

II-466 - AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM SOBRENADANTE DE DIGESTOR ANAERÓBIO ATRAVÉS DO PROCESSO DE PRECIPITAÇÃO DE COMPOSTOS DE FOSFATO DE AMÔNIO E MAGNÉSIO EM ESCALA PILOTO

Diego Macedo Veneu

Engenheiro Ambiental pela Universidade Severino Sombra (USS). Mestre em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos (PUC-Rio). Doutor em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos (UFRJ). Professor do Centro Universitário Geraldo Di Biase (UGB).

Ruth Marcela Tafur Gomez

Engenheira Florestal pela Universidade Tolima (UT). Mestra em Engenharia Ambiental (UFRJ).

Magali Christe Cammarota

Engenheira Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestra em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos (UFRJ). Doutora em Bioquímica pelo Instituto de Química (UFRJ). Professora Titular do Departamento de Engenharia Bioquímica da Escola de Química (UFRJ).

Lidia Yokoyama

Engenheira Química pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestra em Engenharia Metalúrgica (PUC-Rio). Doutora em Química (PUC-Rio). Professora Associada II do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química (UFRJ).

Isaac Volschan Junior⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Santa Úrsula (USU). Mestre em Engenharia Sanitária (IHE). Doutor em Engenharia de Produção (UFRJ). Professor Titular do Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica (UFRJ).

Endereço⁽¹⁾: Av. Athos da Silveira Ramos, 149 - Bloco D - Cidade Universitária, Rio de Janeiro - RJ, CEP: 21941-909 - Brasil - Tel: (21) 2562-7982 - e-mail: volschan@poli.ufrj.br

RESUMO

O trabalho consiste na avaliação da recuperação de fósforo e nitrogênio proveniente de um sobrenadante de digestor anaeróbico através da formação e caracterização dos compostos de PAM em experimentos realizados em escala piloto. Na 1ª fase foi avaliado três fontes de Mg^{2+} ($MgCl_2$, $Mg(OH)_2$ e $MgSO_4$) no processo de remoção/recuperação de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{2-}$. As três fontes de Mg^{2+} obtiveram remoções na faixa de 85,6 a 95,5% para $P-PO_4^{2-}$ e de 14,3 a 31,5% para $N-NH_4^+$ em valores de pH de 10 e 11. O pH mostrou se relevante no processo de obtenção dos precipitados de PAM, obtendo os valores mais expressivos em pH 10. Na 2ª fase foi avaliado a adição de resíduo alimentar (RA) ao processo de digestão do lodo em relação a disponibilidade de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ no sobrenadante do digestor. Foram observadas variações na faixa de 9,5 a 20,3 mg/L para $P-PO_4^{2-}$ e de 61,6 a 142,2 mg/L para $N-NH_4^+$ durante os 45 dias de codigestão. Nos ensaios de remoção/recuperação $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ em diferentes tempos de digestão mostraram que as remoções mais expressivas foram obtidas com o tempo de codigestão de 30 dias, obtendo os valores de 84,2% para $P-PO_4^{3-}$ e de 23,5% para $N-NH_4^+$, a partir deste tempo, para ambos os elementos, as remoções diminuem a medida que o tempo de digestão foi incrementado. Na caracterização por meio de MEV/EDS foi possível observar precipitados amorfos bem irregulares com teores elevados dos elementos Ca, P, Fe, Al e Mg sugerindo a formação de compostos de PAM como os fosfatos de cálcio, ferro, magnésio e alumínio e eventualmente em pequena quantidade a estruvita.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção, Recuperação, Fósforo, Nitrogênio.

INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes (doméstico e industrial) contendo fósforo (P) no meio aquático sem o devido tratamento pode levar a eventos de poluição da água, uma vez que este elemento acelera em alguns sistemas aquáticos o processo de eutrofização (Hanhoun et al., 2011). Por outro lado, o fósforo é um elemento essencial na produção de fertilizantes, utilizados na nutrição dos vegetais que garantem atualmente a demanda crescente por alimentos no mundo (Heckenmüller et al., 2014). Segundo Anda (2018) o mercado de fertilizantes brasileiro até o mês de setembro de 2018 consumiu cerca de 25,9 milhões de toneladas, correspondendo a um

aumento percentual de aproximadamente 8% em relação ao mesmo período de 2017. Deste total consumido, cerca de 73% (18,9 milhões de toneladas) foram importados.

