

# Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico

*Simultaneous removal of organic material, nitrogen and phosphorus in a reactor in batches of mobile bed biofilm sequencing by the anaerobic-anoxic-oxic process*

Rodrigo de Freitas Bueno<sup>1\*</sup> , Fábio Campos<sup>2</sup> ,  
Marianella Munoz Rivera<sup>3</sup> , Carolina Lenis<sup>3</sup> , Roque Passos Piveli<sup>2</sup> 

## RESUMO

Neste estudo, foi avaliado o desempenho de um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico (A<sup>2</sup>O), aplicado à remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário. Utilizaram-se dois reatores com volume útil de 36 L cada, sendo que um deles recebeu anéis plásticos móveis do tipo Kaldnes®, com área superficial específica estimada em 310 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> que ocuparam 50% do volume útil do reator (denominado aqui de MBSBBR). O estudo foi conduzido com tempo de retenção de sólidos (TRS) de 12 dias, tempo de retenção hidráulico (TRH) de 6 horas, taxa de alimento/microorganismo (A/M) de 0,4 a 0,5 gDQO/SSV.d, oxigênio dissolvido (OD) na faixa de 0,3-0,8 mgO<sub>2</sub>/L e taxas de aplicação de carga orgânica, nitrogênio e fósforo de 47,2 gDQO/L.d, 5,4 gNTK/L.d e 0,4 gP/L.d, respectivamente. Os resultados de eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), N-NH<sub>3</sub> e fósforo foram de 91,1, 90,5 e 85,4% para o reator MBSBBR e de 89,5, 91,6 e 84,4% para o reator RBS, respectivamente. Os resultados do teste estatístico de ANOVA foram aplicados às principais variáveis estudadas, e os valores convergiram para valores de  $f_{\text{observado}} < f_{\text{crítico}}$ . Dessa forma, considera-se que houve similaridade de desempenho nos reatores MBSBBR e RBS. Conclui-se que a introdução do meio suporte não trouxe benefícios ao tratamento em termos de remoção de nutrientes. No entanto, o estudo mostrou que é possível de se obter elevada remoção de nitrogênio, em baixas concentrações de OD, o que se torna vantajoso para o tratamento de esgoto com elevada concentração de nitrogênio.

**Palavras-chave:** anaeróbio-anóxico-óxico; biomassa aderida e suspensa; remoção de nitrogênio e fósforo; nitrificação e desnitrificação simultânea; esgoto sanitário.

## ABSTRACT

In this study, the performance of a reactor in sequential batch with mobile bed biofilm operated by the anaerobic-anoxic-oxic (A<sup>2</sup>O) process, applied to the simultaneous removal of organic material, nitrogen and phosphorus from sanitary sewage was evaluated. Two reactors with a useful volume of 36 liters each were used, one of them receiving Kaldnes® type mobile plastic rings, with a specific surface area estimated at 310 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, which occupied 50% of the reactor's useful volume (MBSBBR). The study was conducted with 12-day solid retention time (SRT), 6 hour hydraulic retention time (HRT), food/microorganism (F/M) ratio of 0.4 to 0.5 gCOD/VSS.d, dissolved oxygen (DO) in the range of 0.3-0.8 mgO<sub>2</sub>/L and application rates of organic load, nitrogen and phosphorus of 47.2 gCOD/L.d, 5.4 gTNK/L.d and 0.4 gP/L.d, respectively. The efficiency of chemical oxygen demand (COD), N-NH<sub>3</sub> and Phosphorus removal was of 91.1%, 90.5% and 85.4% for the MBSBBR reactor and 89.5%, 91.6% and 84.4% for the RBS reactor, respectively. The results of the statistical ANOVA test were applied to the main variables studied and the values converged to values of  $f_{\text{observed}} < f_{\text{critical}}$ . In this way, it is considered that there was a similarity of performance between the MBSBBR and RBS reactors. It is concluded that the introduction of the support medium did not bring benefits to the treatment in terms of nutrient removal. However, the study showed that it is possible to obtain high nitrogen removal at low concentrations of DO, which is advantageous for the sewage treatment with high nitrogen concentration.

**Keywords:** anaerobic-anoxic-oxic; attached and suspended biomass; removal of nitrogen and phosphorus; simultaneous nitrification and denitrification; sanitary sewer.

<sup>1</sup>Universidade Federal do ABC - Santo André (SP), Brasil.

<sup>2</sup>Escola Politécnica, Universidade de São Paulo - São Paulo (SP), Brasil.

<sup>3</sup>Universidade da Antioquia - Antioquia, Colômbia.

\*Autor correspondente: rodrigo.bueno@ufabc.edu.br

Recebido: 28/10/2013 - Aceito: 25/05/2018 - Reg ABES: 125711

## INTRODUÇÃO

As quantidades crescentes de compostos de nitrogênio (N) e fósforo (P) estão presentes em águas naturais em razão da contaminação por atividades agrícolas, industriais intensivas e lançamentos de efluentes sem tratamento adequado, levando a sérios problemas ambientais e de saúde pública (BUENO, 2011). A remoção biológica de nitrogênio (RBN) e fósforo (RBP) constitui a técnica mais econômica e sustentável de tratamento para o esgoto sanitário (XU *et al.*, 2013; HU *et al.*, 2014). A RBN envolve dois processos: nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é um processo aeróbio realizado por bactérias autotróficas, em que a amônia ( $\text{NH}_3$ ) é oxidada para nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), por meio de bactérias oxidantes de amônia (BOA), e então o nitrito é oxidado para nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), por meio de bactérias oxidantes de nitrito (BON).

A desnitrificação é um processo anóxico realizado por bactérias heterotróficas utilizando nitrito e/ou nitrato como aceptor de elétrons. Nesse processo,  $\text{NO}_3^-$  é reduzido a  $\text{NO}_2^-$  e depois a óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e, finalmente, a  $\text{N}_2$  (VAN HAANDEL & VAN DER LUBBE, 2007). No caso de esgotos com baixas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) e elevadas concentrações de N, o processo convencional de remoção normalmente resulta em baixa eficiência de remoção, em razão da falta de carbono disponível, o que limita os processos biológicos (HU *et al.*, 2014).

A proporção da DQO:N:P no esgoto doméstico recomendada para o tratamento biológico convencional aeróbio deve ser aproximadamente igual a 100:5:1; e anaeróbio, de 250:5:1 (HENZE *et al.*, 2008). Portanto, maior eficiência de remoção de N e P para esgotos com baixa carga orgânica tornou-se uma demanda urgente para as estações de tratamento de esgoto municipais (CHEN *et al.*, 2014; 2016). Como consequência, novos processos como nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) e nitrificação e desnitrificação via curta- $\text{NO}_2^-$  (NDC) foram propostos para reduzir a dosagem de uma fonte de carbono, em que, com a NDS, pode-se economizar entorno de 22–40% de fonte de carbono, redução de 30% de produção de lodo e 30–40% com o gasto de energia elétrica para aeração (ZHAO *et al.*, 1999; PENG & QI, 2007; SEIFI & FAZAEIPOOR, 2012; BUENO *et al.*, 2017; BUENO, 2011; 2016).

No processo via NDC, o estudo de Turk e Mavinic (1986) mostra que é possível obter economia de até 40% de fonte de carbono e redução na taxa de aeração de até 25%. Além disso, a remoção de fosfato desnitrificante confirmou ser um método eficaz para remover N e P simultaneamente com menor fonte de carbono (KUBA *et al.*, 1996; ZHAO *et al.*, 2017). No entanto, a capacidade de remoção de fósforo anóxico em processos convencionais de remoção de nutrientes biológicos (RNB) é limitada. Assim, o enriquecimento dos organismos de acumulação de fósforo desnitrificantes (D-OAPs) nos processos RBN torna-se um passo primário e crucial (NIELSEN *et al.*, 2012; LIU *et al.*, 2014).

A RBP tradicional está associada ao desenvolvimento de populações de organismos capazes de acumular grande quantidade desse elemento no interior de suas células (conhecidos como organismos acumuladores de fósforo — OAPs). O cultivo dos OAPs no sistema é realizado por meio da existência de uma etapa anaeróbia no processo, que garante um ambiente onde há uma vantagem competitiva para esses organismos: eles são capazes de utilizar uma fonte interna de energia (polifosfato previamente acumulado na etapa aeróbia) para sequestrar na etapa anaeróbia parte da matéria orgânica rapidamente biodegradável (WENTZEL *et al.*, 1990; GIESEK *et al.*, 2002; ZENG *et al.*, 2003).

A capacidade de acumulação de P pelos OAPs pode ser induzida por exposição a várias condições ambientais/operacionais diferentes, tais como limitação de nutrientes, indução de baixo pH e alternando operação anaeróbica e óxica (A/O) (CHANG & HAO, 1996; MULLAN *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2008; 2013; CHEN, *et al.*, 2014; LI *et al.*, 2016).

Entre os processos biológicos, o processo de tratamento em reatores de bateladas sequenciais (RBS) mostra-se muito atraente, especialmente por permitir a manutenção de condições anaeróbicas, anóxicas e aeróbicas, necessárias para a remoção de N e P em um único reator — tais condições são realizadas em diferentes estágios durante uma batelada (METCALF & EDDY, 2003; WANG & SHAMMAS, 2010; LAN *et al.*, 2011).

