

## II-080 - REMOÇÃO DE FÓSFORO EM REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS COM LODO GRANULAR AERÓBIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

**Henrique César Guedes Campos<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Mestrando em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

**Oucilane Ingrid Moreno Alves<sup>(2)</sup>**

Engenheira Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal Rural de Pernambuco. Mestra em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco. Doutoranda em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco.

**Savia Gavazza<sup>(3)</sup>**

Doutora em Engenharia Civil Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos - USP (2003). Pós-doutorado na Universidade de Cornell (EUA) entre 2012-2013.

**Mario Takayuki Kato<sup>(4)</sup>**

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPE). Mestre em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Wageningen Agricultural University (WAU).

**Maria de Lourdes Florêncio dos Santos<sup>(5)</sup>**

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Doutora em Tecnologia Ambiental pela Wageningen Agricultural University (WAU).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE. Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n. Cidade Universitária. CEP: 50740-530. Recife – PE – Tel: (81) 2126-8228 – e-mail: henriquecgc17@hotmail.com

### RESUMO

A tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) é uma técnica promissora, desenvolvida na busca de otimizar o sistema de lodos ativados, para tratamento de esgoto sanitário. O fósforo é um macronutriente que incrementa a produtividade primária e por tanto sua transferência para águas superficiais deve ser controlada, evitando a poluição das águas. Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar o tratamento da carga orgânica e a remoção de fósforo de esgotos sanitários utilizando-se reatores em bateladas sequenciais (RBS) com lodo granular aeróbio. O estudo durou 147 dias em reator de escala piloto, com volume útil de 115L, troca volumétrica de 71% e com ciclos operacionais de 4 horas de duração. A presença de grânulos aeróbios foi observada no 39º dia de operação, possuindo diâmetros pequenos devido ao start up e depois se desenvolvendo, alcançando tamanhos maiores ( $D > 1$  mm). A remoção de matéria orgânica durante o período com LGA foi 77%. O fósforo total e o ortofosfato foram removidos com máximas de 86% e 87%, respectivamente, de eficiência, a alternância de fase aeróbia e anóxica favoreceu o processo EBPR e possivelmente o desenvolvimento de organismos acumuladores de fosfato.

**PALAVRAS-CHAVE:** Reator em bateladas sequenciais, Lodo granular aeróbio, Remoção de nutrientes.

### INTRODUÇÃO

Os problemas relacionados à deterioração da qualidade da água por lançamento de efluentes sanitários ou industriais podem ser solucionados através de sistemas de tratamentos eficientes na remoção de matéria orgânica e nutrientes. Os efluentes tratados devem atender simultaneamente aos padrões de lançamento dos efluentes tratados preconizados na Resolução Conama 430/11 e também não alterar a qualidade das águas superficiais enquadrada na Resolução Conama 357/05. Dentre os nutrientes, o principal impulsor da eutrofização das águas superficiais é o fósforo, respondendo por 80% dos nutrientes limitantes (ZHAO, 2004).

As estações convencionais de tratamento não removem nutrientes e os métodos disponíveis são onerosos e ocupam grandes volumes (METCALF & EDDY, 2016). Portanto, o desenvolvimento de técnicas de remoção simultânea de nutrientes poderá trazer benefícios econômicos e ambientais. Uma alternativa promissora para estações de tratamento compactas é o sistema de lodo granular aeróbio (LGA), aplicável a esgoto sanitário (PRONK et al., 2015), águas residuais de matadouro (JANG et al., 2015), efluente têxtil (MANAVI et

al., 2016), águas residuais salinas (CORSINO et. al., 2016), esgoto sintético (ZHANG et al., 2017), dentre outros.

Grânulos aeróbios são obtidos em reatores em bateladas sequenciais (RBS), sendo uma das variantes dos sistemas de lodos ativados, e se baseiam na rápida sedimentação de biofilmes esféricos, formados pela aglomeração de microrganismos, sem a necessidade de material suporte (DE KREUK et al., 2005a).

