

Eixo Temático ET-07-006 - Tratamento de Efluentes Sanitários e Industriais

MODELAGEM DO COMPORTAMENTO DE FÓSFORO EM REATOR DE ALGAS IMOBILIZADAS TRATANDO ESGOTO SECUNDÁRIO

Dayane de Andrade Lima, Jéssyca de Freitas Lima, Maria Rosângela da Silva, José Gilmar da Silva do Nascimento

Universidade Federal do Ceará, Brasil. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. *Campus* do Pici, Bloco 713. Pici. Fortaleza-CE (CEP 60455-900).

RESUMO

A necessidade de preservar os recursos hídricos impulsionou o desenvolvimento de diversos processos de tratamento para minimizar os efeitos adversos ocasionados com o lançamento de esgoto no meio ambiente. O objetivo desse trabalho foi estabelecer uma equação que possibilite descrever o comportamento da concentração de fósforo em um reator com algas imobilizadas. Nesse contexto foi instalado um Reator Anaeróbio Híbrido (RAH), constituído de um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) seguido de filtro anaeróbio (FA) alimentado por esgoto doméstico, onde efluente desse reator era conduzido a um Reator de Algas Imobilizadas (RAI) para fins de pós-tratamento. Foram calculados os K de cada dado de entrada e saída das análises individualmente. O coeficiente K ajustado a partir de dados coletados da concentração inicial de fósforo e do tempo de residência apresentou valor de $0,2594 \text{ d}^{-1}$. A equação que melhor se adequa na modelagem do comportamento do fósforo em reator com algas imobilizadas foi a Como esperado os coeficientes de reação do fósforo apresentaram perfis diferentes em função das condições de modelagem originais.

Palavras-chave: Esgoto secundário; Remoção de nutrientes; Algas imobilizadas.

INTRODUÇÃO

O lançamento indiscriminado de esgoto *in natura* em corpos hídricos causam diversos impactos ao meio ambiente. Sendo necessário o tratamento desses para reduzir os impactos ocasionados. As tecnologias anaeróbias apresentam diversas vantagens, como economia no processo, simplicidade operacional, baixa produção de lodo excedente e lodo estabilizado, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes (CHERNICHARO, 2007).

O tratamento anaeróbio de esgoto doméstico remove parcialmente os poluentes como material carbonáceo e sólidos em suspensão gerando efluente que ainda apresentam constituintes indesejáveis e não atende as exigências da legislação ambiental vigente, portanto, a utilização de sistemas de pós-tratamento é ideal para uma remoção satisfatória. A combinação de processo anaeróbio/aeróbio de tratamento de águas residuárias domésticas promove a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

O uso de lagoas de polimento é uma alternativa muito empregada no pós-tratamento de efluentes digeridos por processos anaeróbios, pois as algas exercem um importante papel no tratamento, aumentam a concentração de oxigênio dissolvido

através da fotossíntese, que é necessário ao metabolismo das bactérias aeróbias e consomem o dióxido de carbono produzido pela oxidação bacteriana da matéria orgânica, elevando o pH do meio e possibilitando a remoção de nutrientes das águas através de seu metabolismo consorciado ao crescimento celular. A técnica de imobilização de algas consiste em aprisionar os microrganismos em material suporte com a finalidade de obter melhor desempenho (MALLICK, 2002).

Grande parte da poluição hídrica provém de despejos líquidos urbanos (esgoto doméstico), dispostos de forma inadequada ou sem o tratamento necessário. Esses despejos merecem atenção especial, pois apresentam elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo e microrganismos patogênicos. Esses compostos, quando dispostos no ambiente aquático em concentrações elevadas, provocam a sua degradação e podem acarretar um processo denominado de eutrofização, que se caracteriza pela degradação gradual da água.

