

I-135 - INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS NA ESTABILIDADE DE UM REATOR DE LODO GRANULAR AERÓBIO

João Paulo Bassin⁽¹⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre e Doutor em Engenharia Química pela COPPE-UFRJ e também doutor pela Delft University of Technology (Holanda). Professor do Programa de Engenharia Química (COPPE).

Cyntia Ely⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Mestre em Ciências Ambientais pela UDESC. Doutoranda em Engenharia Química pelo Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Felipe Siqueira⁽³⁾

Graduando em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Marcia Walquiria de Carvalho Dezotti⁽⁴⁾

Engenheira Química pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Mestre e doutora em Engenharia Química pela UNICAMP. Pós-doutorado na North Carolina State University. Professora do Programa de Engenharia Química (COPPE).

Endereço⁽¹⁾: Rua Av. Pedro Calmon, s/n, Cidade Universitária, Rio de Janeiro/RJ – CEP: 21941-596 - Brasil - Tel: (21) 983526342 - e-mail: jbassin@peq.coppe.ufrj.br

RESUMO

O lodo granular aeróbio (LGA) é uma promissora tecnologia para tratamento de efluentes. Contudo, é um processo que exige controle acurado das condições de operação do reator, sendo, portanto, sensível e qualquer problema operacional que comprometa a estabilidade da biomassa e consequentemente, o desempenho do sistema. Nesse trabalho, observou-se que a entrada de ar durante o período em que o reator não devia ser aerado (fase anaeróbia), levou à proliferação de bactérias filamentosas e a deterioração das propriedades do lodo granular. Isso levou a efeitos negativos nos processos de conversão de matéria orgânica e nutrientes. Para melhorar o desempenho do sistema, a entrada de ar foi controlada e íons férricos foram adicionados ao afluente (10 mgFe³⁺/L). Bactérias filamentosas foram suprimidas e o crescimento de novos grânulos foram estimulados. Dessa forma, o sistema foi recuperado e as eficiências na remoção dos poluentes (notadamente matéria orgânica e nutrientes) retornaram a percentuais próximos aos encontrados antes do período de perturbação.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo granular aeróbio, tratamento de efluentes, bactérias filamentosas, adição de íons férricos.

INTRODUÇÃO

O sistema de Lodo Granular Aeróbio (LGA) tem se mostrado como uma tecnologia promissora no tratamento de efluentes. A tecnologia é baseada na rápida sedimentação de biofilmes auto-imobilizados com formato esférico, chamados grânulos, obtidos pela autoagregação de microrganismos (WEISSBRODT *et al.*, 2013).

O grânulo possui diferentes camadas e nichos microbiológicos como resultado do gradiente de oxigênio e substrato que se forma entre a superfície e o interior do grânulo (KREUK; LOOSDRECHT, 2006). Tal característica possibilita a remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo de águas residuárias. Portanto, todas as conversões podem ocorrer nas diferentes camadas dentro da biomassa granular, em apenas um reator com alternância de períodos aeróbios e anaeróbios, devido à variedade de condições redox presentes: aeróbia na camada externa e anóxica/anaeróbia nas camadas internas, resultando na estratificação das bactérias (LOCHMATTER *et al.*, 2013). A configuração do ciclo operacional dos reatores em batelada sequencial afeta diretamente a seleção dos microrganismos, e consequentemente, a eficiência do tratamento e a estrutura do grânulo.

Portanto, a operação correta do reator é fundamental para manter a biomassa granular estável a longo prazo, e assim, garantir uma eficiência adequada na remoção de matéria orgânica e nutrientes. O crescimento excessivo de bactérias filamentosas parece ser um dos principais problemas a serem superados durante a operação dos sistemas de LGA. Algumas condições de operação relacionadas à ocorrência de lodo filamentoso foram reportadas: deficiência de oxigênio dissolvido (ZHOU *et al.*, 2014), longos tempos de retenção de sólidos e alta carga orgânica (LI *et al.*, 2016). A fim de inibir o crescimento de organismos filamentosos ou recuperar a biomassa após a fragmentação dos grânulos, alguns estudos vêm sendo desenvolvidos. Yilmaz *et al.* (2016) demonstraram que a adição de íons de ferro aumentou o tamanho e a estabilidade do lodo granular aeróbio, já em estudo desenvolvido por Moura *et al.* (2018), os autores conseguiram recuperar o lodo após toda biomassa ser formada por bactérias filamentosas.