Muito já foi estudado sobre a aplicação de reatores em batelada sequenciais com lodo granular. Entretanto a maioria dos estudos foram realizados em escala de bancada e em condições sub-tropicais (WAGNER et al., 2015; GUIMARÃES et al., 2017, ZHANG et al., 2017). Pouco se conhece sobre a granulação aeróbia em regiões de clima tropical tratando esgoto real, em geral com baixa carga orgânica.

Considerando esse cenário, este trabalho teve como objetivo geral avaliar a remoção de fósforo de esgotos sanitários tratados em RBS com LGA.

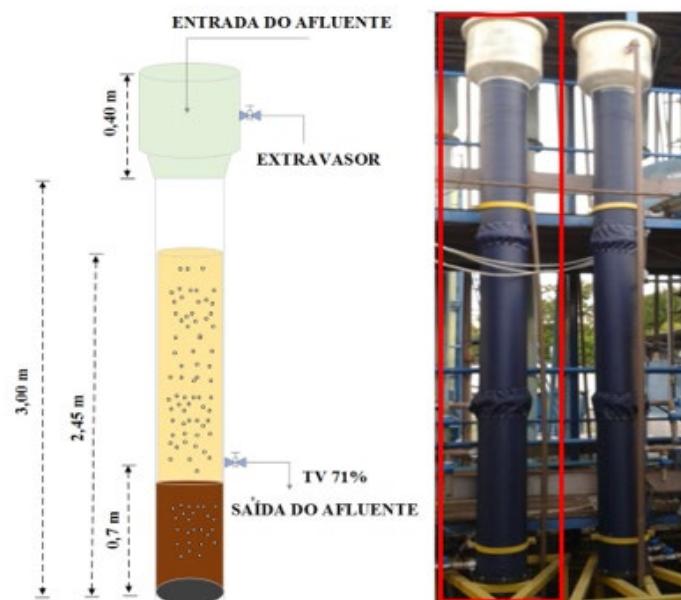
## MATERIAIS E MÉTODOS

### *Sistema operacional*

O sistema é formado por um RBS cilíndrico, com fluxo descendente, confeccionado em acrílico transparente de altura útil de 2,45 m; diâmetro interno de 0,24 m e altura para retirada do efluente tratado de 0,70 m. O reator está representado na Figura 1. O reator não foi inoculado para promover o desenvolvimento de uma biomassa granular adaptada ao sistema. A velocidade ascensional aplicada foi  $1,0 \text{ cm.s}^{-1}$ .

O fluxo operacional do sistema de tratamento foi composto por 5 etapas:

1. Alimentação do reator com esgoto bruto de baixa concentração ( $226,1 \pm 64,5 \text{ mg DQO.l}^{-1}$ ) após o tratamento preliminar da ETE (2 minutos);
2. Fase anóxica: acionamento intermitente do compressor em pequenos pulsos de ar de 4 segundos a cada 5 minutos com o intuito de garantir o contato biomassa-substrato, e assim, possibilitar a absorção do AGV pelos PAO e liberação de fosfato no meio líquido (90 minutos);
3. Fase aeróbia: acionamento contínuo do compressor para oxigenação do sistema, buscando promover a remoção de fosfato do meio líquido por meio de absorção pelos PAO (124 minutos);
4. Sedimentação: tempo de repouso para ocorrer a separação da biomassa e efluente (20 minutos);
5. Descarte do efluente tratado (4 minutos).



**Figura 1 - Reator piloto: esquema gráfico (à esquerda) e fotografia (à direita)**

#### *Análises físico-químicas e do desenvolvimento da biomassa*

Foram realizadas coletas semanais de amostras do afluente bruto, do licor misto (mistura da biomassa e do efluente ao final do período da fase anóxica) e do efluente tratado (saída do reator). Os parâmetros medidos em campo com auxílio do multiparâmetro HACH CO HQ40d (pH, potencial redox, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido) e as análises de DQO total, DQO solúvel, fósforo total, ortofosfato e série de sólidos foram realizadas de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2012).