Nos esgotos sanitários, os macros nutrientes nitrogênio e fósforo estão presentes em suas diversas formas, o fósforo aparece sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo o ortofosfato a forma mais disponível para o metabolismo biológico (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003; VON SPERLING, 2002). Para Van Haandel e Lettinga (1994), os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são:

- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final;
- Precipitação de fosfatos em condições de elevado pH;

A remoção de fósforo mais significativa pode ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, conforme Mara (1996), a precipitação de fósforo iniciasse com pH 8,2, e para cada uma unidade do pH acima deste valor, a concentração de fósforo decresce.

A modelagem possibilita analisar o comportamento do fósforo durante um grande período de tempo plotando o perfil do comportamento.

OBJETIVO

Geral

Estabelecer uma equação que possibilite descrever o comportamento da concentração de fósforo em um Reator com Algas Imobilizadas.

Específicos

- Ajustar o coeficiente K a partir de dados coletados em reator com regime batelada.
- Definir uma equação que modele o comportamento do fósforo.
- Comparar modelos numéricos com analíticos.
- Analisar coeficientes de reação do fósforo determinados sob diferentes condições.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema experimental foi constituído por duas unidades de tratamento: a primeira era um Reator Anaeróbio Híbrido – RAH, formado por um reator UASB

(reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) acoplado ao Filtro Anaeróbio - FAN. A segunda unidade consistiu de um Reator com Algas Imobilizadas – RAI, com a finalidade de fazer o polimento do efluente do RAH. Ambos os reatores foram construídos em escala de laboratório. O reator anaeróbio híbrido foi alimentado com esgoto sanitário, o RAI foi alimentado com o efluente do RAH.

Reator Anaeróbio Híbrido – RAH

O Reator Anaeróbio Híbrido – RAH foi configurado para tratar esgoto sanitário, sendo constituído por um reator UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) acoplado ao um Filtro Anaeróbio. O processo de alimentação foi realizado por uma bomba dosadora responsável pela manutenção do fluxo contínuo. A alimentação se deu por fluxo ascendente e a descarga do efluente final tratado ocorria pela parte superior, pós filtro.

A parte que compreendia o UASB apresentava volume útil de 27 litros e foi operado com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 6 horas, o filtro anaeróbio que sobrepunha o UASB teve parâmetros semelhantes tendo um volume de 25 litros e um TDH de 5,5 horas, no qual possuía um fundo falso. O meio suporte utilizado, consistia de cubos de esponja de poliuretano com aresta de 2cm e ocupavam 70 cm da altura do filtro; este suporte apresentava volume de vazios de aproximadamente 97%. O volume total do RAH era 52 litros, operado com um TDH total de 11,5 horas tratando 108 litros por dia.

Reator com Algas Imobilizadas – RAI

O Reator com Algas Imobilizadas – RAI foi construído para promover o pós-tratamento em nível terciário do efluente produzido no Reator Anaeróbio Híbrido – RAH. O RAI possuía volume total de 6 litros, sendo 4 litros estavam contidos no reator principal que tinha o meio suporte e os 2 litros restantes estavam no reator externo (becker). Utilizou-se uma bomba de aquário no fundo do reator externo para promover a recirculação do líquido. Eram recirculados 5 litros de efluente por minuto. O RAI operou com características de *moving bed biofilm reactor* (Reator com biofilme de leito móvel). O RAI foi instalado em um galpão com teto que não permitia a entrada de luz de cima, entrando apenas pelas laterais, foi operado com Tempo de Reação (TR) de 6 dias em regime de batelada. Na **Figura 1** encontra-se a foto do RAI seguido de esquemas com vista lateral, frontal e superior.