Nos últimos anos, algumas modificações do RBS foram aplicadas por pesquisadores, como RBS com alimentação contínua (LI *et al.*, 2016); RBS com leito de lodo de fluxo ascendente e alimentação contínua (USBR) (ASADI *et al.*, 2012a); RBS de fluxo ascendente de lodo aeróbio/anóxico (UAASB) (ASADI *et al.*, 2012b); RBS anaeróbio/aeróbio/anóxico de alto fluxo (UAAASB) (REZAEI *et al.*, 2015); RBS de alimentação contínua e de descarga intermitente (CFIDAB) (ASADI *et al.*, 2016); RBS com biofilme (SBBR) (SPEITEL & LEONARD, 1992); RBS anaeróbio (ASBR) (DAGUE *et al.*, 1992); RBS anaeróbio-aeróbio (AASBR) (BERNET *et al.*, 2000); RBS com membrana (MSBR) (BAE *et al.*, 2003; PAJOURSHARIATI *et al.*, 2017); e RBS de leito móvel com biofilme (MBSBBR) (DULKADIROGLU *et al.*, 2015).

O MBSBBR fornece uma combinação de crescimento suspenso e aderido. A biomassa cresce tanto como flocos suspensos quanto como biofilme ligado ao meio suporte inerte em MBBRs. Os MBBRs se beneficiam de vantagens, como alta concentração de biomassa; elevado tempo de retenção de sólidos (TRS); baixo tempo de retenção hidráulico (TRH); boa tolerância a choques de carga orgânica; e baixos riscos em relação ao entupimento da mídia transportadora (LESSEL, 1993; RUSTEN *et al.*, 1995; ØDEGAARD *et al.*, 1993; FUJII, 2011; LIU *et al.*, 2017). No entanto, em um estudo de avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário, realizado por Oliveira *et al.* (2013), os

autores concluem que o processo de lodo ativado (LA) é mais econômico do que o MBBR de fluxo contínuo, em relação à implantação dos reatores e aos gastos com energia elétrica para aeração. Isso se deve ao custo elevado do meio suporte frente a economia gerada pela redução da área necessária para a implantação dos reatores. O estudo ressalta que o interesse pelo processo de MBBR é maior em situações de implantação ou ampliação de estação de tratamento de esgoto (ETE), em que não há terreno disponível com área suficiente para o processo de LA.

Dentro desse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a remoção simultânea de material orgânico, N e P de esgoto sanitário, em um MBSBBR operado em fases anaeróbio-anoxíca-oxícas (A<sup>2</sup>O) com oxigênio dissolvido (OD) na faixa de 0,3–0,8 mgO<sub>2</sub>/L. Em síntese, é possível realizar um tratamento com excelentes propriedades técnicas, em sistemas mais compactos e econômicos, em comparação com as diversas opções disponíveis. Porém, além de ser uma alternativa recente, as principais informações são provenientes de pesquisas em países de clima temperado, de forma que se entende ser oportuno o reconhecimento das propriedades necessárias para a remoção conjunta de material orgânico e nutrientes em países tropicais.

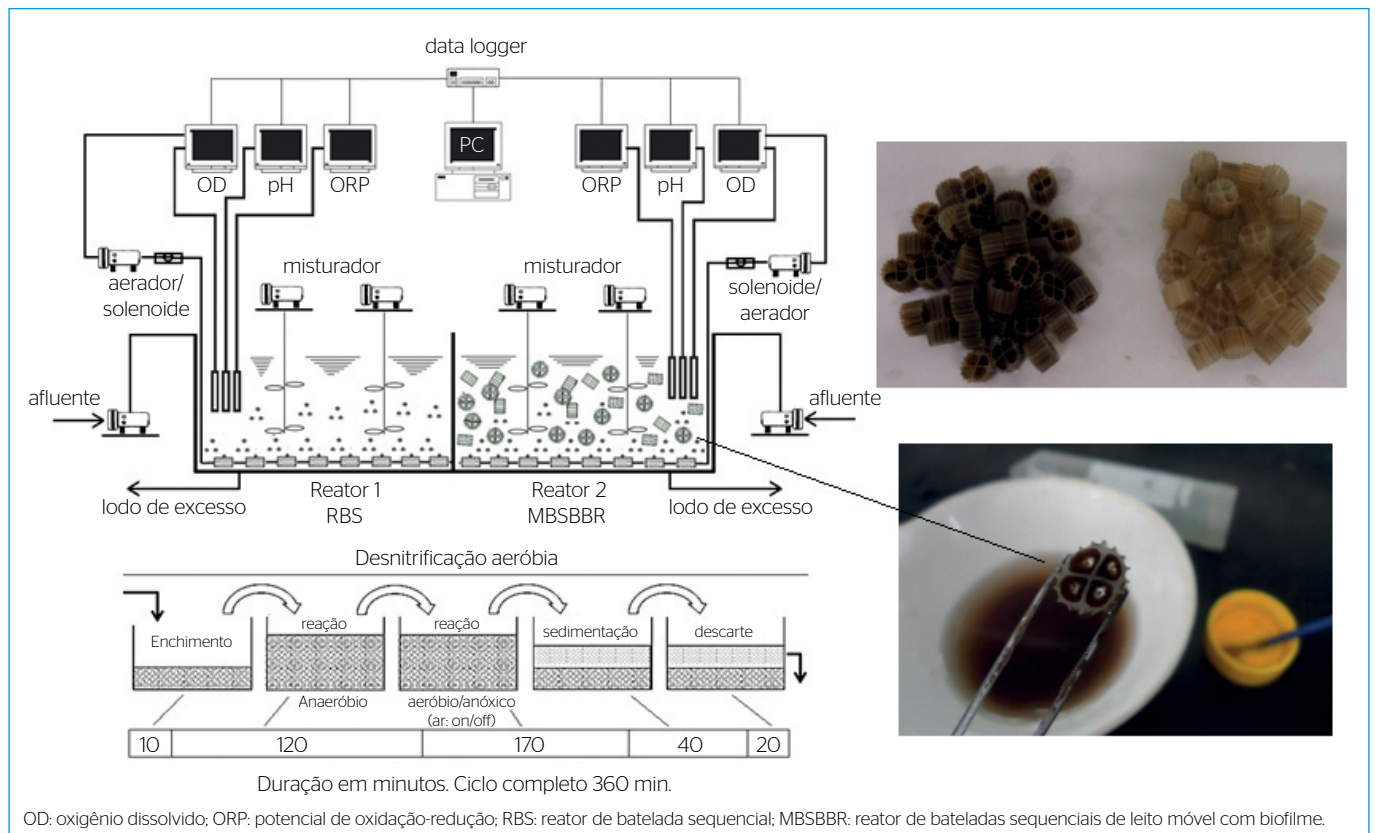
## MATERIAIS E MÉTODOS

### Configuração e condições de operação do sistema piloto

A investigação experimental foi realizada em escala piloto e desenvolvida no Laboratório de Saneamento da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP-USP), São Paulo. Foram postos em operação dois processos de lodo ativado de dimensões iguais — Reator 1 (RBS) e Reator 2 (MBSBBR) —, diferindo apenas pela introdução em um deles de suportes móveis para o desenvolvimento de biomassa aderida (MBSBBR). O sistema piloto que representou o processo MBSBBR recebeu anéis plásticos móveis do tipo Kaldnes<sup>®</sup> com área superficial específica estimada em 310 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> que ocuparam 50% do volume útil do reator.

A Figura 1 mostra o arranjo experimental dos reatores, os principais equipamentos de controle e monitoramento, o ciclo operacional das bateladas sequenciais e o meio suporte utilizado no estudo.

Segundo o delineamento experimental proposto, os dois sistemas operaram simultânea e paralelamente para avaliação do desenvolvimento do processo de NDS conjunta com a remoção de P; a concentração de OD foi fixada na faixa de 0,3–0,8 mgO<sub>2</sub>/L, conforme estudos realizados em sistemas de LAs operando com NDS — Zhao *et al.* (1999),



**Figura 1** - Visão geral dos reatores, equipamentos de controle/monitoramento empregados durante a investigação experimental nos reatores MBSBBR e RBS.

Peng & Qi (2007), Bueno (2011; 2016) e Bueno *et al.* (2017). O tempo do ciclo dos reatores foi baseado nos estudos realizados por Münch *et al.* (1996) e Guo *et al.* (2007), que operaram sistemas de SBR e MBSBBR visando à otimização dos processos de RBN. A operação do processo e o ciclo avaliado no presente estudo tiveram cinco períodos envolvidos:

- período de enchimento de 10 min;
- período de reação anaeróbia;
- período anóxico/aeróbio de 170 min;
- período de sedimentação de 40 min;
- período de descarte de 20 min.

O tempo total do ciclo foi de 360 min ou 6 horas, que resultou em quatro bateladas por dia durante 130 dias de estudo. Para garantir a mistura do lodo nos reatores, agitadores mecânicos eram acionados em todos os períodos — com exceção aos períodos de sedimentação e descarte, a rotação foi ajustada para 35–40 rpm. O controle dos períodos do ciclo foi feito por meio de um controlador lógico programável (CLP) da marca Arduino Uno®, e a aeração nos reatores foi monitorada por meio de um respirômetro da marca Beluga, acoplado a um sensor de OD da marca Orion YSI, em que era possível o controle rigoroso da concentração de OD na faixa proposta e o registro dos dados em Excel. O esgoto sanitário que alimentou os reatores foi proveniente do Conjunto residencial da USP (CRUSP), São Paulo, recebendo tratamentos prévios de peneiramento, desarenação, remoção de gordura e decantação primária.

A Tabela 1 mostra as principais características do esgoto sanitário utilizado. O TRS foi controlado por meio da retirada diária do volume de lodo do tanque de aeração correspondente a 1/TRS. A perda de sólidos com o efluente final foi considerada insignificante. O TRS foi mantido em 12 dias, a fim de favorecer a RBP e observar o efeito no

**Tabela 1 - Caracterização do esgoto sanitário do Conjunto residencial da Universidade de São Paulo utilizado no estudo.**

Parâmetros	Unidade	Valores
pH	-	7,6 ± 0,5
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> /L	425 ± 40
DQO total	mg/L	655 ± 78
DQO solúvel	mg/L	68 ± 19
SST	mgSST/L	483 ± 83
NTK	mgNTK/L	75,4 ± 7,5
N-NH <sub>3</sub>	mgN-NH <sub>3</sub> /L	61,6 ± 7,3
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	< 0,2
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L	< 0,2
P total	mgP/L	6,0 ± 0,8

DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos em suspensão totais; NTK: nitrogênio total kjeldahl; P: fósforo; \*análises em duplicatas.

processo de nitrificação em idade do lodo reduzida. A Tabela 2 mostra o resumo das condições de operação dos reatores e as taxas de aplicação de carga orgânica (TCO<sub>aplicada</sub>), nitrogenada (TCN<sub>aplicada</sub>) e de fósforo (TCP<sub>aplicada</sub>).