O acompanhamento da sedimentabilidade do lodo granular, foi realizada por meio da análise de IVL a partir da metodologia proposta por Schwarzenbeck et al. (2004). O IVL é calculado de acordo com a equação 1.

$$IVL_T = \frac{VLS \times 1000}{SSTM} \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

$IVL_T$  – Índice volumétrico de lodo no tempo  $t$  ( $ml.g^{-1}$ )

VLS – Volume de lodo sedimentado ( $ml.l^{-1}$ )

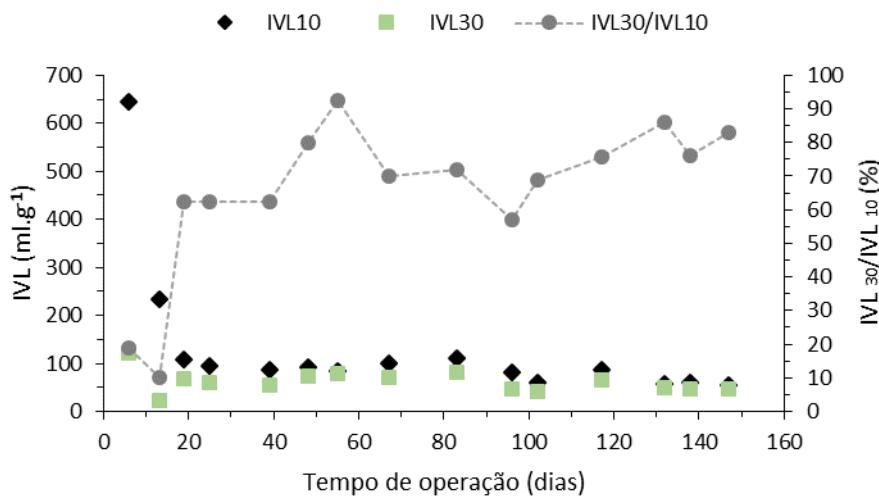
SSTM – Concentração de sólidos suspensos totais na amostra ( $mg.l^{-1}$ )

A análise de granulometria por peneiramento foi baseada na metodologia proposta por Bin et al. (2011). Os grânulos retidos em cada peneira foram recuperados por retrolavagem com água deionizada e posteriormente reservados em bêqueres.

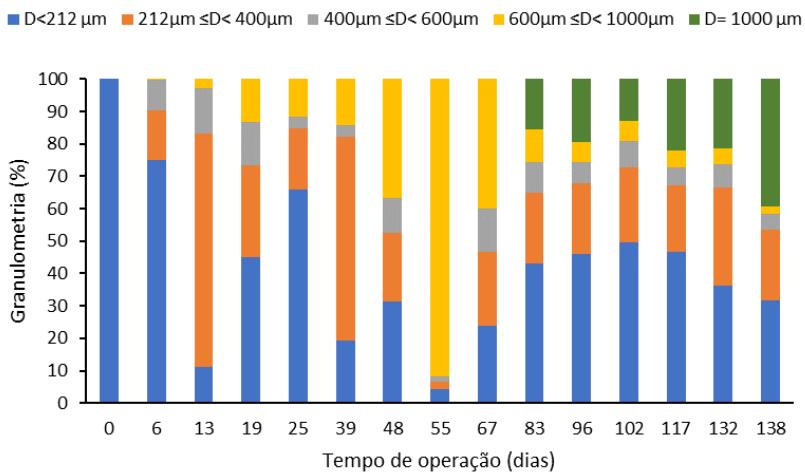
## **RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### *Ivl e granulometria*

No início da operação os valores da relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  eram baixos. A partir do surgimento dos grânulos no reator, aos 39 dias, a relação média do  $IVL_{30}/IVL_{10}$  foi de  $62,2 \pm 22,9\%$ . Segundo De Kreuk et al. (2005b), o processo de granulação é considerado completo quando essa relação é próxima a 0,90. Neste estudo foi observada a existência de uma biomassa mista, ou seja, presença de grânulos e flocos durante todo experimento. Derlon et al. (2016) observaram em seu estudo a presença de biomassa mista com uma relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  de 0,85.