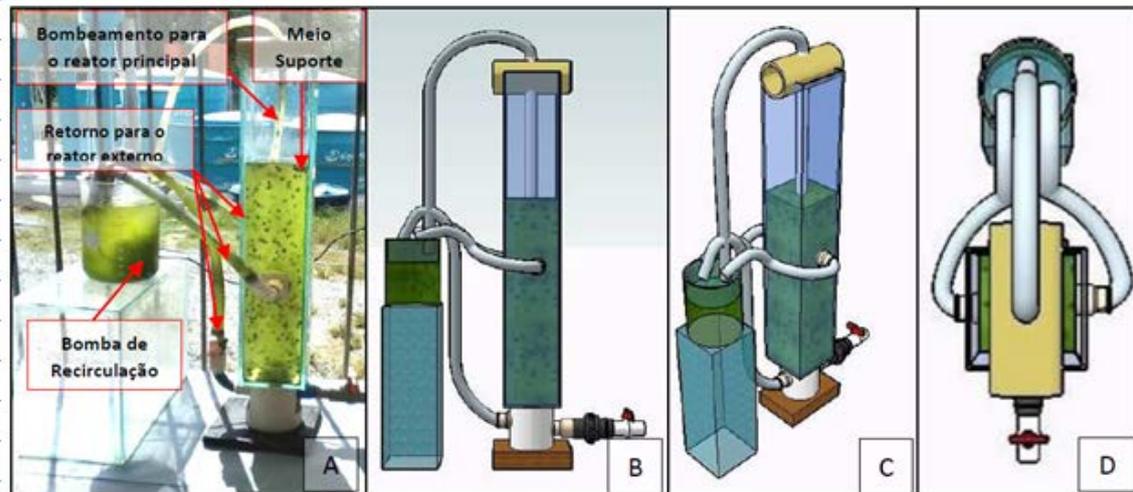


Figura 1: Foto do Reator de Algas Imobilizadas – RAI montado (A), esquemas das vistas lateral (B), frontal (C) e superior (D).

Dados RAI

Na Tabela 1 encontram-se os dados de fósforo de entrada (efluente do Reator Anaeróbio Híbrido - RAH) e saída (efluente do Reator com Algas Imobilizadas - RAI), os dados são referentes a seis análises realizadas semanalmente, dessa forma o período de monitoramento do sistema refere-se a aproximadamente 50 dias.

Tabela 1. Dados de fósforo de entrada e saída do RAI.

							Média
Entrada (mg.L ⁻¹)	6,76	6,49	5,38	5,19	6,02	5,32	5,86
Saída (mg.L ⁻¹)	2,30	2,30	1,98	1,02	0,72	0,45	1,46

Para descrever o comportamento da concentração de fósforo no RAI, e a reação de cinética que melhor representa as remoções do fósforo em sistemas de tratamento de águas residuárias com algas imobilizadas foi selecionada a equação de primeira ordem.

Ajuste do K

Com o entendimento que a reação de primeira ordem é a que melhor se adequa a descrever a cinética do comportamento do fósforo no RAI, primeiramente fez-se o ajuste do K, na Equação 1 mostra como foi calculado o K.

$$-K = \frac{\ln \frac{C}{C_0}}{t} \quad \text{Equação 1.}$$

Foram calculados os K de cada dado de entrada e saída das análises individualmente. Na Tabela 2 tem-se que o C₀ é a concentração inicial de fósforo; C é a concentração de saída do fósforo no efluente após o tratamento; t é o tempo de detenção

hidráulica em dias e **K** é o coeficiente de reação na remoção do fósforo, na última linha tem as médias desses dados que serão usados posteriormente.

Tabela 2: Dados de entrada e saída, TR e K no RAI.

	C₀ (mg.L⁻¹)	C (mg.L⁻¹)	TR (d⁻¹)	K
	6,76	2,30	6	0,1798
	6,49	2,30	6	0,1729
	5,38	1,98	6	0,1666
	5,19	1,02	6	0,2716
	6,02	0,72	6	0,3539
	5,32	0,45	6	0,4117
Média	5,86	1,46	-	0,2594

Solução Analítica

Para possibilitar a melhor compreensão do comportamento da concentração do fósforo em função do tempo, usou-se a equação de primeira ordem. A equação usa o **C₀** que é a concentração de fósforo de entrada média e **K** médio que foi encontrado a partir das médias dos coeficientes obtidos. A Equação 2 permite encontrar a concentração do fósforo a qualquer tempo.