A principal fonte de fósforo é a rocha fosfática (PO_4^{3-}), um recurso não renovável sendo rapidamente esgotado como resultado da crescente exploração de PO_4^{3-} e consequentemente do seu processo de sedimentação através do seu ciclo biogeoquímico (Cordell et al., 2011). Estas fontes de rochas fosfatadas mais acessíveis e de alta pureza estão cada vez menores, sendo necessário a exploração de minerais com altos níveis de impurezas, baixo teor de P e baixa relação custo-benefício (Desmidt et al., 2015). Diante deste cenário, há uma necessidade urgente de fontes alternativas e renováveis de P, podendo esta ser suprida, em parte, pelo tratamento de efluentes contendo grande quantidade de P através do processo de cristalização/precipitação de compostos de fosfato de amônio e magnésio (PAM).

A composição dos efluentes varia de acordo com a fonte, o que pode afetar significativamente a recuperação do fósforo. No processo de tratamento de esgoto doméstico é gerado grande quantidade de lodo, boa parte deste lodo é conduzido para um tratamento que na maior parte dos casos é o de digestão anaeróbia, a qual gera uma quantidade de sobrenadante contendo altas concentrações de P e outros nutrientes como nitrogênio (N), potássio (K), cálcio (Ca), enxofre (S) e magnésio (Mg), tornando-se assim, uma fonte alternativa para recuperação de fósforo. De acordo com Peng et al. (2018), vários fatores como pH, razão molar de íons participantes, intensidade de mistura, tipo de reator e condições de semeadura influenciam a cristalização e formação de PAM.

O objetivo principal deste trabalho é avaliar a recuperação de fósforo e nitrogênio no sobrenadante do digestor anaeróbio através da formação e caracterização dos compostos de PAM em experimentos realizados em escala piloto.

MATERIAIS E MÉTODOS

Obtenção, Características do Sobrenadante e Reagentes Utilizados

O sobrenadante do digestor anaeróbio de lodo utilizado no presente estudo é proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA/UFRJ). A Figura 1 mostra um diagrama de blocos com as etapas de tratamento dos esgotos e de lodo do CESA.

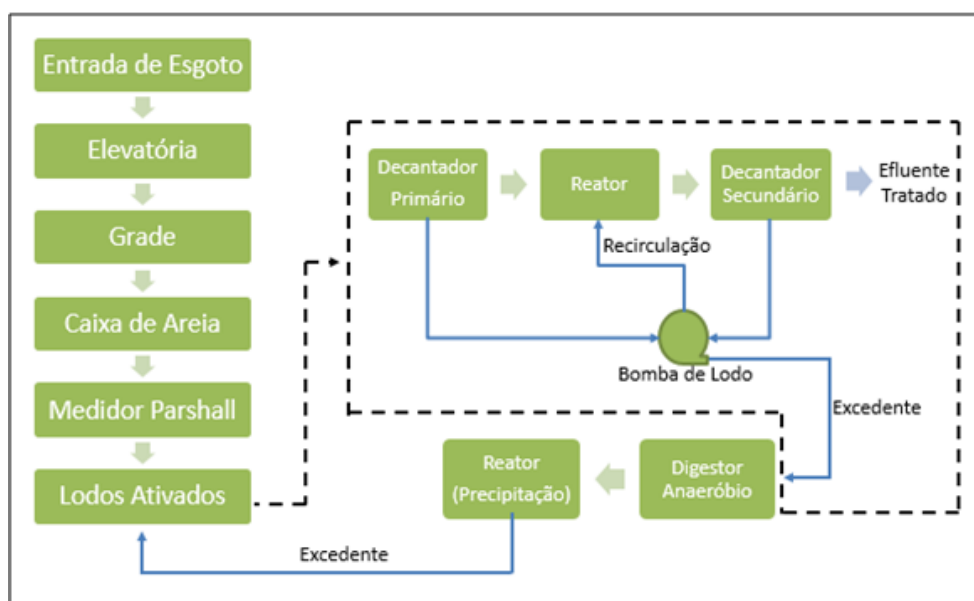


Figura 1. Diagrama de blocos das etapas de tratamento dos esgotos e de lodo do CESA

O lodo conduzido ao digestor anaeróbio é proveniente de uma mistura do lodo excedente da linha de recirculação do decantador secundário e do lodo do decantador primário. Com o intuito de elevar a

concentração e avaliar o comportamento dos nutrientes P e N no sobrenadante, foram realizados testes de digestão do mesmo lodo utilizando resíduos alimentares orgânicos que foram adquiridos pelo Restaurante Universitário da UFRJ.