## Aclimação do lodo e análises laboratoriais

Para *start-up* do sistema, os reatores foram preenchidos com lodo biológico de um LA modificado do tipo MBBR em operação instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (CTH-EP-USP), São Paulo. A aclimação do sistema teve período de ≈ 30 dias, tendo condições estáveis, com taxa de remoção de DQO e de N superiores a 80% e biomassa aderida ao meio suporte em termos de SSV, superior a 5 gSSV/m<sup>2</sup>. Os métodos analíticos utilizados foram os descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2005).

As concentrações de NH<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P foram quantificadas em um cromatógrafo de íons (Dionex-100, coluna ASCR2\_mm e CSCR2\_mm). O método utilizado para caracterização do biofilme do meio suporte foi o descrito em Campos (2014). Como forma de comparação de desempenho das unidades em termos de DQO, N e P

**Tabela 2 - Resumo das condições operacionais e características dos reatores.**

Parâmetros	Valores		
	RBS	MBSBBR	
Reator			
Volume útil (L)	36	36	
Vazão (L/d)	72	72	
TRS (dias)	12	12	
Troca volumétrica (%)	50	50	
TRH (horas)	6	6	
TCO <sub>aplicada</sub> (gDQO/L.d)	47,2	47,2	
TCN <sub>aplicada</sub> (gNTK/L.d)	5,4	5,4	
TCP <sub>aplicada</sub> (gP/L.d)	0,4	0,4	
Taxa de A/M (gDQO/gSSV.d)	0,48 ± 0,15	0,42 ± 0,10	
pH*	7,3 ± 0,3	7,3 ± 0,2	
SSV no reator (mg/L)	Suspensão	2.710 ± 769	1.122 ± 590
	**Aderido	-	1.982 ± 360
	Total	-	3.104 ± 769
OD (mgO <sub>2</sub> /L)	0,3-0,8	0,3-0,8	

RBS: reator de batelada sequencial; MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; TRS: tempo de retenção de sólidos; TRH: tempo de retenção hidráulico; TCO<sub>aplicada</sub>: aplicação de carga orgânica; TCN<sub>aplicada</sub>: aplicação de carga nitrogenada; TCP<sub>aplicada</sub>: aplicação de carga de fósforo; A/M: alimento/microrganismo; SSV: sólidos em suspensão voláteis; OD: oxigênio dissolvido; \*pH ajustado diariamente com hidróxido de sódio no período dos dias 60-110;

\*\*considerando a área superficial do meio suporte de 310 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, obteve-se, ao longo do estudo, valores médios de SSV na ordem de 5,5 gSSV/m<sup>2</sup> de biofilme, número abaixo do obtido em Fujii *et al.* (2011) e Campos (2014).

no esgoto tratado no período experimental (concentrações médias), utilizou-se a ferramenta de análise de variância (ANOVA-fator único) disponível no *software* Excel 2017.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Avaliação do desempenho dos reatores e remoção de material orgânico

A Tabela 3 mostra um resumo dos principais resultados da *performance* dos reatores, valores médios obtidos durante 110 dias de investigação experimental.

Durante a fase experimental, o pH no lodo biológico variou entre 6,4 e 7,7, no intervalo dos dias 1–60; a diminuição do pH em razão do processo de nitrificação e do período anaeróbio, em conjunto com o consumo de alcalinidade, levou à necessidade de se controlar rigorosamente o pH, que foi feito no intervalo dos dias 60–110. O ajuste do pH foi feito diariamente com hidróxido de sódio, e os valores médios foram de  $7,3 \pm 0,3$  — o efeito do ajuste é discutido com detalhes no item de remoção de material nitrogenado. As concentrações médias de DQO no esgoto tratado, durante o período experimental, foram de

$58 \pm 19$  mg/L (DQO<sub>total</sub>) e  $35 \pm 17$  mg/L (DQO<sub>solúvel</sub>), no reator MBSBBR, e de  $68 \pm 19$  mg/L (DQO<sub>total</sub>) e  $47 \pm 22$  mg/L (DQO<sub>solúvel</sub>), no reator RBS. Observa-se, na Figura 2, que durante todo o período experimental, ambos os reatores se mantiveram estáveis, e que as concentrações de DQO foram sempre menores que 110 mg/L. Esses resultados estão diretamente relacionados à eficiência dos reatores que, em média, foi de 91,1% (MBSBBR) e 89,5% (RBS).

Os valores de DQO apresentados na Tabela 3 são compatíveis aos obtidos em sistemas convencionais de LAs e MBBR, confirmando que foi possível manter uma biomassa em suspensão e aderida, em concentração suficiente para a realização da degradação dos compostos de material orgânico. As condições de operação com baixas concentrações de OD (0,3–0,8) mgO<sub>2</sub>/L não afetaram o processo. Resultados similares foram obtidos no estudo de Naseer *et al.* (2012), em um sistema multifásico do tipo A<sup>2</sup>O, no qual se mostrou que a variação da concentração de OD, na faixa de 0,5 a 2,5 mgO<sub>2</sub>/L, não apresenta efeito significativo na eficiência de remoção de matéria orgânica — as eficiências de DQO do estudo foi de 85 a 87%. Estudos recentes, em processos de LAs operados com baixa concentração de OD, realizados por Bueno (2011; 2016) e Bueno *et al.* (2017), mostram que é possível

**Tabela 3** - Resultados médios da *performance* dos reatores MBSBBR e RBS obtidos durante o período de investigação experimental.

Parâmetros	MBSBBR	RBS	Unidade	Parâmetros	MBSBBR	RBS	Unidade
Reator				N total			
SSV	3104 ± 769	2.710 ± 769	mg/L	Esgoto bruto	75,4 ± 7,5	75,4 ± 7,5	mg/L
OD	0,3–0,8	0,3–0,8	mgO <sub>2</sub> /L	Esgoto tratado	14,9 ± 7,4	15,9 ± 8,9	mg/L
pH				Remoção	91,3 ± 3,2	89,6 ± 4,1	%
Esgoto bruto	7,6 ± 0,5	7,6 ± 0,5	-	NTK			
Esgoto tratado	7,2 ± 0,5	7,3 ± 0,5	-	Esgoto bruto	75,4 ± 7,5	75,4 ± 7,5	mg/L
Alcalinidade				Esgoto tratado	8,5 ± 6,2	8,2 ± 7,7	mg/L
Esgoto bruto	425 ± 40	425 ± 40	mgCaCO <sub>3</sub> /L	Remoção	88,6 ± 8,6	89,2 ± 9,8	%
Esgoto tratado	61 ± 52	47 ± 46	mgCaCO <sub>3</sub> /L	N-NH <sub>3</sub>			
DQO				Esgoto bruto	61,6 ± 7,3	61,6 ± 7,3	mg/L
Esgoto bruto	655 ± 78	655 ± 78	mg/L	Esgoto tratado	5,7 ± 5,6	5,2 ± 5,0	mg/L
Esgoto tratado	58 ± 19	68 ± 19	mg/L	Remoção	90,5 ± 9,1	91,6 ± 8,6	%
Remoção	91,1 ± 2,8	89,5 ± 3,0	%	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>			
SST				Esgoto bruto	< 0,2	< 0,2	mg/L
Esgoto bruto	483 ± 83	483 ± 83	mg/L	Esgoto tratado	< 0,2	< 0,2	mg/L
Esgoto tratado	46 ± 16	55 ± 24	mg/L	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
Fósforo total				Esgoto bruto	< 0,2	< 0,2	mg/L
Esgoto bruto	6,0 ± 0,8	6,0 ± 0,8	mg/L	Esgoto tratado	6,5 ± 2,1	7,7 ± 2,7	mg/L
Esgoto tratado	0,9 ± 0,5	0,9 ± 0,4	mg/L				
Remoção	85,4 ± 8,8	84,4 ± 7,8	%				

MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; RBS: reator de batelada sequencial; SSV: sólidos em suspensão voláteis; OD: oxigênio dissolvido; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos em suspensão totais; N: nitrogênio; NTK: nitrogênio total kjeldahl; NH<sub>3</sub>: amônia; NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: nitrito; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrato; \*análises em duplicatas.

obter elevada remoção de material orgânico, comumente superior a 90%, com estabilidade operacional.

Os resultados da utilização da ferramenta estatística são apresentados na Tabela 4. Os resultados do teste forneceram o maior valor de  $f_{\text{observado}}$  (4,58) quando comparado com o  $f_{\text{crítico}}$  (4,00), obtido da distribuição  $f$  de Fisher-Snedecor, com 1 e 60 graus de liberdade, e considerando o nível de 5% de significância. Nesse caso, pode-se concluir que as médias de DQO nas amostras do esgoto tratado nos reatores foram estatisticamente diferentes. Portanto, considera-se que não houve similaridade entre os valores médios, ou seja, apesar de os valores serem próximos, o estudo mostra que o reator de MBSBBR teve melhor desempenho, em termos de remoção de material orgânico. Em relação às concentrações de SSV, observam-se, na Tabela 2, valores médios de  $3.104 \pm 769$  mg/L (MBSBBR) e de  $2.710 \pm 769$  (RBS). A biomassa aderida na piloto com MBSBBR contendo meio suporte com área superficial de  $310 \text{ m}^2/\text{m}^3$  resultou em valores médios de SSV na ordem de  $5,5 \text{ gSSV}/\text{m}^2$ . Esses valores podem ser considerados inferiores aos obtidos em estudos similares, que estão na faixa de 8 a  $15 \text{ gSSV}/\text{m}^2$  (Fujii, 2011; Fujii et al., 2013; Campos, 2014; Campos et al., 2017). Nesse caso, seria necessária melhor avaliação da concentração de OD em concentrações mais elevadas de biomassa, pois poderia ter um déficit de OD para manter a estabilidade do processo de tratamento.

