamente no aumento da remoção de fosfato independentemente da sua concentração inicial, demonstrando que o pH é um dos parâmetros de controle mais importantes para favorecer a precipitação de estruvita, conforme diversos autores na literatura (OHLINGER et al., 1998; DOYLE & PARSONS, 2002; ALI, 2007).

A solubilidade da estruvita diminui com o aumento do pH, atingindo o mínimo por volta de pH 9, o que favorece a precipitação da estruvita (OHLINGER et al., 1998; VON MUNCH & BARR, 2001; DOYLE; PARSONS, 2002). Este fato explica o aumento da remoção de fosfato com o aumento do pH. Além disso, o pH influencia na disponibilidade dos íons  $Mg^{2+}$ ,  $NH_4^+$  e  $PO_4^{3-}$  (ALI & SCHNEIDER, 2008).

À medida que o pH aumenta, a distribuição do nitrogênio amoniacal na forma  $NH_3$  livre aumenta em relação ao íon amônio  $NH_4^+$ , o que favorece a volatilização do nitrogênio amoniacal. Valores acima de pH acima de 9 podem aumentar a proporção de  $NH_3$  e conduzir a uma diminuição do nitrogênio no meio, o que pode afetar a formação de estruvita (VON SPERLING et al., 2009).

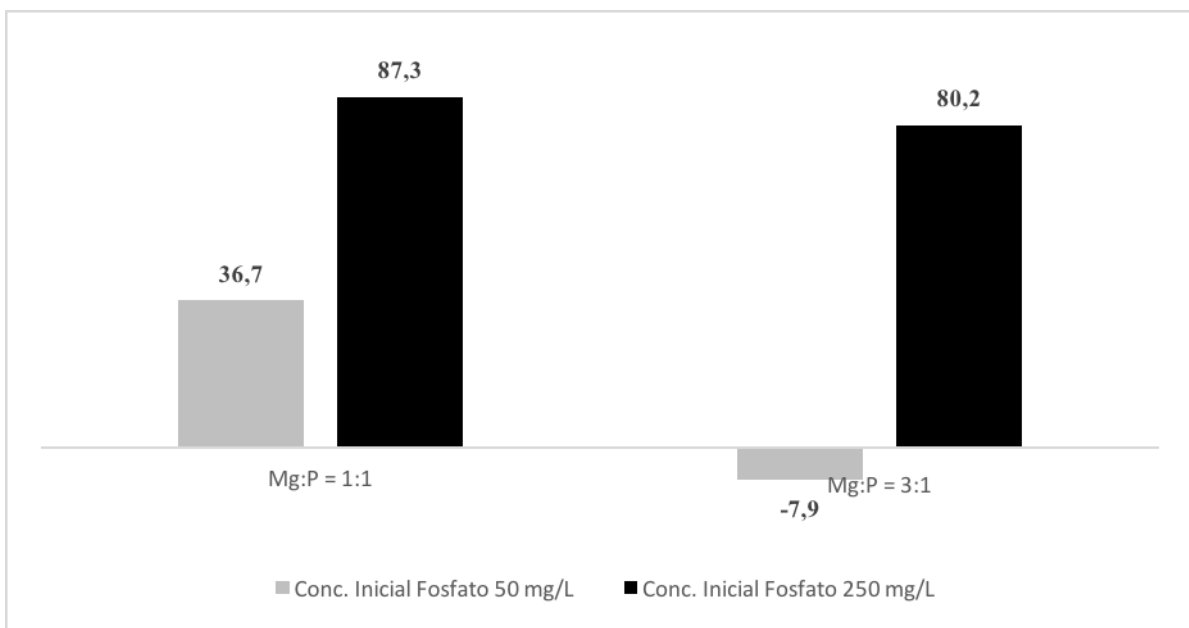
À medida que ocorre a formação de estruvita, íons  $H^+$  são liberados para o meio, o que resulta na diminuição do pH (STRATFUL et al., 2001). Neste caso, não houve manutenção do pH durante a reação. Caso o pH fosse monitorado e corrigido durante toda a reação, a remoção de fosfato poderia ter atingido valores maiores.