A Tabela 1 mostra alguns parâmetros físico-químicos do sobrenadante gerado sem e com adição de Resíduo Alimentar (RA). No presente estudo foram utilizados três sais distintos como fonte de Mg^{2+} ($MgCl_2$, $Mg(OH)_2$ e $MgSO_4$). Para ajuste dos valores de pH, foram preparadas soluções estoques de NaOH (2 M) e H_2SO_4 (0,1 M).

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos do sobrenadante

Parâmetro	Sem Adição de RA	Com Adição de RA
pH	6,0 a 6,6	6,0 a 6,6
P- PO_4^{3-} (mg/L)	7,5 a 11,9	9,5 a 20,3
N- NH_4^+ (mg/L)	14,8 a 64,0	61,6 a 142,2

Ensaio de Precipitação para Obtenção dos Compostos de PAM

Amostras contendo 70L do sobrenadante do digestor anaeróbico de lodo foram conduzidas a um reator com 0,6m de diâmetro e 1,7m de altura, totalizando um volume útil de 0,48 m³ onde se realizou os ensaios de obtenção dos compostos de PAM. Todos os ensaios foram conduzidos sob agitação mecânica de 300 rpm, em valores de pH previamente determinados (9 a 11), durante o tempo de reação de 1 h. Após este tempo, a agitação era interrompida para sedimentação do precipitado formado.

Os ensaios foram divididos em duas fases, na 1ª fase o objetivo foi avaliar a remoção/recuperação de P- PO_4^{3-} e N- NH_4^+ para três fontes de Mg^{2+} na precipitação com relação molar de Mg:P de 1:1, exceto para o ensaio 6 (3:1) e em pH na faixa de 9 a 11 (Tabela 2).

Tabela 2. Condições dos ensaios da 1ª fase

Ensaio	Fonte de Mg^{2+}	Relação Molar Mg:P	pH
1	$MgCl_2$	1:1	10
2	$MgCl_2$	1:1	11
3	$MgSO_4$	1:1	9
4	$MgSO_4$	1:1	10
5	$MgSO_4$	1:1	11
6	$Mg(OH)_2$	3:1	10

Na 2ª fase, foi avaliada a concentração de P- PO_4^{3-} e N- NH_4^+ no sobrenadante durante o processo de digestão anaeróbia no período de 45 dias com adições pontuais ao longo do tempo (0, 30 e 39 dias) de resíduos alimentares (RA) com composições distintas (Tabela 3).

A cada retirada de sobrenadante do digestor, 2,4 kg de RA foram homogeneizados com auxílio de um liquidificador a 10 L de sobrenadante e posteriormente adicionados ao digestor, sendo o pH corrigido para o valor de aproximadamente 7 com a introdução de 30 g de $NaHCO_3$. A cada retirada de sobrenadante, foram realizados ensaios de precipitação no reator para obtenção dos compostos de PAM e avaliação posteriormente da remoção/recuperação de P- PO_4^{3-} e N- NH_4^+ (Tabela 3). Todos os ensaios foram conduzidos com a fonte $MgSO_4$, relação molar Mg:P de 1:1 e pH de 10.

Os valores dos parâmetros P- PO_4^{3-} e N- NH_4^+ apresentados no referido trabalho, tratam-se das médias aritméticas dos resultados obtidos nas análises realizadas em duplicata de acordo com os métodos analíticos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Tabela 3. Condições dos ensaios da 2ª fase

Ensaio	Tempo de Digestão (d)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Composição do Alimento
1	30	9,5	61,6	Arroz (30%)
				Feijão (30%)
				Frango (30%)
				Pepino (3%)
				Alface (3%)
				Chuchu (4%)
2	39	14,7	80,0	Arroz (30%)
				Feijão (30%)
				Frango (2%)
				Alface (4%)
				Tomate (4%)
				Quiabo (30%)
3	45	15,0	142,2	Arroz (10%)
				Feijão (20%)
				Alface (20%)
				Beterraba (30%)
				Pepino (20%)