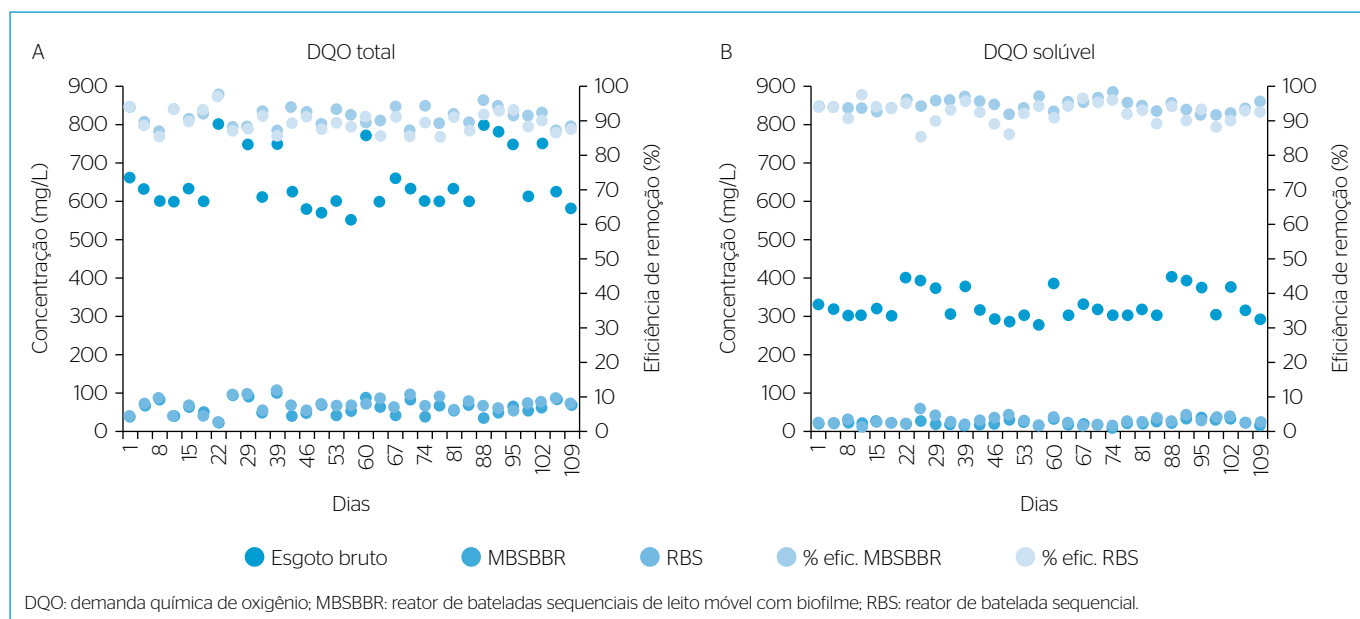
Em termos de SST no esgoto tratado, os valores apresentados na Tabela 3 mostram um efluente bem clarificado com concentrações de  $46 \pm 16$  e  $55 \pm 24$  mg/L. Com os resultados dos sólidos, foram realizados testes de índice volumétrico do lodo (IVL). Os resultados mostram valores elevados na ordem de  $270 \pm 110 \text{ mL}/\text{g}$ . Valores similares são

descritos nos estudos de Bueno (2011; 2016) e Bueno et al. (2017), Jin et al. (2003), Morgan-Sagastume & Allen (2003), Thauré et al. (2008) e Zhang et al. (2017). Apesar de os valores serem elevados, não houve prejuízos na qualidade do esgoto tratado.

**Tabela 4** - Valores médios de demanda química de oxigênio total e solúvel obtidos durante o experimento e a análise de variância (ANOVA-fator único) para os reatores MBSBBR e RBS.

Variáveis	DQO total		DQO solúvel		
	Esgoto bruto	MBSBBR	RBS	MBSBBR	RBS
*Número de dados	31	31	31	31	31
Média	655	58	68	35	47
Mínimo	550	20	24	8	8
Máximo	800	96	108	80	108
Coef. variação	0,1	0,3	0,3	0,5	0,5
Desvio padrão	78	19	19	17	22
**ANOVA	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	$f_{\text{observado}}$	$f_{\text{crítico}}$
Entre grupos	1.662	1	1.662	4,58	4,00
Dentro dos grupos	21.791	60	363		
Total	23.453	61			

DQO: demanda química de oxigênio; MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; RBS: reator de batelada sequencial; ANOVA: análise de variância; \*análises em duplicatas; \*\* valores ANOVA referente à DQO total.



**Figura 2** - Série temporal - concentrações de demanda química de oxigênio total e solúvel obtidas durante o experimento. Valores médios no esgoto bruto e tratado nos reatores MBSBBR e RBS.

## Nitrificação e desnitrificação simultânea nos reatores

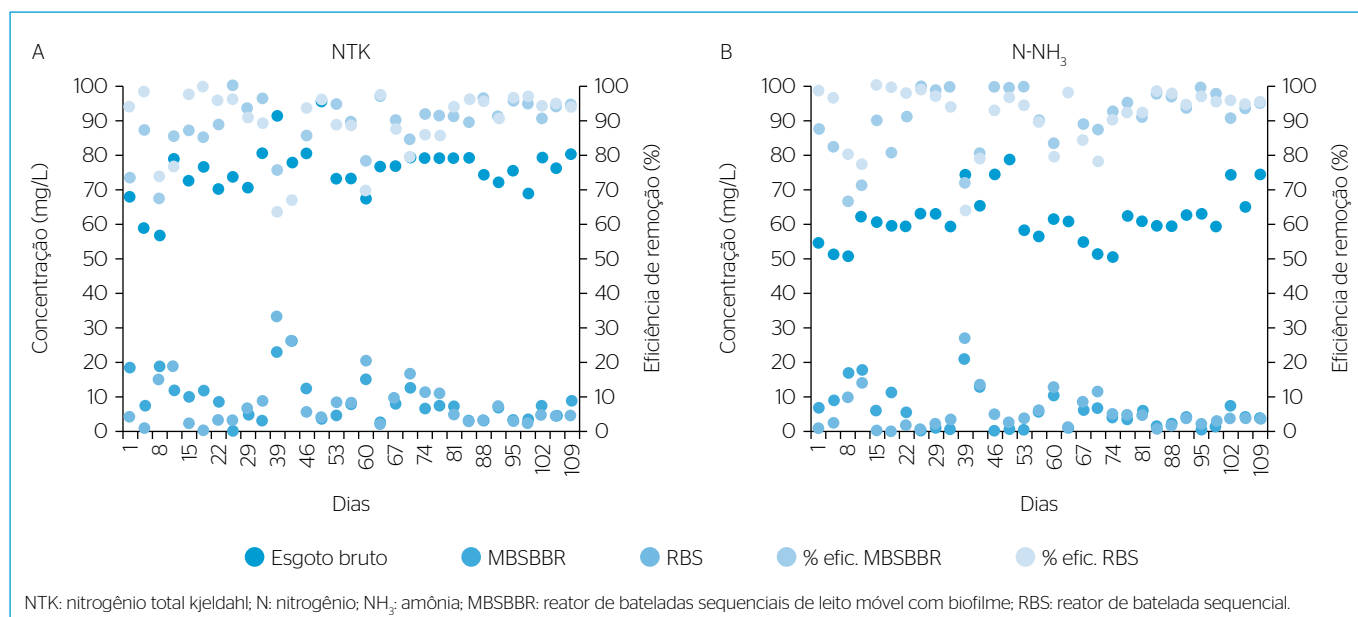
Conforme mostra a Tabela 3, as concentrações médias de NTK e N-NH<sub>3</sub> no esgoto tratado, durante o período experimental, foram de 8,5 ± 6,2 mg/L (NTK) e 5,7 ± 5,6 mg/L (N-NH<sub>3</sub>), no reator MBSBBR, e de 8,2 ± 7,7 mg/L (NTK) e 5,2 ± 5,0 mg/L (N-NH<sub>3</sub>), no reator RBS. Observa-se, na Figura 3, que durante o período experimental houve episódios com picos de NTK e N-NH<sub>3</sub> de 26,0 ± 6,2 e 21,0 ± 5,6 mg/L e de 33,0 ± 7,7 e 26,9 ± 5,7 mg/L, nos reatores MBSBBR e RBS, respectivamente. Com exceção desses episódios, o esgoto tratado apresentou concentrações de N sempre inferiores a 20 mg/L. Analisando os resultados da série histórica apresentados na Figura 3, nota-se que foi possível manter o sistema de tratamento com estabilidade operacional, independentemente das variações de carga orgânica e nutrientes no esgoto bruto ao longo do período de estudo, em ambos os reatores.