O objetivo do trabalho foi acompanhar o desempenho de um Reator em Batelada Sequencial (RBS) de lodo granular na remoção de demanda química de oxigênio (DQO), amônio e fósforo; avaliar a influência da entrada de oxigênio na fase anaeróbia no desempenho do sistema e na granulação e avaliar a adição de ferro na recuperação do lodo granular aeróbio.

METODOLOGIA UTILIZADA

O monitoramento no desempenho do RBS de lodo granular foi acompanhado por um período de 129 dias. O reator era constituído por um cilindro de acrílico com diâmetro interno (D) de 5 cm e altura útil (H) de 79 cm, e as condições operacionais foram as mesmas das reportadas por Bassin *et al.* (2019). O afluente foi preparado em laboratório para obter as concentrações desejadas de DQO (~400 mg/L), amônio (~50 mgN/L) e fosfato (~15 mgP/L), tipicamente encontradas em esgoto doméstico (METCALF; EDDY, 1991). Um esquema ilustrativo do funcionamento do sistema é apresentado na Figura 1. O reator é constituído por um cilindro de acrílico com diâmetro interno (D) de 5 cm e altura útil (H) de 79 cm, dando uma relação H/D em torno de 15. O volume útil de trabalho (V_T) é de 1,5 L. Em cada ciclo, 0,95 L de afluente é alimentado no reator e o mesmo volume de efluente é drenado pelo orifício de descarte, localizado a 30 cm da base do reator. Assim, a taxa de troca volumétrica é de 63%. Cada ciclo tem uma duração total de 3 h, sendo 60 min de alimentação anaeróbia, 112 min de aeração, 3 min de sedimentação e 5 min de descarte, com um tempo de retenção hidráulico (TRH) de 4,7 h. O funcionamento do reator é realizado mediante um Controlador Lógico Programável (CLP), o qual envia sinais aos instrumentos como bombas peristálticas, válvulas e compressor, para poder controlar a duração de cada uma das fases que compõem o ciclo operacional.

A operação do reator foi dividida em quatro fases (Tabela 1): operação estável (E), que corresponde ao primeiro dia de operação até o 88º dia; perturbação (P) na fase anaeróbia, em que observou-se a presença de oxigênio dissolvido durante a alimentação, durante diversos ciclos em um período de três dias; recuperação sem perturbação do sistema (R), com o controle de ar, compreendendo os dias 92 a 96; recuperação com adição de ferro (R(Fe)), a partir do dia 97º até o final. Como estratégia para controlar e eliminar as bactérias filamentosas, foi adicionado ao afluente uma fonte de íon férrico, na forma de FeCl_3 , de modo a obter uma concentração de 10 $\text{mgFe}^{3+}/\text{L}$ (MOURA *et al.*, 2018).

Tabela 1: Fases operacionais do sistema RBS

Fase	Dias	Condições
Operação estável (E)	0 - 88	Antes do período de perturbação
Perturbação (P)	89 – 92	OD durante a alimentação anaeróbia
Recuperação sem perturbação do sistema (R)	92 - 97	Controle de ar na alimentação
Recuperação com adição de íons de ferro (R(Fe))	99 – 129	FeCl_3 foi adicionado ao recipiente de nutrientes B (10 $\text{mgFe}^{3+}/\text{L}$)