MEV/EDS dos Precipitados Formados

As micrografias foram obtidas em um Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) *FEI Quanta 400*, equipado com Sistema de Energia Dispersa por Espectrometria de Raios X (EDS) *Bruker Xflash 4030* para avaliar a morfologia dos precipitados compostos de PAM. A aquisição e tratamento dos dados gerados pelo EDS foram feitos por meio do software *ESPRIT* versão 9.1 da *Brucker*. As amostras foram secadas em uma estufa durante 24h a uma temperatura de 60 °C e depositadas em fitas adesivas de carbono suportadas em discos metálicos onde finalmente sofreram recobrimento de uma película micrométrica de ouro a partir da evaporação em uma câmara metalizadora, possibilitando assim, a condução da corrente elétrica. As imagens das superfícies das amostras foram registradas em diversas magnitudes. A análise elementar por EDS foi realizada em regiões delimitadas sobre a superfície, a fim de minimizar quaisquer anomalias pontuais resultantes da heterogeneidade dos precipitados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efeito da Fonte de Mg²⁺ na Remoção de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ - 1ª Fase

A Figura 2 mostra a remoção de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ para diferentes fontes de Mg²⁺, relações molares e pH. Com relação a fonte de magnésio, pode-se observar que os ensaios conduzidos com MgCl₂ (1 e 2) foram observados os valores mais expressivos de remoção/recuperação de fósforo, correspondendo a valores acima de 92%, seguido pelo ensaio conduzido com Mg(OH)₂ (> 90%) e por último os ensaios 4 e 5 conduzidos com MgSO₄ obtendo valores de remoção na faixa de 85 a 88%.

Uludag-Demirer et al. (2005) utilizaram como fonte de Mg²⁺, hidróxido de magnésio (Mg(OH)₂) e cloreto de magnésio (MgCl₂), obtendo uma remoção > 95% utilizando MgCl₂ e < 80% para para Mg(OH)₂. Com relação a remoção de nitrogênio, a fonte de magnésio parece exercer papel secundário, uma vez que os valores mais elevados de remoção podem ser observados nos ensaios 1 e 4, correspondendo as fontes de MgCl₂ e MgSO₄, respectivamente. No presente estudo, parece que a solubilidade dos sais interferem diretamente nestes valores de remoção/recuperação dos nutrientes, principalmente o fósforo, possivelmente pela formação de precipitados de fosfatos de magnésio.

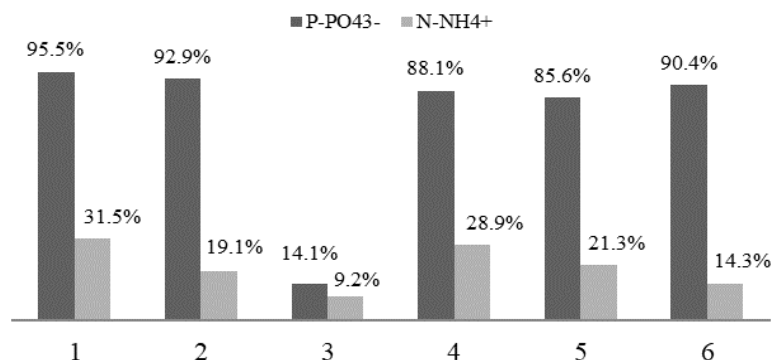


Figura 2. Remoção de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ para diferentes fontes de Mg²⁺, relações molares e pH (1 e 2 – MgCl₂ ; 3, 4 e 5 – MgSO₄ ; 6 – Mg(OH)₂)

Avaliando o pH a qual foram conduzidos os ensaios com as diferentes fontes (Tabela 2), pode-se observar que em pH 10 foram obtidos os valores mais expressivos de remoção de fósforo e nitrogênio, independente da fonte de magnésio (ensaios 1, 4 e 6). Diferentes autores descrevem que a faixa de pH ideal para precipitação de estruvita encontra-se entre 8 a 11, uma vez nesta faixa de pH encontram-se disponíveis as principais espécies envolvidas na reação de precipitação (HPO₄²⁻, Mg²⁺ e NH₄⁺) que necessita também de uma supersaturação destes mesmos íons em solução (Bouropoulos e Koutsoukos, 2000; Ali e Scheneider, 2006; Oliveira et al., 2018).