Esses resultados estão diretamente relacionados à eficiência dos reatores que, em média, foi de 88,6 e 90,5% (MBSBBR) e de 89,2 e 91,6% (RBS) de NTK e N-NH<sub>3</sub>, respectivamente. Os resultados demonstram que a nitrificação do esgoto ocorreu de forma eficiente, porém não completa. No entanto, é comum em processos de LAs com a mesma faixa de idade do lodo, a obtenção de residuais da ordem de 2,0 mg/L de N-NH<sub>3</sub>, porém com maior concentração de OD nos tanques de aeração. Resultados similares foram obtidos no estudo de Guo *et al.* (2011), que operou um RBS (A/O) com volume útil de 10 L, alternando as fases anaeróbias e aeróbias — esta mantendo o OD na faixa de 0,1 a 0,6 mg/L —, e obteve 78% de remoção de N. No estudo de Jaafari *et al.* (2017), foi avaliada a RBN em um reator (A<sup>2</sup>O)

em leito móvel com biomassa aderida, operado com OD na faixa de 0,3–0,5 mg/L em condições similares ao do presente estudo, com exceção do TRH, que foi de 10 horas. Os resultados mostraram que é possível obter elevadas eficiências de remoção de DQO, N e P; os valores obtidos foram na ordem de 92,8, 93 e 84%, respectivamente. Os autores ressaltam que obtiveram boa sedimentabilidade do lodo, com IVL de 100 mL/g, e que o sistema foi estável a variações de carga orgânica e de nutrientes no esgoto bruto, ao longo do experimento. Outros estudos mostram que é possível obter elevada eficiência de material orgânico e N em baixas concentrações de OD (POCHANA & KELLER, 1999; POCHANA *et al.*, 1999; VILLAVERDE *et al.*, 2000; ZHANG *et al.*, 2001; SATOH *et al.*, 2003; BUENO, 2011; 2016; BUENO *et al.*, 2017).

Os resultados da utilização da ferramenta estatística para NTK, apresentados na Tabela 5, forneceram menor valor de  $f_{\text{observado}}$  (0,03), quando comparado ao  $f_{\text{crítico}}$  (4,00), obtido da distribuição  $f$  de Fisher-Snedecor, com 1 e 60 graus de liberdade, e considerando o nível de 5% de significância. Tendo em vista que  $f_{\text{observado}} < f_{\text{crítico}}$ , é possível concluir que não existe diferença entre as médias de NTK obtidas nos reatores. Ressalta-se, que testes com a aplicação desta ferramenta estatística foram realizados, também, para a variável N-NH<sub>3</sub> e os resultados convergiram para valores de  $f_{\text{observado}} < f_{\text{crítico}}$ . Dessa forma, considera-se que houve similaridade de desempenho nos reatores MBSBBR e RBS em relação ao processo de nitrificação.

Na Figura 4, apresentam-se os resultados das determinações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e alcalinidade no esgoto tratado à saída dos reatores MBSBBR e RBS. As concentrações médias de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram de 6,5 ± 2,1 e



**Figura 3** - Série temporal - concentrações de NTK e N-NH<sub>3</sub> obtidos durante o experimento. Valores médios no esgoto bruto e tratado nos reatores MBSBBR e RBS.

7,7 ± 2,7 mg/L, nos reatores MBSBBR e RBS, respectivamente. Observa-se, na Figura 4, que em praticamente todo o período de estudo, as concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no esgoto tratado foram menores que 10,0 mg/L, à saída do reator de MBSBBR (exceção feita a um pico de 10,3 mg/L no 14º dia de operação). Em relação ao RBS, o sistema apresentou picos entre 10 e 12 mg/L de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, entre o 1º e o 67º dia. Nesse intervalo, a concentração média de OD foi de 0,5 ± 0,2 mgO<sub>2</sub>/L, e o controle de pH, assim como o da alcalinidade,

era feito de forma irregular. Observa-se, na Figura 4, concentrações médias de alcalinidade em torno de 32 mgCaCO<sub>3</sub>/L e picos < 10 mgCaCO<sub>3</sub>/L entre o 1º e o 60º dia.

O processo de nitrificação, em maior medida, leva a uma redução adicional do pH; no entanto, nesse caso, esse efeito também pode estar associado ao possível retorno da alcalinidade por desnitrificação, o que foi confirmado pelo equilíbrio de alcalinidade. O efeito da NH<sub>3</sub>, da nitrificação e da desnitrificação na alcalinidade pode ser deduzido

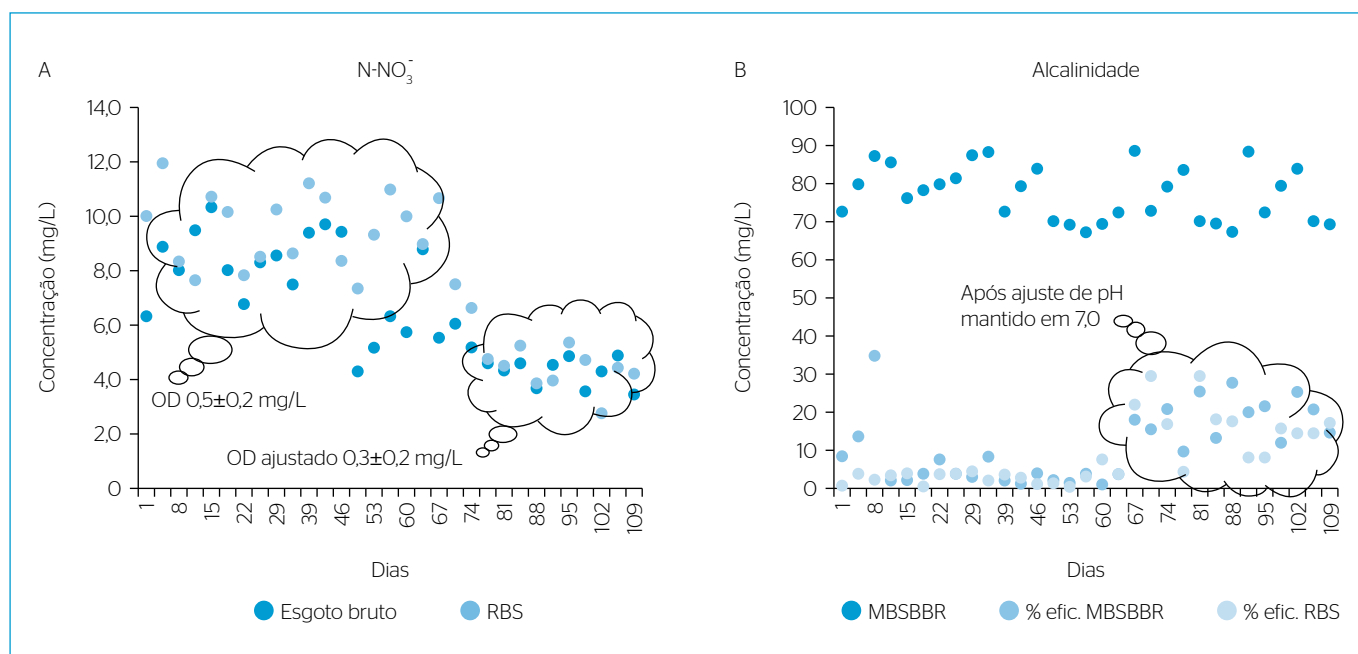
**Tabela 5 - Valores médios de N-NTK e N-NH<sub>3</sub> obtidos durante o experimento e análise de variância (ANOVA-fator único) para os reatores MBSBBR e RBS.**

Variáveis	N-NTK		N-NH <sub>3</sub>			
	Esgoto bruto	MBSBBR	RBS	Esgoto bruto	MBSBBR	RBS
*Número de dados	31	31	31	31	31	31
Média	75,4	8,5	8,2	61,6	5,7	5,2
Mínimo	56,6	0,0	0,0	50,4	0,0	0,0
Máximo	95,2	26,0	33,0	78,4	21,0	26,9
Coef. variação	0,1	0,7	0,9	0,1	1,0	1,1
Desvio padrão	7,5	6,2	7,7	7,3	5,6	5,7

**ANOVA	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Quadrado médio	f <sub>observado</sub>	f <sub>crítico</sub>
Entre grupos	1	1	1,29	0,03	4,00
Dentro dos grupos	2,932	60	48,87		
Total	2,933	61			

N: nitrogênio; NTK: nitrogênio total kjeldahl; NH<sub>3</sub>: amônia; MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; RBS: reator de batelada sequencial; ANOVA: análise de variância; \*análises em duplicatas; \*\*valores ANOVA referente ao N-NTK.



N: nitrogênio; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrato; OD: oxigênio dissolvido; MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; RBS: reator de batelada sequencial.

**Figura 4 - Série temporal - concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e alcalinidade obtidos durante o experimento. Valores médios no esgoto bruto e tratado nos reatores MBSBBR e RBS.**



por razões estequiométricas simples, utilizando as equações de reação dos três processos (Equações 1, 2 e 3) (VAN HAANDEL *et al.*, 1999).

$$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})_{\text{am}} = 50 \text{ gCaCO}_3/14 \text{ gN} = 3,57 \text{ mgCaCO}_3/\text{mgN} \quad (1)$$

$$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})_{\text{n}} = -100 \text{ gCaCO}_3/14 \text{ gN} = -7,14 \text{ mgCaCO}_3/\text{mgN} \quad (2)$$

$$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})_{\text{d}} = 50 \text{ gCaCO}_3/14 \text{ gN} = 3,57 \text{ mgCaCO}_3/\text{mgN} \quad (3)$$

Em que:

$(\Delta\text{alc}/\Delta\text{N})$  = variação de alcalinidade por mgN;

am = amonificação;

n = nitrificação;

d = desnitrificação.

A variação teórica da alcalinidade, causada pelo efeito estequiométrico combinado de amonificação, nitrificação e desnitrificação no reator MBSBBR, foi de 223 mgCaCO<sub>3</sub>/L, e para o reator RBS, de 229 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Na Tabela 6, são apresentados os resultados das determinações de alcalinidade experimental: os valores médios foram de 425 mgCaCO<sub>3</sub>/L, no efluente bruto, e de 61 e 47 mgCaCO<sub>3</sub>/L, nos reatores MBSBBR e RBS, respectivamente. Quando comparado aos valores obtidos experimentalmente com o balanço de alcalinidade no sistema, e considerando que 1,0 mg/L de N-NH<sub>4</sub> exige 3,57 mg/L de alcalinidade, como CaCO<sub>3</sub> para os processos de amonização, nitrificação e desnitrificação. Observa-se que o equilíbrio de alcalinidade no sistema foi compatível (com exceção de alguns episódios no período entre o 1º e o 60º dia), mostrando a necessidade de introdução de material alcalinizante artificial (período entre o 60º e o 110º dia, observado na Figura 4, de modo a não resultar em limitações no processo NDS.