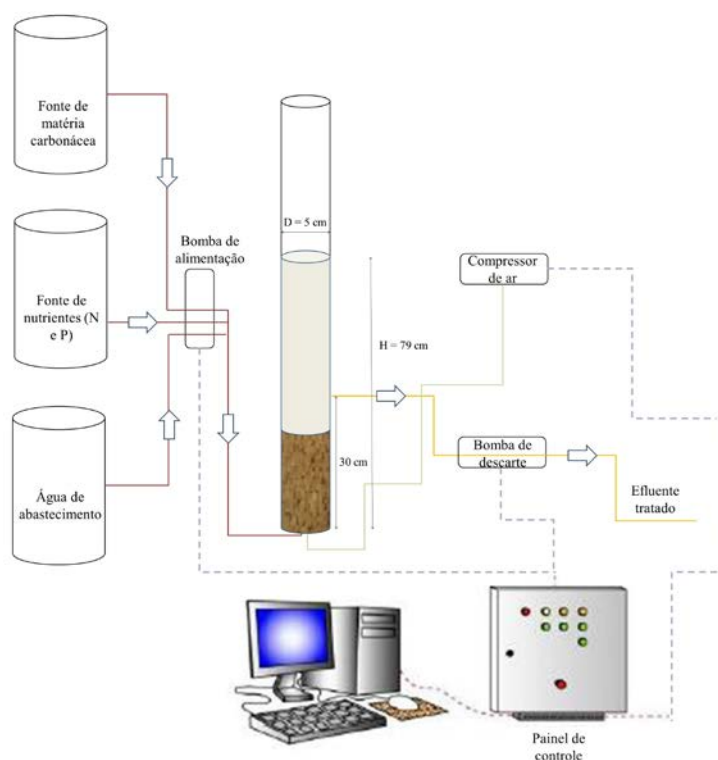


Figura 1: Esquema ilustrativo do funcionamento do sistema RBS.

Amônio, fosfato e DQO foram medidos por métodos colorimétricos, seguindo metodologias padronizadas (APHA, 2005). Todas as análises foram realizadas em triplicata. O Índice Volumétrico de Lodo (IVL) foi avaliado após 5 min (IVL₅) e 30 min (IVL₃₀) de sedimentação de biomassa em um cilindro volumétrico, conforme metodologia descrita por Schwarzenbeck *et al.* (2004). Densidade da biomassa foi determinada pelo método do picnômetro, como descrito por Winkler *et al.* (2012). Mudança na aparência física dos grânulos foi obtida por estereoscópio ZEISS Stemi 508.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O desempenho do tratamento biológico foi avaliado em termos de remoção de matéria orgânica e nutrientes (Figura 2). Após o 90º dia, observou-se a entrada de ar na fase de alimentação anaeróbia, originada pelo mau funcionamento da válvula solenoide, responsável pelo controle da aeração do sistema. Como resultado, houve o desenvolvimento de bactérias filamentosas, que comprometeram o desempenho do tratamento. Dessa forma, a fim de retornar o bom desempenho do sistema, controlando o desenvolvimento desses microrganismos, foi adicionado ao afluente íons de ferro a uma concentração de 10 mg Fe³⁺/L.