Liu et al. (2018) observaram que uma maior relação Mg:P (2:1) proporcionou uma maior remoção de fósforo em comparação a relação de 1:1 em um sobrenadante de digestor anaeróbio. No presente estudo, com uma relação molar de 3:1 (Mg:P) conduzida no ensaio 6 (Mg(OH)₂) não houve aumento nos valores de remoção de fósforo e nitrogênio em comparação aos demais ensaios conduzidos com relação molar de 1:1. Este comportamento corrobora com a relação molar de formação da estruvita de 1:1:1 (Mg:NH₄:PO₄), apesar de alguns estudos relatarem que relações molares de Mg:P de 1,5 a 2,0 serem mais favoráveis na remoção dos nutrientes P e N (Xavier, 2012; Li et al., 2018).

Avaliação do Tempo de Digestão e Composição do Alimento na Disponibilidade e Remoção de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ - 2ª Fase

Na Figura 3 pode-se observar as variações das concentrações de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ no sobrenadante com a introdução de resíduo alimentar (RA) ao longo do tempo de digestão do lodo no digestor anaeróbio. No tempo 0 dias foi introduzido a primeira massa de RA, que promoveu uma elevação na concentração de fósforo e nitrogênio após 15 dias, passando de 13,4 para 20,3 mg/L de P-PO₄³⁻ e de 88,4 para 92,11 mg/L de N-NH₄⁺. Após este tempo de digestão, as concentrações de ambos os nutrientes reduziram significativamente no tempo de 30 dias, correspondendo aos valores de 9,5 mg/L para P-PO₄³⁻ e 61,6 mg/L para N-NH₄⁺. No tempo de 30 dias foi introduzido mais RA, causando uma elevação das concentrações de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ verificadas no tempo de 39 dias, obtendo os valores de 14,7 e 80,0 mg/L, respectivamente. Uma nova introdução de RA foi realizada no tempo de 39 dias, obtendo o mesmo comportamento observado anteriormente, elevando os valores de P-PO₄³⁻ para 15 mg/L e de N-NH₄⁺ para 142,2 mg/L no tempo de 45 dias.

De forma geral pode-se perceber que a concentração de N-NH₄⁺ disponível na fase líquida teve uma resposta mais lenta em relação ao P-PO₄³⁻, possivelmente por conta da etapa de conversão de parte do N-ORG proveniente do lodo + RA em N-INORG uma vez que a cinética de mineralização do N-ORG é muito variável em função da temperatura, umidade e atividade microbiana do sistema (Andreoli et al., 2001). O salto inicial na concentração de P-PO₄³⁻ pode estar associado a própria condição do sistema (anaeróbia), onde os organismos acumuladores de polifosfatos (PAOs) existentes no lodo e nas substâncias poliméricas extracelulares (EPS) convertem o polifosfato (poli-P) para a forma de ortofosfato (Acevedo et al., 2015).

Zeng et al. (2018) em seus estudos de monitoramento das concentrações de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ em uma mistura de sobrenadante de digestor anaeróbio e urina observou um decréscimo na concentração de P-PO₄³⁻ atribuindo este fenômeno a uma “precipitação espontânea” de polifosfatos de cálcio e magnésio. No presente estudo, este fenômeno pode estar ocorrendo, uma vez que foi observado uma elevada concentração de Ca²⁺ no sobrenadante.

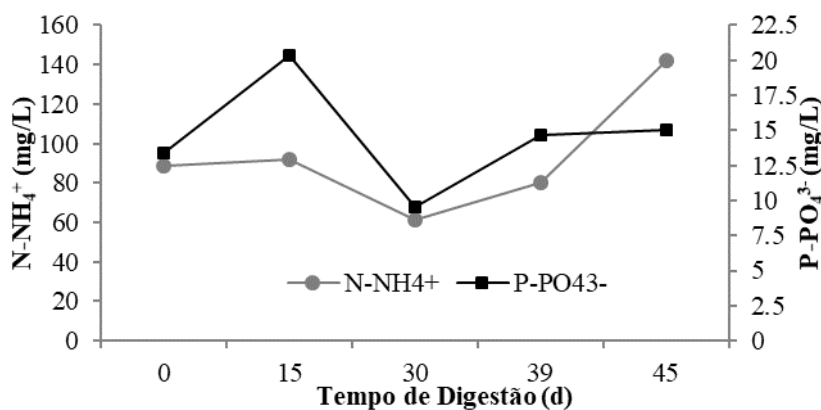


Figura 3. Concentração de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ em diferentes tempos de digestão e composição do alimento (Adição de Alimentos nos tempos 0, 30 e 39 dias)