**Figura 2 - Resultados dos testes de IVL aos 10 e 30 min, e relação IVL<sub>30</sub>/IVL<sub>10</sub>**

Ainda de acordo com De Kreuk et al. (2005b), para diferenciar a biomassa de um sistema é utilizada uma classificação baseada no diâmetro (D) do lodo. Entende-se que a biomassa com diâmetro menor que 0,20 mm é considerado lodo floculento e uma biomassa com diâmetro superior a 0,20 mm lodo granular aeróbio. A caracterização do lodo, através da análise granulométrica, durante o experimento pode ser observada na Figura 3.

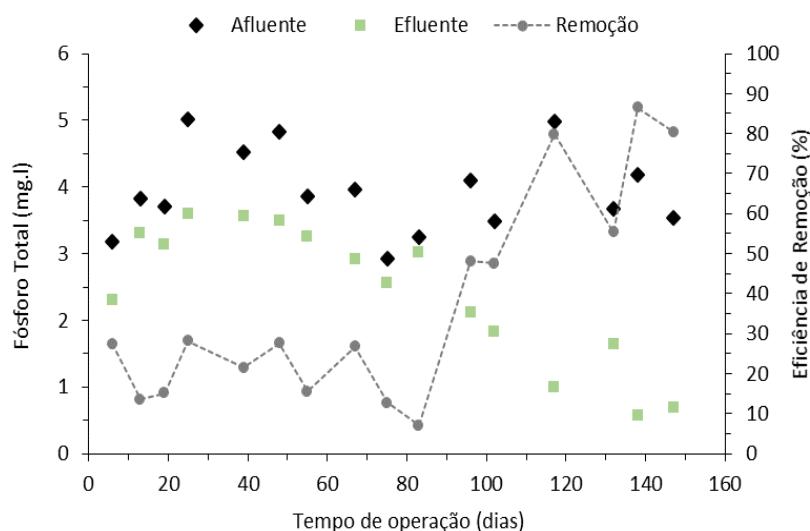
**Figura 3 - Classificação granulométrica da biomassa**

No dia 6 de operação, houve predominância de 75,2% de lodo floculento. Tal resultado foi esperado uma vez que o processo de granulação é uma transformação progressiva da biomassa floculenta em granular. A partir do 19º dia de operação, a biomassa foi se mostrando mais heterogênea em seus diâmetros e apresentando flocos densos.

No 39º dia operacional foi observado a presença de biomassa granular no sistema. Ainda para este dia, o valor de IVL<sub>30</sub> foi de 54,0 ml.g<sup>-1</sup> e a relação IVL<sub>30</sub>/IVL<sub>10</sub> chegou a 0,62, representando uma instabilidade na granulação, uma vez que a maioria dos grânulos possuía diâmetro variando de 212 a 400 µm.

Elucidado anteriormente, a biomassa granular surgiu aos 39º dia de operação e a granulação completa não foi atingida, havendo coexistência de biomassa granular e floculenta. A eficiência média de remoção de matéria orgânica, durante o período granular, foi de  $77,1 \pm 4,9\%$ .

Como apresentado na Figura 4 e 5, nota-se que a remoção de fósforo total e ortofosfato aumentaram gradativamente no sistema. É sabido que para ocorrer a biodesfosfatação, em um sistema RBS com LGA, zonas anóxicas/anaeróbias devem existir, para favorecer o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela remoção de fósforo, como os organismos acumuladores de fosfato e organismos acumuladores de fosfato desnitrificantes.