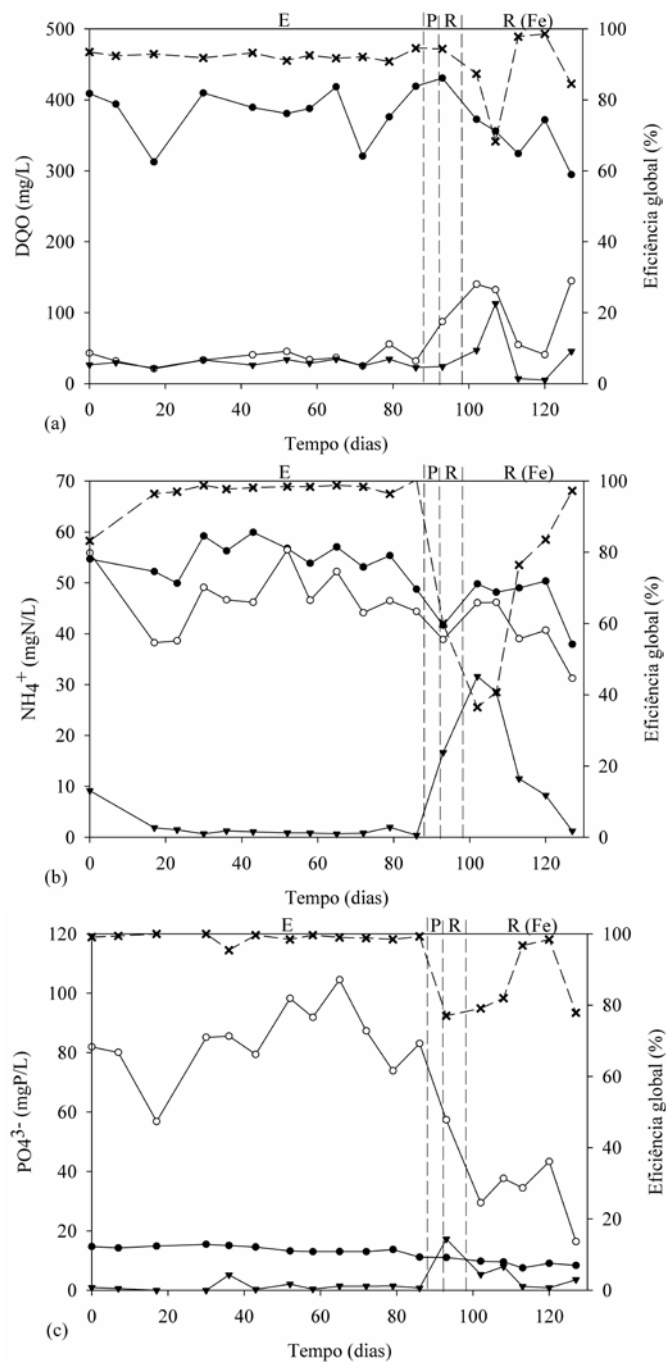


Figura 2: Perfis de DQO (a), amônio (b) e fosfato (c) durante a operação do reator. Suas respectivas concentrações foram avaliadas no afluente (●), após a alimentação anaeróbia (○) e no efluente (▼), juntamente com a eficiência do processo (×). As letras E, P, R e R(Fe) representam as fases operacionais.

Durante quase todo o período de monitoramento do reator, a redução média de DQO foi de cerca de 90% (Figura 2(a)). A partir do período de perturbação do sistema, nota-se que a degradação de DQO diminuiu na fase anaeróbia, pois quando o oxigênio é usado como aceptor de elétrons para remoção de matéria orgânica, a predominância de heterotróficos de rápido crescimento é esperada (BASSIN *et al.*, 2019). Além disso, houve também a diminuição de eficiência na fase aeróbia, devido à presença de pouca biomassa, que foi carregada juntamente com o efluente, como será discutido mais adiante.

As concentrações de amônio nas diferentes fases do ciclo SBR são mostradas na Figura 2(b). A remoção de amônio ocorreu na fase aeróbia, alcançando-se eficiências acima de 95% durante quase toda a operação do

reator, com exceção do período que sucedeu a entrada de ar na fase anaeróbia. A piora no desempenho da nitrificação foi causada pela perda significativa de biomassa, devido à baixa sedimentabilidade do lodo ocasionada pelo surgimento das bactérias filamentosas. Após o início da recuperação dos grânulos, com a matéria orgânica sendo degradada na fase anaeróbia, o desenvolvimento de nitrificantes foi impulsionada, retornando à remoção de amônio. No trabalho de Moura *et al.*, (2018), o desempenho do sistema LGA em termos de remoção de DQO e amônio não foi afetado pela presença de bactérias filamentosas.

Os perfis de concentração de fosfato são exibidos na Figura 2(c). Quando o reator foi operado em regime anaeróbio-aeróbio, ocorreu o desenvolvimento de organismos acumuladores de fosfato (OAP), com consequente liberação de fosfato no período anaeróbio seguido de seu consumo na fase aerada, resultando na incorporação de fosfato no lodo e, consequente, remoção do mesmo do sistema. No entanto, quando houve o desenvolvimento das bactérias filamentosas, essas transformações características foram prejudicadas.

Algumas características físicas importantes do lodo granular são mostradas na Figura 3. A capacidade de sedimentação do lodo é proporcional à capacidade de retenção da biomassa no reator, dado como idade do lodo, e consequentemente, a eficácia da separação sólido-líquido no reator.