No estudo de Naseer *et al.* (2012), o aumento da concentração de OD no lodo biológico de 0,5 mgO<sub>2</sub>/L para a faixa de 1,5 a 2,5 mgO<sub>2</sub>/L levou à elevação da taxa de acumulação de N-NO<sub>x</sub>, indicando inibição do processo de desnitrificação. A taxa combinada de nitrificação e desnitrificação obtida nesse estudo foi de 71% para OD de 0,5 mgO<sub>2</sub>/L e de apenas 40% para OD de 2,0 mgO<sub>2</sub>/L. No entanto, no estudo realizado por Li & Irvin (2007), em um sistema SBR operado com OD inferior a 1,0 mg/L, o sistema teve boa recuperação de alcalinidade sem comprometer o processo de nitrificação. Resultados semelhantes foram obtidos nos estudos de Guo *et al.* (2007), Bueno (2011; 2016) e Bueno *et al.* (2017) em sistemas de LAs com NDS e OD na faixa de 0,3 a 0,8 mgO<sub>2</sub>/L. No entanto, os autores recomendam o monitoramento da alcalinidade para não trazer prejuízos ao processo de NDS. No presente estudo, foi feito um controle mais rigoroso de pH e OD (média de 0,3 ± 0,2 mgO<sub>2</sub>/L), no período entre o 60º e o 110º dia. Esse controle resultou em valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sempre abaixo de 6,0 mg/L, em ambos os reatores, providenciando segurança absoluta em relação ao controle desse importante contaminante químico formado durante a oxidação dos compostos nitrogenados presentes no esgoto.

Assim, pode ser entendido que a etapa de desnitrificação não é limitante no processo de NDS. Com base na teoria da formação de microzonas anóxicas no interior dos flocos em suspensão e aderido, infere-se que, efetivamente, a penetração do íon nitrato para as camadas mais internas dos flocos ocorre a contento, o que não acontece com as moléculas de oxigênio dissolvido, de forma que não ocorre a concorrência entre os dois aceptores de elétrons. A temperatura média nos lodos dos reatores foi de 25 ± 3°C, condição muito favorável para os processos bioquímicos envolvidos, especialmente a nitrificação.

**Tabela 6** - Valores médios de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e alcalinidade obtidos durante o experimento e análise de variância (ANOVA-fator único) para os reatores MBSBBR e RBS.

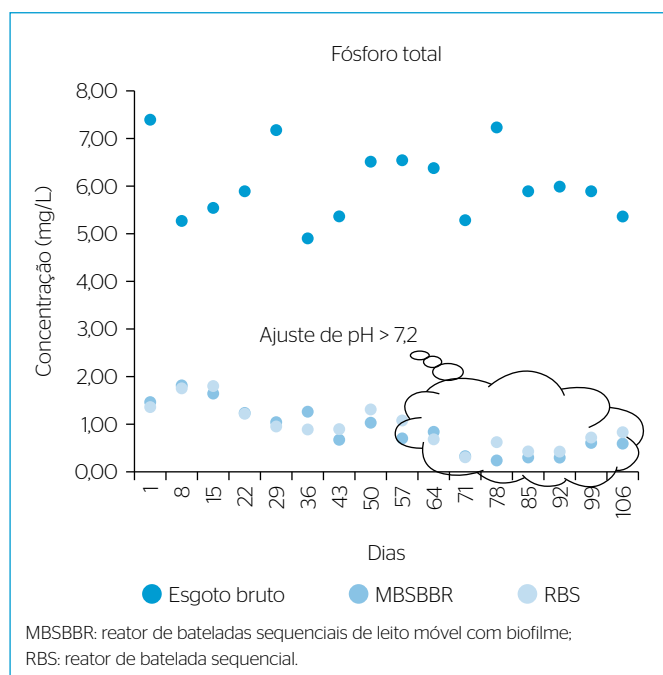
Variáveis	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Esgoto bruto	MBSBBR	RBS
	MBSBBR	RBS			
*Número de dados	31	31	31	31	31
Média	6,5	7,7	425	61	47
Mínimo	3,4	2,7	370	6	2
Máximo	10,3	12,0	486	190	160
Coef. variação	0,33	0,35	0,1	0,8	1,0
Desvio padrão	2,15	2,69	39,5	52,1	46,4
**ANOVA	Soma dos quadrados	Graus de Liberdade	Quadrado médio	f <sub>observado</sub>	f <sub>crítico</sub>
Entre grupos	3	1	3,04	0,92	4,23
Dentro dos grupos	86	26	3,30		
Total	89	27			

N: nitrogênio; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrato; MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; RBS: reator de batelada sequencial; ANOVA: análise de variância; \*análises em duplicatas; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> no esgoto bruto < 0,2 mg/L; \*\*valores ANOVA referente ao N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Os resultados da utilização da ferramenta estatística para  $N-NO_3^-$ , apresentados na Tabela 6, forneceram menor valor de  $f_{observado}$  (0,92), quando comparado ao  $f_{critico}$  (4,23), obtido da distribuição  $f$  de Fisher-Snedecor, com 1 e 26 graus de liberdade, e considerando o nível de 5% de significância. Tendo em vista que  $f_{observado} < f_{critico}$ , é possível concluir que não existe diferença significativa entre as médias de  $N-NO_3^-$  obtidas nos reatores. Dessa forma, considera-se que houve similaridade de desempenho nos reatores MBSBBR e RBS.

### Remoção de fósforo

Na Figura 5, apresentam-se os resultados das determinações de  $P_{total}$  no esgoto bruto e tratado à saída dos reatores de MBSBBR e RBS. As concentrações médias de  $P_{total}$  no esgoto bruto foram de  $6,0 \pm 0,8$  mg/L, e no esgoto tratado, de  $0,9 \pm 0,5$  e  $0,9 \pm 0,4$  mg/L, nos reatores MBSBBR e RBS, respectivamente. Diversos autores em pesquisas sobre desfosforação biológica (JU et al., 2007; WU et al., 2009; LAMEGO & COSTA, 2011) relatam a ocorrência de episódios de concentrações de P maiores no esgoto tratado do que no esgoto bruto. Isso pode ocorrer porque as bactérias facultativas, que removeram o  $P_{solúvel}$  na fase aeróbia, liberam na fase anóxica tanto a quantidade de P captada no afluente quanto o já acumulado no ciclo anterior. Esse fenômeno é chamado de relargagem de P. Esse fenômeno não foi observado neste estudo — como é possível observar na Figura 4, os resultados foram sempre inferiores a 2,0 mg/L, o que pode ser atribuído às baixas concentrações de P presentes no esgoto bruto.



**Figura 5** - Série temporal - concentrações de fósforo total obtidas durante o experimento. Valores médios no esgoto bruto e tratado nos reatores MBSBBR e RBS.

O estudo de Wentzel et al. (1990) reuniu e compilou vários resultados de pesquisas sobre esse tema, os quais mostram grande variação no desempenho do processo de remoção biológica de P. Poucos desses resultados atingiram eficiência superior a 85%, como o de Siebritz et al. (1983), desenvolvido em um sistema do tipo UCT (sistema de tratamento de esgoto desenvolvido na Universidade de Cape Town) modificado com 20 dias de idade do lodo. A pesquisa de Guo et al. (2011) demonstrou que a eficiência de remoção de P está ligada à relação estequiométrica entre o carbono e os nutrientes (N e P) presentes no esgoto sanitário afluente ao tratamento. Isso ocorre porque os processos de remoção de P (especificamente a etapa de liberação de P no ambiente anaeróbio) e de remoção de N (etapa de desnitrificação) competem por carbono. O sistema em bateladas sequenciais alternando condições anaeróbias e aeróbias foi operado com concentração de OD entre 0,1 e 0,6 mg/L na etapa aeróbia. A eficiência de remoção de P subiu de 40% (C/N de 1,5; C/P de 8,9 e fosfato efluente de 9 mg/L) para 73% (C/N de 2,6; C/P de 15 e fosfato efluente de 4 mg/L) e 95% (C/N de 4,1; C/P de 24 e fosfato efluente de 1 mg/L). O processo de nitrificação não foi afetado significativamente pela variação da relação C/N.

No presente estudo, a eficiência de remoção de P foi de  $85,4 \pm 8,8$  e  $84,4 \pm 7,8$  mg/L nos reatores MBSBBR e RBS, respectivamente, para relação C/N de 8,7 e C/P > 100, o que favoreceu o processo de RBP. Resultados similares conduzidos em reatores MBSBBR são apresentados nos estudos de Jaafari et al. (2017) e Seyedsalehi et al. (2017). De acordo com os dados obtidos, a eficiência de remoção de P aumentou significativamente com o aumento de carga orgânica e com o tempo de operação.

Os resultados da utilização da ferramenta estatística para P total, apresentados na Tabela 7, forneceram menor valor de  $f_{observado}$  (0,18), quando

**Tabela 7** - Valores médios de fósforo total obtidos durante o experimento e análise de variância (ANOVA-fator único) para os reatores MBSBBR e RBS.