A Figura 4 mostra a remoção de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ nos sobrenadantes gerados no digestor anaeróbio de lodo nos tempos de digestão de 30, 39 e 45 dias com introdução de resíduo alimentar (RA), utilizando como fonte o MgSO₄, relação Mg:P de 1:1 e pH 10. Pode-se observar que a medida que o tempo de digestão aumenta, os valores de remoção de fósforo diminuem gradualmente de 84% (30 dias) para 74% (39 dias) e depois para 64% (45 dias). No caso do nitrogênio, esta diminuição é mais acentuada, passando de 23% (30 dias) para uma remoção de 3,7 (39 dias) e finalmente uma remoção insignificante de 0,7% (45 dias).

O fenômeno de formação de bicarbonato de amônio (NH₄HCO₃) através da degradação do N-ORG (proteínas e aminoácidos) para manutenção do pH no digestor pode estar inibindo a remoção pelo processo de precipitação na forma de estruvita, consequentemente, a remoção de P-PO₄³⁻ também seguiu uma tendência de queda, porém, não tão expressivas quanto a de N-NH₄⁺, sugerindo que esteja ocorrendo um processo de precipitação concorrente ao da estruvita, como a formação de fosfatos de cálcio e magnésio.

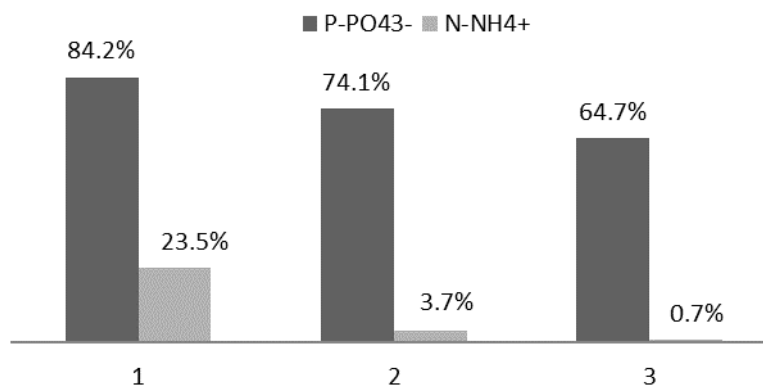


Figura 4. Remoção de P-PO₄³⁻ e N-NH₄⁺ em diferentes tempos de digestão (1 – 30 dias ; 2 – 39 dias ; 3 – 45 dias)

MEV/EDS dos Precipitados Formados

Na Figura 5 pode-se observar algumas partículas de compostos de PAM, assim como o espectro de EDS e o percentual dos elementos detectados na superfície da partícula. De acordo com Yan e Shih (2016) elementos como Fe, Ca e Al, todos encontrados no precipitado formado influenciaram na morfologia da estruvita impedindo o crescimento de alguns planos do cristal, resultando em precipitados de formas irregulares, suprimido o crescimento dos cristais na direção longitudinal, gerando superfícies ásperas com rachaduras, provavelmente devido aos íons interferentes incorporados e/ou adsorvidos. Neste estudo, sugere-se um comportamento semelhante na formação dos compostos de PAM. Chama-se a atenção para a ampliação de parte da micrografia que mostra algumas partículas com formatos de agulhas e esféricas que em geral mostram o efeito adverso dos elementos cálcio e ferro na formação de estruvita e possivelmente na formação de fosfatos de ferro e cálcio.