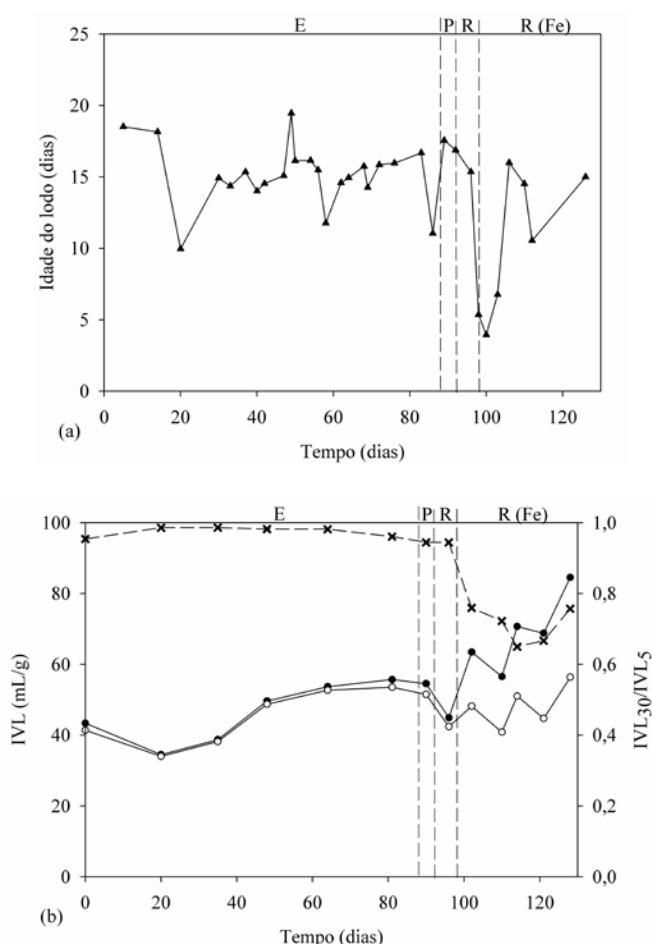


Figura 3: Características físicas do lodo granular. (a) Idade do lodo; (b) IVL₅ (●), IVL₃₀ (○) e IVL₃₀/IVL₅ (×). As letras E, P, R e R(Fe) correspondem aos períodos de operação estável, perturbação no sistema, recuperação do sistema e recuperação pela adição de íons de ferro.

A Figura 3(a) mostra os valores obtidos para a idade do lodo. Durante a operação estável, a idade do lodo foi controlada para valores em torno de 15 dias, sendo a retirada de lodo excessivo feita de forma manual. Após esse período, houve a diminuição da idade do lodo, pois a baixa sedimentabilidade da biomassa ocasionou o carregamento de grande parte dos grânulos junto com o descarte final do efluente.

A Figura 3(b) apresenta os valores para o IVL. A relação entre os índices em 5 e 30 min permaneceu próxima a 1,0 até o 90º dia. Após a perturbação, observa-se uma ligeira diminuição nessa relação, pois cinco minutos não é tempo suficiente para que o lodo sedimente completamente. Com a recuperação da biomassa, essa relação começou a retornar a valores próximos de 1,0. Tay *et al.* (2003) observaram que as propriedades físicas da biomassa granular enfraqueceram devido à presença de bactérias filamentosas.

O surgimento dos grânulos filamentosos é ilustrado na Figura 4. A Figura 4(a) mostra os grânulos na fase estável (E), com alguns grânulos maduros e outros menores, em processo de maturação. A Figura 4(b) ilustra os grânulos após dois dias da entrada de ar, quando os filamentos começaram a surgir. Na Figura 4(c) os grânulos estão a 7 dias recebendo o aporte de ferro. Nota-se a presença de bactérias com bastantes filamentos e com núcleos de granulação, que indicam a formação de novos grânulos. Por fim, na Figura 4(d), após 15 dias da adição de íons férricos, os filamentos estão presentes em menor quantidade e com núcleos de granulação, confirmando a recuperação gradual dos grânulos.

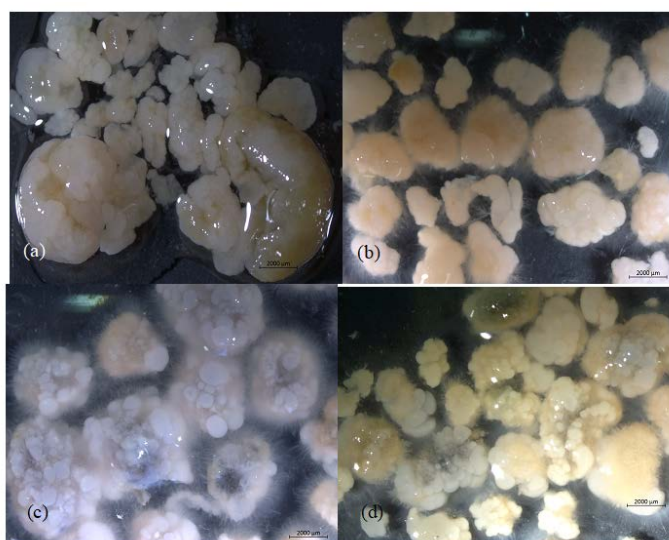


Figura 4: Imagem dos grânulos na fase durante a operação estável (a), durante a perturbação (b), após sete (c) e 15 dias (d) do início da fase de recuperação com ferro.