**Figura 4 - Concentração de fósforo total afluente e efluente e eficiências de remoção**

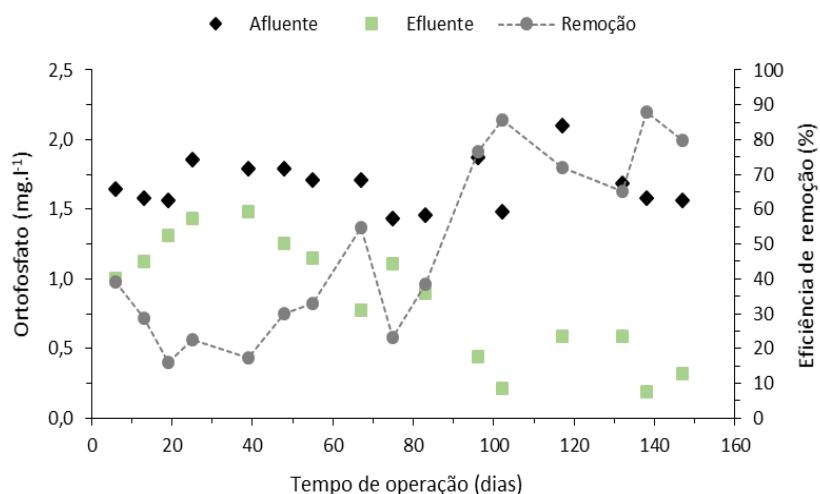
No início da operação foram registradas baixas remoções de fósforo total e ortofosfato, visto que o sistema estava formando biomassa e, boa parte desta biomassa era lavada do sistema bem como os PAO que são organismos de crescimento lento.

No 138º dia, a eficiência de remoção chegou a altos valores, quando atingiu 86,4%, a máxima do estudo, tendo concentrações de afluente e efluente, respectivamente, de  $4,2 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$  e  $0,6 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ . O aumento gradativo da eficiência na remoção indica a presença e o acúmulo dos PAO no reator, porém a constatação analítica demanda ferramentas de biologia molecular, as quais não foram utilizadas nesse estudo.

A concentração média de fósforo total no esgoto afluente foi de  $3,9 \pm 0,6 \text{ mg/l}$  e apresentou máxima de 5,0 mg/l. A média de eficiência de remoção durante o período de biomassa floculenta foi  $21,1 \pm 7,8\%$  e enquanto para o período granular foi  $42,4 \pm 28,2\%$ .

Os resultados obtidos neste estudo corroboram com os dados obtidos por De Kreuk et al. (2005a) os quais alcançaram eficiência de 94% de remoção de fósforo total operando reatores RBS usados no tratamento de esgoto sintético. Henrique et al. (2010) observaram elevada eficiência de remoção de fósforo (82%) em sistema RBS durante o tratamento de esgoto doméstico com maior concentração de fósforo (9,4 mg/l).

A remoção de ortofosfato do sistema variou bastante durante até 39º dia de operação, indicando a adaptação do lodo à alternância entre as fases anóxica-anaeróbica e aeróbica do reator, desenvolvimento da biomassa granular e definição das fases no interior do grânulo. O comportamento da remoção de ortofosfato do sistema e as concentrações no afluente e efluente estão representados na Figura 5.



**Figura 5 - Concentração de ortofosfato afluente e efluente e eficiências de remoção**

A eficiência média de remoção de ortofosfato, no período granular, foi de  $55,3 \pm 25,7\%$ . Com o surgimento dos grânulos maiores no reator ( $D \geq 1,0\text{mm}$ ), a partir do 83º dia, melhorias na eficiência foram observadas. Obtendo-se a partir do dia 96 uma eficiência média de  $77,8 \pm 8,5\%$  indicando que a biomassa apresentou maior capacidade de absorção do fosfato presente no meio durante a fase aeróbia e possível aumento na presença de PAO no sistema.

## CONCLUSÕES

A formação do LGA foi possível a partir de esgoto doméstico de baixa concentração orgânica em RBS sem adição de inóculo.

O sistema apresentou grânulos a partir do 39º dia de operação.

O reator manteve estabilidade quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica desde o início do estudo quando a biomassa apresentava predominância floculenta, com  $73,5 \pm 5,5\%$  e na fase granular  $77,1 \pm 4,9\%$ .

As remoções de fósforo total e ortofosfato foram melhores quando o sistema apresentou uma biomassa granular de maior diâmetro (eficiência de remoção de  $66,3 \pm 17,8\%$  e  $77,8 \pm 8,5\%$  respectivamente) indicando a presença de zonas anóxicas mais definidas e maior atividade dos PAO.