Variáveis	Fósforo total				
	Esgoto bruto	MBSBBR	RBS		
*Número de dados	16	16	16		
Média	6,0	0,9	0,9		
Mínimo	4,9	0,2	0,3		
Máximo		1,8	1,8		
Coef. variação	0,13	0,58	0,47		
Desvio padrão	0,77	0,50	0,44		
ANOVA	Soma dos quadrados	Graus de Liberdade	Quadrado médio	$f_{observado}$	$f_{critico}$
Entre grupos	0,04	1	0,04	0,18	4,17
Dentro dos grupos	6,59	30	0,22		
Total	6,63	31			

MBSBBR: reator de bateladas sequenciais de leito móvel com biofilme; RBS: reator de batelada sequencial; ANOVA: análise de variância; \*análises realizadas em duplicatas.

comparado ao  $f_{\text{crítico}}$  (4,17), obtido da distribuição  $f$  de Fisher-Snedecor, com 1 e 30 graus de liberdade, e considerando o nível de 5% de significância. Tendo em vista que  $f_{\text{observado}} < f_{\text{crítico}}$ , é possível concluir que não existe diferença entre as médias de P obtidas nos reatores, confirmando mais uma vez que houve similaridade de desempenho nos reatores MBSBBR e RBS em relação à remoção de P total.

## CONCLUSÕES

Primeiramente, a investigação da eficiência de remoção de DQO no processo A<sup>2</sup>O, operado em baixas concentrações de OD, mostrou-se eficaz em ambos os reatores, com melhor desempenho no reator MBSBBR. A manutenção do OD no MBSBBR foi possível em razão do auxílio de um agitador mecânico que, em escala real, pode ser considerado uma alternativa. Segundo, os resultados de remoção de N em conjunto com o balanço de alcalinidade, obtidos no estudo, mostram que é possível obter a NDS com elevada eficiência em concentrações reduzidas de OD, sem trazer prejuízos para o processo de nitrificação dos esgotos

em sistemas com biomassa em suspensão e aderida. No entanto, pode haver a necessidade de se introduzir artificialmente alcalinizante para garantir a estabilidade do processo de NDS.

O desempenho na remoção de N foi similar em ambos os reatores; os resultados dos testes estatísticos mostram que não houve diferença significativa entre as médias de N obtidas no efluente tratado. Terceiro, em relação ao P, ambos os reatores apresentaram elevada eficiência em um curto período de operação. Isso se deve à elevada relação C/P presente no esgoto bruto utilizado no estudo. Em síntese, conclui-se que é possível obter elevadas eficiências de remoção de material orgânico, N e P em processos A<sup>2</sup>O, operados com baixa concentração de OD.

No momento, a escolha da melhor opção de configuração de reator está relacionada ao aspecto construtivo, ou seja, em situações de implantação ou ampliação de ETEs, em que não há terreno disponível com área suficiente para o processo SBR. O reator MBSBBR, para aplicação em maior escala, exigiria maiores custos em função da aquisição e da alocação no interior do reator do meio suporte, o que não ocorre no SBR.

## REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC.: American Public Health Association (APHA).
- ASADI, A.; ZINATIZADEH, A.A.L.; SUMATHI, S. (2012a) Simultaneous removal of carbon and nutrients from an industrial estate wastewater in a single up-flow aerobic/anoxic sludge bed (UAASB) bioreactor. *Water Research*, v. 46, n. 15, p. 4587-4598. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.029>
- ASADI, A.; ZINATIZADEH, A.A.L.; SUMATHI, S.; REZAIE, N.; KIANI, S. (2012b) A comparative study on performance of two aerobic sequencing batch reactors with flocculated and granulated sludge treating an industrial estate wastewater: Process analysis and modeling. *International Journal of Engineering-Transactions B: Applications*, v. 26, n. 2B, p. 105-116. <http://dx.doi.org/10.5829/idosi.ije.2013.26.02b.01>
- ASADI, A.; ZINATIZADEH, A.A.L.; VAN LOOSDRECHT, M. (2016) A novel continuous feed and intermittent discharge airlift bioreactor (CFIDAB) for enhanced simultaneous removal of carbon and nutrients from soft drink industrial wastewater. *Chemical Engineering Journal*, v. 292, p. 13-27. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.110>
- BAE, T.H.; HAN, S.S.; TAK, T.M. (2003) Membrane sequencing batch reactor system for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, v. 39, n. 2, p. 221-231. [http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00063-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00063-3)
- BERNET, N.; DELGENES, N.; AKUNNA, J.C.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. (2000) Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater. *Water Research*, v. 34, n. 2, p. 611-619. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00170-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00170-0)
- BUENO, R.F. (2011) *Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto*. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. <https://doi.org/10.11606/D6.2011.tde-09092011153620>
- BUENO, R.F. (2016) *Avaliação na nitrificação e desnitrificação simultânea em estação de tratamento de esgoto em escala real*. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-13042017-093748/>>. Acesso em: 28 ago. 2017.
- BUENO, R.F.; PIVELI, R.P.; CAMPOS, F.; A. SOBRINHO, P. (2017) Simultaneous nitrification and denitrification in the activated sludge systems of continuous flow. *Environmental Technology*, v. 39, n. 20, p. 2641-2652. <https://doi.org/10.1080/O9593330.2017.1363820>
- CAMPOS, F. (2014) *Influência do recebimento de lixiviado de aterro sanitário sobre o tratamento de esgoto em processo de lodo ativado e reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel*. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CAMPOS, F.; BUENO, R.F.; PIVELI, R.P. (2017) Influence of the receiving of leachate from sanitary landfill on the sewage treatment in process of activated sludge with mobile biomedica. *Desalination and Water Treatment*, v. 63, p. 69-77. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20182>

- CHANG, C.H.; HAO, O.J. (1996) Sequencing batch reactor system for nutrient removal: ORP and pH profiles. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 67, n. 1, p. 27-38. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199609\)67:1%3C27::AID-JCTB430%3E3.O.CO;2-2](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199609)67:1%3C27::AID-JCTB430%3E3.O.CO;2-2)
- CHEN, H.; LIU, Y.; NI, B.J.; WANG, Q.; WANG, D.; ZHANG, C.; LI, X.-M.; ZENG, G. (2016) Full-scale evaluation of aerobic/extended-idle regime inducing biological phosphorus removal and its integration with intermittent sand filter to treat domestic sewage discharged from highway rest area. *Biochemical Engineering Journal*, v. 113, p. 114-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2016.06.002>
- CHEN, H.; WANG, D.; LI, X.; YANG, Q.; LUO, K.; ZENG, G.; TANG, M.; XIONG, W.; YANG, G. (2014) Effect of dissolved oxygen on biological phosphorus removal induced by aerobic/extended-idle regime. *Biochemical and Engineering Journal*, v. 90, p. 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.03.004>
- DAGUE, R.R.; HABBEN, C.E.; PIDAPARTI, S.R. (1992) Initial studies on the anaerobic sequencing batch reactor, *Water Science Technology*, v. 26, n. 9-11, 2429-2432. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0754>
- DULKADIROGLU, H.; SECKIN, G.; ORHON, D. (2015) Modeling nitrate concentrations in a moving bed sequencing batch biofilm reactor using an artificial neural network technique. *Desalination and Water Treatment*, v. 54, n. 9, p. 2496-2503. <https://doi.org/10.1080/019443994.2014.902336>
- FUJII, F.Y. (2011) *Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leite móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário*. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. <https://doi.org/10.11606/D.3.2011.tde-12122011-134438>
- FUJII, F.Y.; PIVELI, R.P.; CAMPOS, F.; BUENO, R.F.; ALEM SOBRINHO, P. (2013) Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leite móvel. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 4, p. 349-358. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000400007>
- GIESEK, A.; ARNZ, P.; AMANN, R.; SCHRAMM, A. (2002) Simultaneous P and N removal in a sequencing batch biofilm reactor: insights from reactor- and microscale investigations. *Water Research*, v. 36, n. 2, p. 501-509. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-5648\(02\)80035-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-5648(02)80035-1)
- GUO, H.; ZHOU, J.; ZHANG, S.; GUO, Z. (2011) Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal in a Sequencing Batch Reactor. *Journal of Environmental Science*, v. 23, suppl., p. S110-S113. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)61089-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)61089-9)
- GUO, J.; YANG, Q.; PENG, Y.; YANG, A.; WANG, S. (2007). Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 40, n. 6, p. 1564-1569. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2006.11.001>
- HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EKAMA, G.A. (2008) *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Londres: IWA Publishing.
- HU, X.; XIE, L.; SHIM, H.; ZHANG, S.; YANG, D. (2014) Biological nutrient removal in a full scale anoxic/anaerobic/aerobic/pre-anoxic-MBR plant for low C/N ratio municipal wastewater treatment. *Chinese Journal of Chemistry Engineering*, v. 22, n. 4, p. 447-454. [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(14\)60064-1](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(14)60064-1)
- JAAFARI, J.; SEYEDSALEHI, M.; SAFARI, G.H.; ARJESTAN, M.E.; BARZANOUNI, H.; GHADIMI, S.; HARATIPOUR, P. (2017) Simultaneous biological organic matter and nutrient removal in an anaerobic/anoxic/oxic (A2O) moving bed biofilm reactor (MBBR) integrated system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 14, n. 2, p. 291-304. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1206-x>
- JIN, B.; WILÉN, B.M.; LANT, P.A. (2003) Comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, v. 95, n. 1-3, p. 221-234. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(03\)00108-6](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(03)00108-6)
- JU, L.K.; HUANG, L.; TRIVEDI, H. (2007) Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in single-tank low-dissolvedoxygen systems under cyclic aeration. *Water Environment Research*, v. 79, n. 8, p. 912-920.
- KUBA, T.; VAN LOOSDRECHT, M.; HEIJNEN, J. (1996) Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system. *Water Research*, v. 30, n. 7, p. 1702-1710. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00050-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00050-4)
- LAMEGO NETO, L.G. & COSTA, R.H.R. (2011) Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 411-420. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522011000400013>
- LAN, C.J.; KUMAR, M.; WANG, C.C.; LIN, J.G. (2011) Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 9, p. 5514-5519. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.024>
- LESSEL, T.H. (1993) Upgrading and Nitrification by Submerged Biofilm Reactors-Experiences From a Large Scale Plant. In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALISED CONFERENCE ON BIOFILM REACTORS, 2., Paris. *Anais...* p. 231-238.
- LI, B.; IRVIN, S. (2007) The comparison of Alkalinity and ORP as Indicators for Nitrification and Denitrification in a Sequencing Batch Reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal*, v. 34, n. 3, p. 248-255. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.bej.2006.12.020>
- LI, D.; LV, Y.; ZENG, H.; ZHANG, J. (2016) Enhanced biological phosphorus removal using granules in continuous-flow reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 298, p. 107-116. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.152>
- LIU, H.; ZHU, M.; GAO, S.; XIA, S.; SUN, L. (2014) Enhancing denitrification phosphorus removal with a novel nutrient removal process: role of configuration. *Chemical Engineering Journal*, v. 240, p. 404-412. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.069>