Moura *et al.* (2018) obtiveram biomassa granular estável sem filamentos em sua superfície aproximadamente 35 dias após a adoção da estratégia de aeração acelerada com adição de íons férricos. Enquanto que Yilmaz *et al.* (2017) observaram apenas grânulos mais compactos sem bactérias filamentosas 76 dias após a adição de ferro ter sido implementada.

A ocorrência de crescimento de organismos filamentosos em reatores de lodo granular aeróbio já foi relatada em estudos anteriores. Fatores como longos tempos de retenção de lodo, deficiências de nutrientes e oxigênio dissolvido estão relacionados à proliferação de bactérias filamentosas em grânulos aeróbios (LIU e LIU, 2006; ZHOU *et al.*, 2014).

A importância do ferro na formação e estabilidade dos grânulos foram relatados em estudos anteriores. Cai *et al.* (2018) concluíram que o ferro teve um efeito positivo na produção de polissacarídeos, formando um arcabouço forte e pegajoso, que auxiliou na formação e estabilidade do LGA. As espécies de ferro são consideradas importantes porque estabilizam a matriz de biopolímeros e bactérias e promovem a biofloculação de acordo com a teoria de pontes de cátions plurivalentes (Yilmaz *et al.*, 2017). Além de favorecer a formação de grânulos compactos, estimulando a granulação, Yilmaz *et al.* (2017) descobriram que a adição de ferro desempenha um papel importante na supressão do crescimento excessivo de filamentos nos reatores.

CONCLUSÕES

Com este estudo, pode-se concluir a importância de uma adequada operação do reator de LGA, pois problemas como o descarte excessivo de lodo e também a presença de oxigênio dissolvido na fase de alimentação (anaeróbia), prejudicam o desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes, devido principalmente ao desenvolvimento de bactérias filamentosas. A fim de controlar o desenvolvimento dessas bactérias, a adição de ferro no afluente pode ser uma boa alternativa para retornar à estabilidade dos grânulos e consequentemente, a eficiência de remoção dos poluentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: [s.n.], 2005.
2. BASSIN, J. P. *et al.* Development of aerobic granular sludge under tropical climate conditions: The key role of inoculum adaptation under reduced sludge washout for stable granulation. *Journal of Environmental Management*, 2019. v. 230, n. August 2018, p. 168–182.
3. CAI, W. *et al.* Influence of ferrous iron dosing strategy on aerobic granulation of activated sludge and bioavailability of phosphorus accumulated in granules. *Bioresource Technology*, 2018. n. 2017, p. 7–14.
4. KREUK, M. K. De; LOOSDRECHT, M. C. M. Van. Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage. *Journal of Environmental Engineering*, 2006. v. 132, n. 06, p. 694–697.
5. LI, D. *et al.* Bioresource Technology Effect of sludge retention time on continuous-flow system with enhanced biological phosphorus removal granules at different COD loading. *Bioresource Technology*, 2016. v. 219, p. 14–20.
6. LIU, Y.; LIU, Q. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 2006. v. 24, p. 115–127.
7. LOCHMATTER, S.; GONZALEZ-GIL, G.; HOLLIGER, C. Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge. *Water Research*, 2013. v. 47, n. 16, p. 6187–6197.
8. METCALF; EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 1. ed. New York: McGraw-Hill International Editions, 1991.
9. MOURA, L. L. *et al.* Strategies to re-establish stable granulation after filamentous outgrowth: Insights from lab-scale experiments. *Process Safety and Environmental Protection*, 2018. v. 117, p. 606–615.
10. SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Science and Technology*, 2004. v. 49, n. 11–12, p. 41–46.
11. TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor. *Water Research and Technology*, 2003. v. 49, n. 11–12, p. 35–40.
12. WEISSBRODT, D. G. *et al.* Assessment of bacterial and structural dynamics in aerobic granular biofilms. *Frontiers in Microbiology*, 2013. v. 4, p. 1–18.
13. WINKLER, M. H. *et al.* Temperature and salt effects on settling velocity in granular sludge technology. *Water Research*, 2012. v. 46, n. 12, p. 3897–3902.
14. YILMAZ, G.; BOZKURT, U.; ALEKSANYAN, K. Effect of iron ions (Fe^{2+} , Fe^{3+}) on the formation and structure of aerobic granular sludge. *Biodegradation*, 2016, v. 28, p. 53–68.
15. ZHOU, J. *et al.* Optimization of operation conditions for preventing sludge bulking and enhancing the stability of aerobic granular sludge in sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, 2014. v. 70, p. 1519–1525.