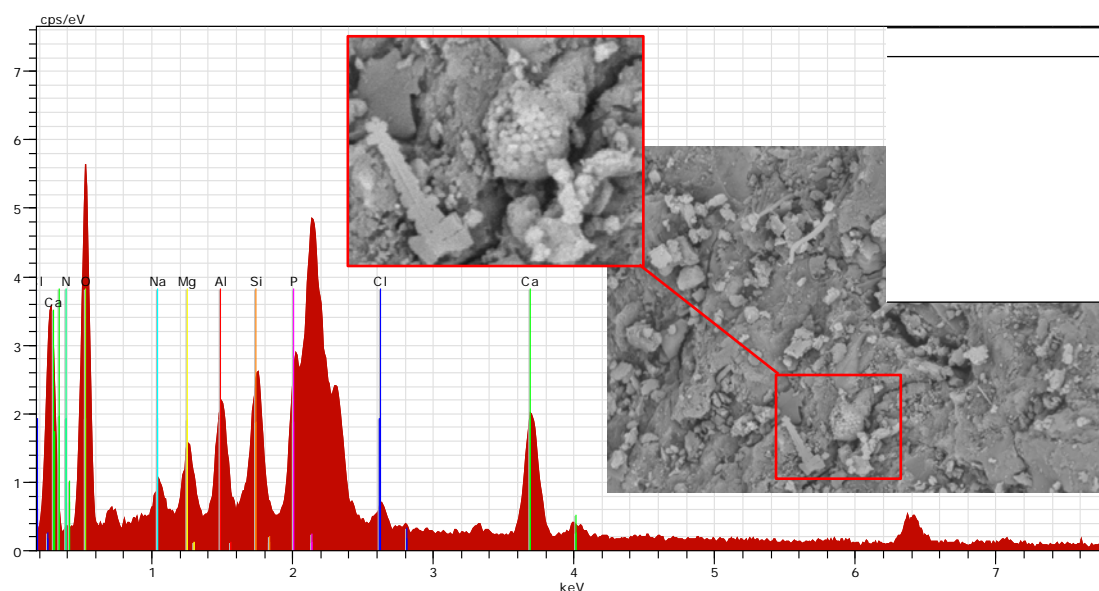


Figura 5. Micrografias obtidas por MEV e espectro de energia dispersiva de raio-X com os percentuais dos elementos de partículas do precipitado (MgSO_4 ; relação molar 1:1 (Mg:P) ; pH 10 – 1ª Fase)

Como pode ser observado na Figura 5, diferentes íons como Ca, Fe e Al que acabam contribuindo negativamente para formação de estruvita foram encontrados nos precipitados. Diante desta constatação, sugere-se que a elevada concentração destes íons esteja associada a codigestão realizada com os RA (feijão, arroz, alface, pepino, quiabo e beterraba), uma vez que os mesmos contêm tais elementos na sua composição (Mesquita et al., 2007; Walter et al., 2008; Fernandes et al., 2002; Cañizares et al., 2005; Prado et al., 2011).

CONCLUSÕES

Mediante os resultados obtidos, conclui-se que a fonte de Mg^{2+} não se mostrou tão relevante nas remoções/recuperações de P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ optando assim, pelo MgSO_4 para a condução dos ensaios da 2ª fase devido ao seu menor custo frente aos demais sais. O pH mostrou-se relevante no processo de obtenção dos precipitados contendo fósforo e nitrogênio, obtendo os valores mais expressivos em pH 10. A adição de resíduo alimentar no processo de digestão do lodo não promoveu ganhos expressivos de P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ no sobrenadante do digestor. Os ensaios de remoção dos nutrientes (P e N) em diferentes tempos de digestão mostraram que as remoções para ambos os elementos diminuíam à medida que o tempo de digestão foi aumentando. Na caracterização por meio de MEV/EDS foi possível observar precipitados amorfos bem irregulares com teores elevados dos elementos Ca, P, Fe, Al e Mg sugerindo a formação de compostos de PAM como os fosfatos de cálcio, ferro, magnésio e alumínio e eventualmente em pequena quantidade de estruvita.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ACEVEDO, B.; CAMIÑA, C.; CORONA, J.E.; BORRÁS, L.; BARAT, R. The metabolic versatility of PAOs as an opportunity to obtain a highly P-enriched stream for further P-recovery. *Chemical Engineering Journal*, v. 270, p. 459–467, 2015.
2. ALI, M. I.; SCHNEIDER, P. A. A fed-batch design approach of struvite system in controlled supersaturation. *Chemical Engineering Science*, v. 61, p. 3951–3961, 2006.
3. ANDA – Associação para Difusão de Adubos. Principais Indicadores do Setor de Fertilizantes, p. 1, 2018. Disponível em: <http://www.anda.org.br> Acesso em 30/10/2018.
4. ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de Esgotos: Tratamento e Disposição Final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG), 484 p., 2001.
5. BOUROPOULOS, N. C.; KOUTSOUKOS, P. G. Spontaneous precipitation of struvite from aqueous solutions. *Journal of Crystal Growth*, v. 213, p. 381–388, 2000.