**Figura 1: Remoção de fosfato (%) em função do pH e da sua concentração inicial.**

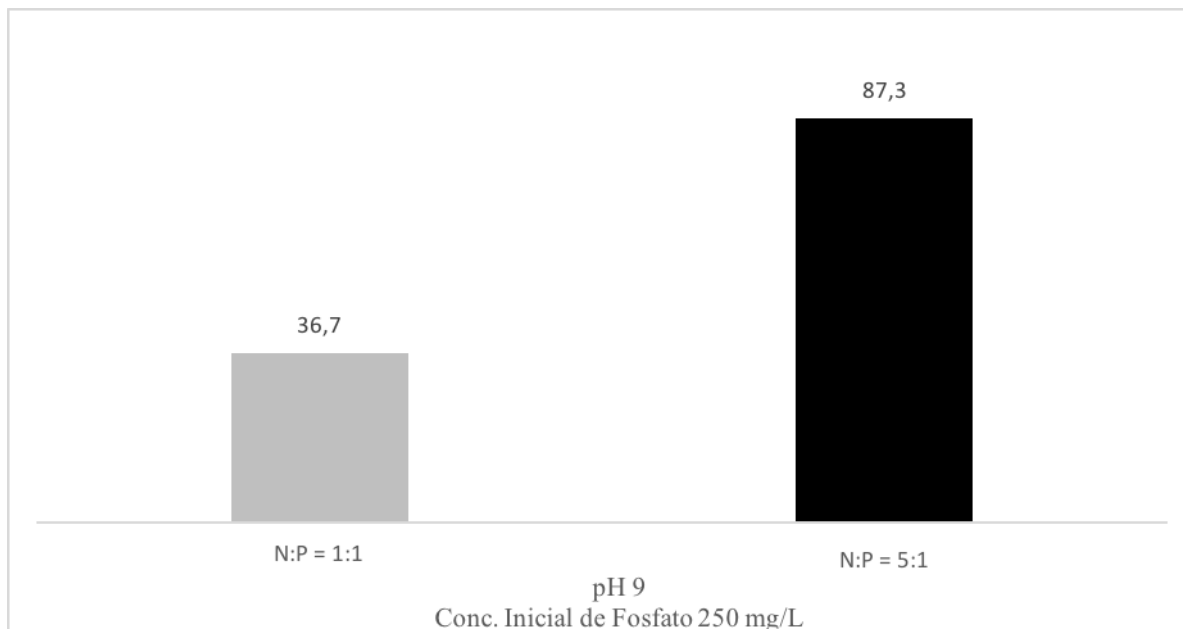
Na Figura 2, observa-se a influência do excesso de magnésio em relação ao fósforo na remoção de fosfato. É possível verificar que o magnésio não teve o efeito esperado. Alguns autores observaram que o aumento da razão molar Mg:P favorecia a remoção de fosfato (WANG et al., 2005; ZHANG et al., 2009). Na condição de excesso, o fosfato deixa de ser o elemento limitante, o que contribui para aumentar a sua remoção.

Ao invés de favorecer a remoção, o excesso de magnésio provocou a diminuição da remoção de fosfato em relação à condição equimolar de Mg:P. A hipótese é que o excesso de magnésio pode ter favorecido a liberação de fosfato presente na fração sólida do sobrenadante proveniente do digestor. Além disso, a diminuição da remoção de fosfato pode ter ocorrido em função da propriedade do  $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ , que diminui o pH do meio quando dissolvido em água.



**Figura 2: Remoção de fosfato (%) em função da razão molar Mg:P.**

Na Figura 3 é possível observar a contribuição do excesso de nitrogênio para a remoção de fosfato. Diversos autores constataram a influência positiva do amônio na precipitação de estruvita (CAPDEVIELLE et al., 2013; GUADIE et al., 2014). Quando o  $\text{NH}_4^+$  é o fator limitante, a volatilização na forma de  $\text{NH}_3$  pode ocasionar a diminuição da formação de estruvita. Além disso, o  $\text{NH}_4^+$  aumenta a capacidade tampão da solução (CAPDEVIELLE et al., 2013). O excesso de nitrogênio também favorece a formação de estruvita com maior pureza (STRATFUL; et al., 2001).



**Figura 3: Remoção de fosfato (%) em função da razão molar N:P.**

## CONCLUSÕES

A partir dos resultados, é possível concluir que o pH é um dos fatores mais importantes na precipitação de estruvita, sobretudo em valores maiores de concentração inicial. O aumento do pH pode propiciar a volatilização de nitrogênio amoniacal. O excesso de nitrogênio é importante para aumentar a formação de estruvita.

O aumento da razão N:P de 1 para 5 aumentou a remoção de fosfato em cerca de 41,5%. O aumento do pH de 8 para 9 aumentou a remoção de fosfato em 30% em concentrações iniciais de 50 mg/L de fosfato e aumentou em 46,5% quanto a concentração inicial foi de 250 mg/L.

O excesso de magnésio teve efeito contrário ao esperado, diminuindo a remoção de fosfato. A hipótese é que o excesso tenha provocado a liberação de fosfato presente na porção sólida. Além disso, a propriedade do  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , que diminui o pH do meio quando dissociado em água, pode ter contribuído para diminuição do pH, prejudicando a formação de estruvita.