- LIU, T.; MAO, Y.J.; SHI, Y.P.; QUAN, X. (2017) Start-up and bacterial community compositions of partial nitrification in moving bed biofilm reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 101, n. 6, p. 2563-2574. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-8003-9>
- METCALF & EDDY. (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*. Nova York: McGraw Hill.
- MORGAN-SAGASTUME, F.; ALLEN, D.G. (2003) Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater. *Water Research*, v. 37, n. 15, p. 3590-3601. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00270-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00270-7)
- MULLAN, A.; MCGRATH, J.W.; ADAMSON, T.; IRWIN, S.; QUINN, J.P. (2006) Pilot-scale evaluation of the application of low pH-inducible polyphosphate accumulation to the biological removal of phosphate from wastewaters. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 1, p. 296-301. <http://dx.doi.org/10.1021/es0509782>
- MÜNCH, E.V.; LANT, P.; KELLER, J. (1996) Simultaneous Nitrification and Denitrification in Bench-Scale Sequencing Bath Reactors. *Water Research*, v. 30, n. 2, p. 277-284.
- NASEER, R.; ABUALHAIL, S.; XIWU, L. (2012) Biological Nutrient Removal With Limited Organic Matter Using A Novel Anaerobic-Anoxic/Oxic Multi-Phased Activated Sludge Process. *Saudi Journal of Biological Science*, v. 20, n. 1, p. 11-21. <https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.sjbs.2012.09.002>
- NIELSEN, P.H.; SAUNDERS, A.M.; HANSEN, A.A.; LARSEN, P.; NIELSEN, J.L. (2012) Microbial communities involved in enhanced biological phosphorus removal from wastewater – A model system in environmental biotechnology. *Current Opinion in Biotechnology*, v. 23, n. 3, p. 452-459. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2011.11.027>
- ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. (1993) A New Moving Bed Biofilm Reactor-Applications and Results. In: IAWQ INTERNATIONAL CONFERENCE ON BIOFILM REACTORS, 2., Paris. *Anais...* p. 221-229.
- OLIVEIRA, D.V.M.; VOLSCHAN JUNIOR, I.; PIVELI, R.P. (2013) Avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR/IFAS e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário. *Revista DAE*, n. 193, p. 46-55. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.110>
- PAJOUSSHARIATI, S.R.; ZARE, N.; BONAKDARPOUR, B. (2017) Considering membrane sequencing batch reactors for the biological treatment of petroleum refinery wastewaters. *Journal of Membrane Science*, v. 523, p. 542-550. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.10.031>
- PENG, Z.; QI, Z. (2007) Simultaneous Nitrification and Denitrification In Activated Sludge System Under Low Oxygen Concentration. *Frontiers of Environmental Sciences & Engineering in China*, v. 1, n. 1, p. 49-52. <https://doi.org/10.1007/s11783-007-0009-1>
- POCHANA, K.; KELLER, J. (1999) Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science & Technology*, v. 39, n. 6, p. 61-68. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00123-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00123-7)
- POCHANA, K.; KELLER, J.; LANT, P. (1999) Model development for simultaneous nitrification and denitrification. *Water Science & Technology*, v. 39, n. 1, p. 235-243. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00789-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00789-6)
- REZAEI, S.; ZINATIZADEH, A.A.L.; ASADI, A. (2015) High rate CNP removal from a milk processing wastewater in a single ultrasound augmented up-flow anaerobic/aerobic/anoxic bioreactor. *Ultrasonics Sonochemistry*, v. 23, p. 289-301. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.10.018>
- RUSTEN, B.; HEM, L.J.; ØDEGAARD, H. (1995) Nitrification of Municipal Wastewater In Moving-Bed Biofilm Reactors. *Water Environment Research*, v. 67, n. 1, p. 75-86.
- SATOH, H.; NAKAMURA, Y.; ONO, H.; OKABE, S. (2003) Effect of Oxygen Concentration on Nitrification and Denitrification in Single Activated Sludge Floes. *Biotechnology & Bioengineering*, v. 83, n. 5, p. 604-607. <https://doi.org/10.1002/bit.10717>
- SEIFI, M.; FAZAEIPOOR, M.H. (2012) Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. *Applied Mathematical Modelling*, v. 36, n. 11, p. 5603-5613. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2012.01.004>
- SEYEDSALEHI, M.; JAAFARI, J.; HÉLIX-NIELSEN, C.; HODAIFA, G.; MANSOURI, M.; GHADIMI, S.; HAFIZI, H.; BARZANOUNI, H. (2017) Evaluation of moving-bed biofilm sequencing batch reactor (MBSBR) in operating A2O process with emphasis on biological removal of nutrients existing in wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 15, n. 4, p. 1-8. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1360-9>
- SIEBRITZ, I.P.; EKAMA, G.A.; MARAIS, G.R. (1983) A parametric model for biological excess phosphorus removal. *Water Science and Technology*, v. 15, n. 3-4, p. 127-152. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1983.0112>
- SPEITEL, G.E.; LEONARD, J.M. (1992) A sequencing biofilm reactor for the treatment of chlorinated solvents using methanotrophs. *Water Environment Research*, v. 64, n. 5, p. 712-719.
- THAURÉ, D.; LEMOINE, C.; DANIEL, O.; MOATAMRI, N.; CHABROL, J. (2008) Optimisation of aeration for activated sludge treatment with simultaneous nitrification denitrification. *Water Science & Technology*, v. 58, n. 3, p. 639-645. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2008.682>
- TURK, O.; MAVINIC, D. (1986) Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 13, n. 6, p. 600-605. <https://doi.org/10.1139/l86-094>
- VAN HAANDEL, A.; VAN DER LUBBE, J. (2007) *Handbook Biological Waste Water Treatment-Design and Optimisation of Activated Sludge Systems*. Webshop Wastewater Handbook. Estados Unidos: IWA.
- VAN HAANDEL, A.C.; MARAIS, G.V.R. (1999) *The behavior of the activated sludge system: theory and applications for projects and operations*. Campina Grade: Epgraf.

- VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F.; GARCÍA, PA. (2000) Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters. Start-up influence. *Water Research*, v. 34, n. 2, p. 602-610. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00175-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00175-X)
- WANG, D.B.; LI, X.M.; YANG, Q.; ZENG, G.M.; LIAO, D.X.; ZHANG, J. (2008) Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 13, p. 5466-5473. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.007>
- WANG, D.B.; ZHENG, W.; LIAO, D.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, G. (2013) Effect of initial pH control on biological phosphorus removal induced by the aerobic/extended-idle regime. *Chemosphere*, v. 90, n. 8, p. 2279-2287. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.086>
- WANG, L.K.; SHAMMAS, N.K. (2010) Sequencing batch reactor technology. In: WANG, L.K.; IVANOV, V.; TAY, J.-H.; HUNG, Y.-T. (orgs.). *Environmental Biotechnology*. Nova York: Humana Press, p. 721-747.
- WENTZEL, M.C.; EKAMA, G.A.; DOLD, P.L.; MARAIS, G.R. (1990) Biological excess phosphorus removal-Steady state process design. *Water SA*, v. 16, n. 1, p. 29-48.
- WU, G.; SORENSEN, K.B.; RODGERS, M.; ZHAN, X. (2009) Microbial community associated with glucose-induced enhanced biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 8, p. 2105-2113. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.545>
- XU, D.; CHEN, H.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, T.; LUO, K.; ZENG, G. (2013) Enhanced biological nutrient removal in sequencing batch reactors operated as static/oxic/anoxic (SOA) process. *Bioresources Technology*, v. 143, p. 204-211. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.092>
- ZENG, R.J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, J. (2003) Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 84, n. 2, p. 170-178. <https://doi.org/10.1002/bit.10744>
- ZHANG, P.; ZHOU, Q.; SONG, L.P.; GU, G.W. (2001) Study progress on simultaneous nitrification and denitrification. *Chongqing Environmental Sciences*, v. 23, n. 6, p. 20-24.
- ZHANG, X.; ZHENG, S.; XIAO, X.; WANG, L.; YIN, Y. (2017) Simultaneous nitrification/denitrification and stable sludge/water separation achieved in a conventional activated sludge process with severe filamentous bulking. *Bioresource Technology*, v. 226, p. 267-271. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.047>
- ZHAO, H.W.; MAVINIC, D.S.; OLDHAM, W.K.; KOCH, F.A. (1999) Controlling Factors for Simultaneous Nitrification and Denitrification in a Two-Stage Intermittent Aeration Process Treating Domestic Sewage. *Water Research*, v. 33, n. 4, p. 961-970. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00292-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00292-9)
- ZHAO, Y.G.; GUO, X.; SHE, Z.; GAO, M.; GUO, L. (2017) Nitrogen and Phosphorus Removal Enhanced by Side Stream System and Functional Microbial Communities in an Anaerobic/Anoxic/Oxic Process. *Environmental Engineering Science*, v. 34, n. 8, p. 599-606. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0429>