6. CAÑIZARES, K. A. L.; RODRIGUES, J. D.; GOTO, R.; VILAS BÔAS, R. L. Influência da irrigação com água enriquecida com dióxido de carbono e da enxertia sobre o estado nutricional de plantas de pepino. *Horticultura Brasileira*, v. 23, p. 9–14, 2005.
7. CORDELL, D., ROSEMARIN, A., SCHRODER, J.J., SMIT, A.L. Towards global phosphorus security: a systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, v. 84, p. 747-758, 2011.
8. DESMIDT, E., GHYSELBRECHT, K., ZHANG, Y., PINOY, L., BRUGGEN, B.V.D., VERSTRAETE, W., RABAEY, K., MEESCHAERT, B. Global phosphorus scarcity and full-scale Preccovery techniques: a review. *Critical Reviews Environmental Science and Technology*, v. 45, p. 336-384, 2015.
9. FERNANDES, A. A.; MARTINEZ, H. E. P.; OLIVEIRA, L. R. DE. Produtividade, qualidade dos frutos e estado nutricional de plantas de pepino, cultivadas em hidroponia, em função das fontes de nutrientes. *Horticultura Brasileira*, v. 20, n. 4, p. 571–575, 2002.
10. HANHOUN, M., MONTASTRUC, L., AZZARO-PANTEL, C., BISCANS, B., FRECHE, M., PIBOULEAU, L., Temperature impact assessment on struvite solubility product: a thermodynamic modeling approach. *Chemical Engineering Journal*, v. 167, p. 50-58, 2011.
11. HECKENMÜLLER, M., NARITA, D., KLEPPER, G. Global Availability of Phosphorus and its Implications for Global Food Supply: an Economic Overview. *Kiel Working Papers*, 2014.
12. LIU, X.; WEN, G.; HU, Z.; WANG, J. Coupling effects of pH and Mg/P ratio on P recovery from anaerobic digester supernatant by struvite formation. *Journal of Cleaner Production*, v. 198, p. 633-641, 2018.
13. MESQUITA, F. R.; CORRÊA, A. D.; ABREU, C. M. P. DE; LIMA, R. A. Z.; ABREU, A. DE F. B. Linhagens de feijão (*phaseolus vulgaris* L.): composição química e digestibilidade protéica. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 31, n. 4, p. 1114–1121, 2007.
14. OLIVEIRA, V.; LABRINCHA, J.; DIAS-FERREIRA, C. Journal of Environmental Chemical Engineering Extraction of phosphorus and struvite production from the anaerobically digested organic fraction of municipal solid waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 2, p. 2837–2845, 2018.
15. PENG, L.; DAI, H.; WU, Y.; PENG, Y.; LU, X. A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes, *Chemosphere*, v.197, p. 768-781, 2018.
16. PRADO, R.M.; SANTOS, V. H. G.; GONDIM, A.RO.; ALVES, A.U.; FILHO, A.B.C.; CORREIA, M.A.R. Growth and nutrient absorption by Ralisa tomato cultivar grown in hydroponic system. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 32, n. 1, p. 526–535, 2011.
17. ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation. *Process Biochemistry*, v. 40, p. 3667–3674, 2005.
18. WALTER, M.; MARCHEZAN, E.; DE AVILA, L. A. Arroz: composição e características nutricionais. *Ciência Rural*, v. 3838, n. 44, p. 1184–1192, 2008.
19. XAVIER, L.D. Recuperação de Fósforo a Partir da Precipitação de Estruvita na Linha Sobrenadante do Digestor Anaeróbico de Lodo. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Escola de Química e Escola Politécnica da UFRJ, 135 p., 2012.
20. YAN, H.; SHIH, K. Effects of calcium and ferric ions on struvite precipitation: A new assessment based on quantitative X-ray diffraction analysis, *Water Research*, v. 95, p. 310-318, 2016.
21. ZENG, F.; ZHAO, Q.; JINC, W.; LIUC, Y.; WANG, K.; LEE, D.J. Struvite precipitation from anaerobic sludge supernatant and mixed fresh/stale human urine. *Chemical Engineering Journal*, v. 344, p. 254–261, 2018.