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad \text{Equação 2.}$$

Solução Numérica

Após a definição do modelo analítico foi determinado o modelo numérico para as mesmas condições calculada no item anterior, usou-se o mesmo passo de tempo sendo esse de um dia. Abaixo apresenta-se a da solução numérica a Equação 3, que foi comparada com a solução analítica.

$$C_{i+1} = C_0 - (K \cdot C_0 (t_{i+1} - t_i)) \quad \text{Equação 3.}$$

RESULTADOS

O comportamento do fósforo foi avaliado durante 30 dias (**Figura 2**), esse tempo foi escolhido levando em consideração a semelhança com as lagoas de estabilização que apresenta grandes TDH e possuem mecanismo de remoção do fósforo similar ao do reator em questão (RAI).

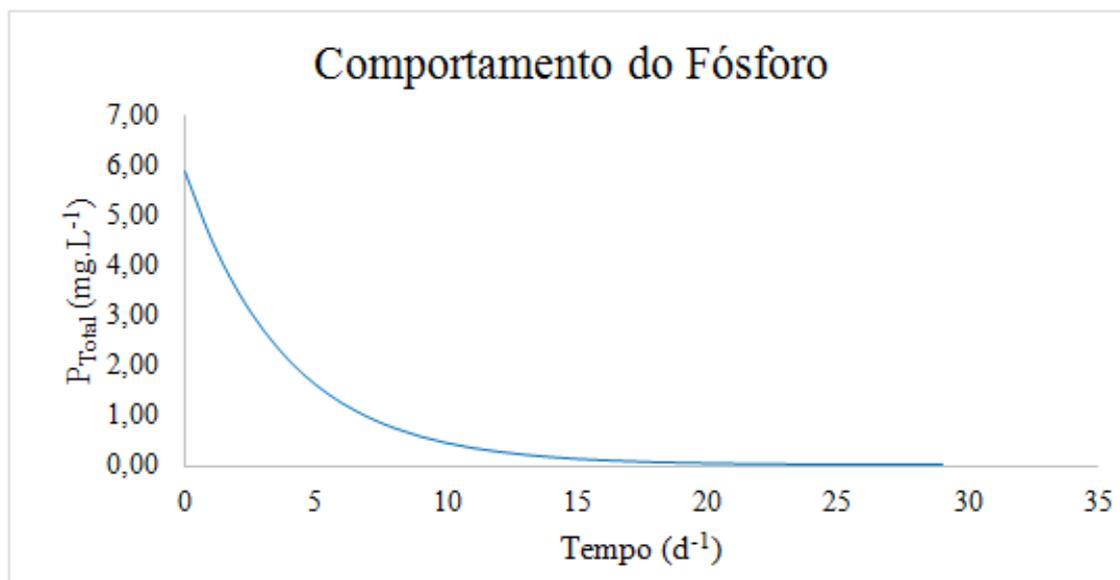


Figura 2. Comportamento do fósforo em função do tempo no RAI.

A concentração do fósforo vai diminuindo com o passar dos dias até chegar 0 mg.L⁻¹, passados 21 dias a concentração de fósforo no RAI passou a ser menor 0,030 mg.L⁻¹ alcançar a legislação Resolução CONAMA nº 430/2011 que complementa a 357/2005. Existe uma dificuldade no atendimento à legislação federal referente ao padrão de fósforo, sabe-se que o problema de crescimento excessivo de algas decorrentes da eutrofização só ocorre de forma expressiva em águas de baixas velocidades como em represas. Pode ser observado também que dificilmente se terá uma condição de diluição dos esgotos tratados no corpo receptor que dispense a desinfecção final dos esgotos antes do lançamento.

ANALÍTICA X NUMÉRICA

Posteriormente os perfis do fósforo obtidos pelas soluções analítica e numérica foram comparadas, observou-se que os resultados comportam-se com similaridade. Na solução analítica já tinha sido encontrado que a partir do 21º dia a concentração de fósforo passava a se enquadrar nos padrões da legislação, pelo método numérico passou a partir do 18º dia. Na Figura 3 estão plotados os resultados calculados para os dois modelos, nota-se que estão muito semelhantes que uma linha sobreponde suavemente a outra.