Assim sendo, os resultados obtidos neste estudo demonstram que o LGA é uma opção promissora para o tratamento de esgoto sanitário real de baixa concentração orgânica uma vez que apresentou eficiências de remoção de matéria orgânica, fósforo e ortofosfato satisfatórias.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BIN, Z.; ZHE, C.; ZHIGANG, Q.; MIN, J.; ZHIQIANG, C.; ZHAOLI, C.; JUNWEN, L.; XUAN, W.; JINGFENG, W. *Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic-aerobic sequencing batch reactor*. Water Research, v.45, p.6207-6216, Sep. 2011.
2. CORSINO, S.F., CAPADOCI, M., TORREGROSSA, M., VIVIANI, G. *Physical properties and Extracellular Polymeric Substances pattern of aerobic granular sludge treating hypersaline wastewater*. Bioresource Technology, v.229, p.152–159, Apr. 2017.
3. DE KREUK, M.K., PRONK, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures*. Water Research, v.39, n.18, p.4476-4484, Nov. 2005b.

4. DE KREUK, M.K., HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Simultaneous COD, Nitrogen and Phosphate removal by aerobic granular sludge*. Biotechnology and Bioengineering, v.90, n.6, p.761-769, Jan. 2005a.
5. DERLON, N., WAGNER, J., DA COSTA, R.H.R., MORGENDROTH, E. *Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume*. Water Research, v.105, p.341-350, Nov. 2016.
6. GUIMARÃES, L.B., MEZZARI, M.P., DAUDT, G.C., DA COSTA, R.H.R. *Microbial pathways of nitrogen removal in aerobic granular sludge treating domestic wastewater*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, v.92, n.7, p.1756-1765, Jan. 2017.
7. HENRIQUE, I. N., SOUZA, J. T., CEBALLOS, B. S. O., BRASIL, D. P. *Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.15, n.2, p.197-204, Jun. 2010.
8. JANG, H.M., HA, J.H., PARK, J.M., KIM, M.S., SOMMER, S.G. *Comprehensive microbial analysis of combined mesophilic anaerobic-thermophilic aerobic process treating high-strength food wastewater*. Water Research, v.73, p.291-303, Apr. 2015.
9. MANAVI, N., KAZEMI, A.S., BONAKDARPU, B. *The development of aerobic granules from conventional activated sludge under anaerobic-aerobic cycles and their adaptation for treatment of dyeing wastewater*. Chemical Engineering Journal, v.312, p.375-384, Mar. 2017.
10. METCALF & EDDY. *Tratamento de esfluentes e recuperação de recursos*. 5.ed., Porto Alegre: AMGH Ed. Ltda, 2016.
11. MISHIMA, K., NAKAMURA, M. *Self-immobilization of aerobic activated sludge- a pilot study of the aerobic up flow sludge blanket process in municipal sewage treatment*. Water Science & Technology, v.23, n.4-6, p.981-990, Feb. 1991.
12. PRONK M., DE KREUK, M.K., DE BRUIN, B., KAMMINGA, P., KLEEREBEZEM, R., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment*. Water Research, v.84, p.207-217, Nov. 2015.
13. SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P. *Aerobic granular sludge in an SBR-system trating wastewater rich in particulate matter*. Water Science & Technology, v.49, p.41-46, Aug. 2004.
14. WAGNER, J., WEISSBRODT, D.G., MANGUIN, V., DA COSTA, R.H.R., MORGENDROTH, E., DERLON, N. *Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors*. Water Research, v.85, p.158-166, Nov. 2015.
15. ZHANG D., LI W., HOU, C., SHEN, J., JIANG, X., SUN, X., LI, J., HAN, W., LIU, X. *Aerobic granulation accelerated by biochar for the treatment of refractory wastewater*. Chemical Engineering Journal, v.314, p.88-97, Apr. 2017.
16. ZHAO, S.C. *Mechanisms of Lake Eutrophication and technologies for controlling in China*. Advance in Earth Sciences, v.19, n.1, p.138-140, Nov. 2004.