A remoção máxima de fósforo foi de 87,3% na condição de pH 9, razão molar  $[\text{Mg}^{2+}]:[\text{NH}_4^+]:[\text{PO}_4^{3-}]$  igual a 1:5:1 e concentração inicial de fosfato de 250 mg/L. O monitoramento e correção do pH durante a reação de estruvita poderia ter aumentado a eficiência de remoção de fosfato, uma vez que o pH diminui conforme a reação de estruvita.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALI, M. I. Struvite Crystallization in Fed-Batch Pilot Scale and Description of Solution Chemistry of Struvite. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 85, n. 3, p. 344–356, 2007.
2. ALI, M. I.; SCHNEIDER, P. A. A fed-batch design approach of struvite system in controlled supersaturation. *Chemical Engineering Science*, v. 61, n. 12, p. 3951–3961, 2006.



3. ALI, M. I.; SCHNEIDER, P. A. An approach of estimating struvite growth kinetic incorporating thermodynamic and solution chemistry, kinetic and process description. *Chemical Engineering Science*, v. 63, n. 13, p. 3514–3525, 2008.
4. APHA. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. [s.l.] American Public Health Association, Washington, DC, 1998.
5. ASHLEY, K.; CORDELL, D.; MAVINIC, D. A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, v. 84, n. 6, p. 737–746, 2011.
6. CAPDEVIELLE, A. et al. Optimization of struvite precipitation in synthetic biologically treated swine wastewater-Determination of the optimal process parameters. *Journal of Hazardous Materials*, v. 244–245, p. 357–369, 2013.
7. CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, v. 19, n. 2, p. 292–305, 2009.
8. DOYLE, J. D.; PARSONS, S. A. Struvite formation, control and recovery. *Water Research*, v. 36, n. 16, p. 3925–3940, 2002.
9. GUADIE, A. et al. Enhanced struvite recovery from wastewater using a novel cone-inserted fluidized bed reactor. *Journal of Environmental Sciences (China)*, v. 26, n. 4, p. 765–774, 2014.
10. LE CORRE, K. S. et al. Impact of calcium on struvite crystal size, shape and purity. *Journal of Crystal Growth*, v. 283, n. 3–4, p. 514–522, 2005.
11. MARTI, N. et al. Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chemical Engineering Journal*, v. 141, n. 1–3, p. 67–74, 2008.
12. MOHAJIT et al. Struvite deposits in pipes and aerators. *Biological Wastes*, v. 30, n. 2, p. 133–147, 1989.
13. OHLINGER, K. N.; YOUNG, T. M.; SCHROEDER, E. D. Predicting struvite formation in digestion. *Water Research*, v. 32, n. 12, p. 3607–3614, 1998.
14. PASTOR, L. et al. Sewage sludge management for phosphorus recovery as struvite in EBPR wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 11, p. 4817–4824, 2008.
15. REIJNDERS, L. Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 93, p. 32–49, 2014.
16. SEYHAN, D.; WEIKARD, H. P.; VAN IERLAND, E. An economic model of long-term phosphorus extraction and recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 61, p. 103–108, 2012.
17. SMIL, V. Phosphorus in the Environment: Natural Flows and Human Interferences. *Annual Review of Energy & the Environment*, v. 25, p. 53–88, 2000.
18. STRATFUL, I.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Research*, v. 35, n. 17, p. 4191–4199, 2001.
19. U. S. GEOLOGICAL SURVEY. *Phosphate Rock. Mineral Commodity Summaries*, p. 124–125, 2016.
20. ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 12, p. 3667–3674, 2005.
21. ULUDAG-DEMIRER, S.; OTHMAN, M. Removal of ammonium and phosphate from the supernatant of anaerobically digested waste activated sludge by chemical precipitation. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 13, p. 3236–3244, 2009.
22. VON MUNCH, E.; BARR, K. Controlled struvite crystallization for removing phosphorus from anaerobic digester side stream. *Water Research*, v. 35, n. 1, p. 151–159, 2001.
23. VON SPERLING, M. et al. Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. In: Mota F. S. B.; Von Sperling, M. (Org). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26–51.
24. WANG, J. et al. Engineered struvite precipitation: Impacts of component-ion molar ratios and pH. *Journal of Environmental Engineering*, v. 131, n. 10, p. 1433–1440, 2005.
25. WEIKARD, H. P.; SEYHAN, D. Distribution of phosphorus resources between rich and poor countries: The effect of recycling. *Ecological Economics*, v. 68, n. 6, p. 1749–1755, 2009.
26. ZHANG, T.; DING, L.; REN, H. Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 166, n. 2–3, p. 911–915, 2009.