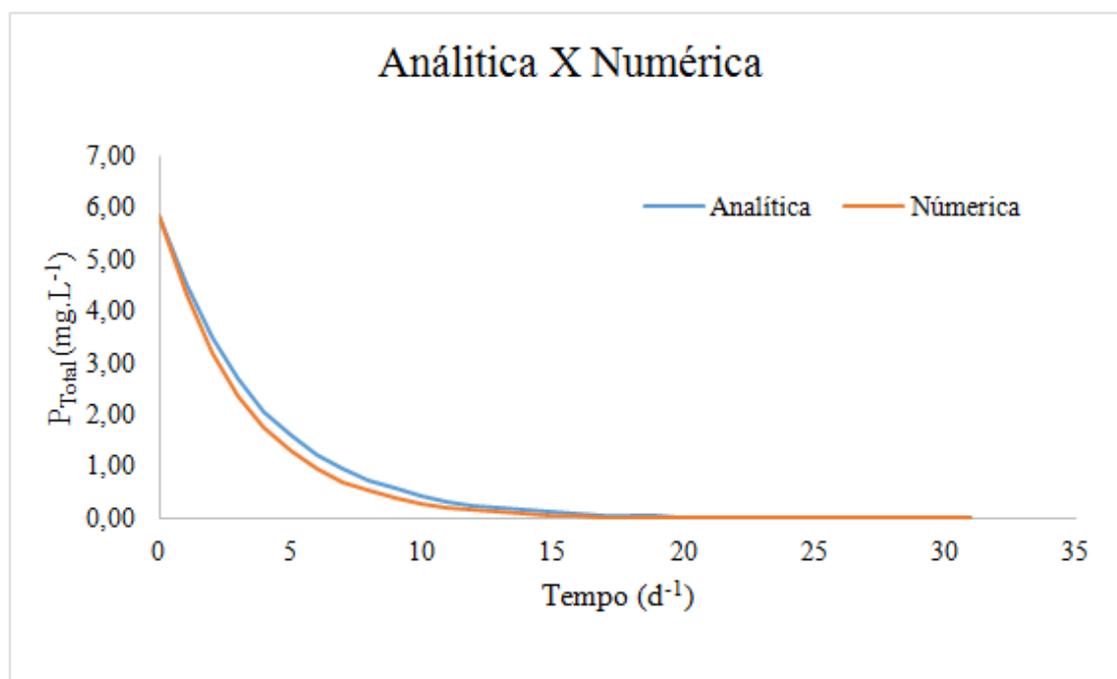


Figura 3. Comportamento do fósforo calculado pelos métodos analíticos e numéricos.

Comparar com K da literatura

O coeficiente de remoção do fósforo encontrado na literatura para comparar com o coeficiente calculado apresentou uma faixa de 0,02 - 0,05 d⁻¹ (Von Sperling, 2007), essa faixa de valores é utilizada para determinar o coeficiente de sedimentação do P orgânico em rios, onde o K é o coeficiente calculado nesse trabalho e o K_{spo} é o valor encontrado na literatura. Quando se compara os dois K, pode-se observar que o K calculado tem uma remoção maior, isso se deve ao valor elevado onde o K calculado chega a ser dez vezes maior que o valor mínimo na faixa disponível na literatura, para plotar o gráfico com K_{spo}, usou-se os mesmos dados para coeficiente obtido apenas substituindo o K, que foi usado o valor máximo da faixa, o 0,05 d⁻¹.

Na Figura 4 estão plotados os perfis para diferentes coeficientes, o valor elevado do k calculado pode ser justificado pelas diferentes condições operacionais, onde no k calculado as temperaturas são mais altas, o pH era elevado entre outros fatores que contribuem para essa taxa elevada.

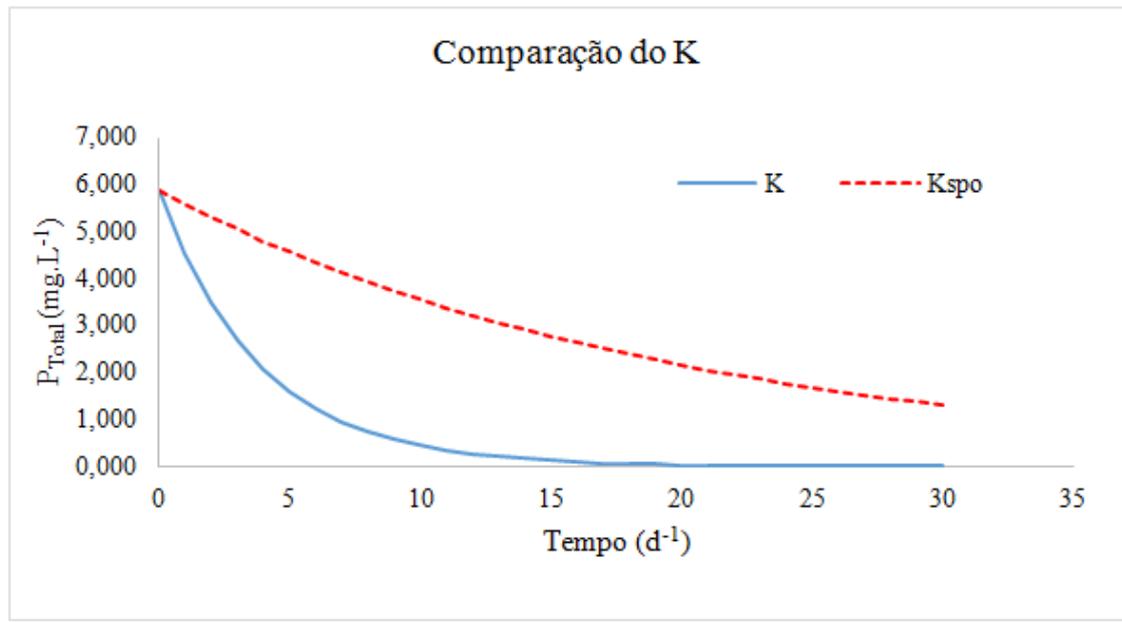


Figura 4. Comportamento do fósforo calculado pelos diferentes coeficientes de reação do fósforo.

Segundo von Sperling (2007), para a simulação do fósforo são necessários dados de entrada relativos a concentração de P na fonte poluidora e no rio, a montante do lançamento, observando que a maioria dos métodos de tratamento apresentam baixas eficiências quando se fala de adsorção de P.

CONCLUSÃO

- O coeficiente K ajustado a partir de dados coletados da concentração inicial de fósforo e do tempo de residência apresentou valor de $0,2594 \text{ d}^{-1}$.
- A equação que melhor se adequa na modelagem do comportamento do fósforo em reator com algas imobilizadas foi a equação de primeira ordem.
- Os modelos numéricos com analíticos apresentaram comportamentos similares usando o passo de tempo de um dia.
- Como esperado os coeficientes de reação do fósforo apresentaram perfis diferentes em função das condições de modelagem originais.

REFERÊNCIAS

- BRASIL. Leis, decretos etc. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 17 mar. 2005.
- BRASIL. Leis, decretos etc. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 13 maio 2011.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios:** princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2007. v. 5.

MALLICK, N. Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review. **Bio Metals.**, v. 15, p. 377-390, 2002.

MARA, D. D. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design, **Water Science & Technology**, v. 33, n. 7, p. 23-31, 1996.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4. ed. New York: Metcalf & Eddy Inc., 2003.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. **Tratamento de lodos**. In: Tratamento anaeróbio de esgotos, um manual para regiões de clima quente. Campina Grande, Paraíba, cap.6. 1994.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

VON SPERLING. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte, DESA/UFMG. 2007.