

II-091 – EFEITO DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA MORFOLOGIA DOS GRÂNULOS AERÓBIOS DESENVOLVIDOS EM UM REATOR OPERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS

Jamile Wagner⁽¹⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC. Doutoranda em Engenharia Ambiental na UFSC.

Renata Martins Pacheco

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental na UFSC. Bolsista PIBIC/CNPq.

José Luis Campos Gómez

Professor do Departamento de Engenharia Química da Universidade de Santiago de Compostela (USC), Espanha.

Rejane Helena Ribeiro da Costa

Engenheira Civil pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutora em Tratamento e Qualidade das Águas pelo INSA-Toulouse, França. Pós-doutorado pela Université Montpellier I, França. Professora Titular da UFSC.

Endereço⁽¹⁾: Campus Universitário. Caixa Postal: 476 - Trindade - Florianópolis - SC - CEP: 88010-970 - Brasil - Tel: (48) 3721-7743 - e-mail: jamilew@gmail.com

RESUMO

A maioria das pesquisas de grânulos aeróbios tem sido focada no tratamento de afluentes em reatores em bateladas sequenciais (RBS), operados em sucessivos ciclos que incluem as seguintes fases: enchimento, aeração, sedimentação e descarte. O tempo da fase de sedimentação pode ser considerado como um importante parâmetro operacional, pois desempenha um papel fundamental na seleção da comunidade microbiana. Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da diminuição do tempo de sedimentação (T_s) nas características morfológicas dos grânulos aeróbios desenvolvidos em um reator piloto (11L) operado em bateladas sequenciais. Desta forma, ao longo do tempo de operação, o T_s foi reduzido gradualmente de 15 para 12 minutos, de 12 para 9 minutos e, posteriormente de 9 para 7 minutos. Os resultados indicaram que a diminuição do T_s selecionou o crescimento de biopartículas de melhor sedimentabilidade, promovendo um aumento gradativo no tamanho dos grânulos e, conseqüentemente, na concentração de sólidos totais no reator. Em relação ao desempenho do reator, o mesmo apresentou eficiências médias de remoção de $93 \pm 2\%$ para DQO_5 e de 96 ± 4 para NH_4^+-N . Por outro lado, observou-se a ocorrência de acúmulo de nitrito, provavelmente devido parte da biomassa ter sido “lavada” do reator, com a diminuição do T_s , e também pela possível inibição das bactérias oxidadoras de nitrito pela presença de amônia na forma não ionizada. Com a estabilização do sistema nos últimos dias de operação, a atuação das bactérias oxidadoras de nitrito aumentou, atingindo concentrações de $NO_2^- - N$ no efluente em torno de $1,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e eficiências de desnitrificação em torno de 97%. Desta forma, pode-se concluir que a diminuição gradual do tempo de sedimentação é uma maneira efetiva de melhorar as características dos grânulos no reator, mas pode ocasionar, temporariamente, uma piora na qualidade do efluente tratado. Apesar disso, o RBSG mostrou-se capaz de remover carbono e nitrogênio em uma única unidade operacional compacta.

PALAVRAS-CHAVE: Grânulos Aeróbios, Reator em Bateladas Sequenciais, Tempo de Sedimentação, Tratamento de Esgoto Doméstico.

INTRODUÇÃO

As tecnologias desenvolvidas no tratamento de afluentes baseadas na formação de biomassa granular incluem processos de granulação aeróbia e anaeróbia. Dentre os processos biológicos de tratamento de esgoto que aplicam a tecnologia de granulação anaeróbia, o mais conhecido é o dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB). Recentemente, a formação da biomassa na forma de grânulos aeróbios tem sido estudada em diversos países (BEUN *et al.*, 2002; KIM *et al.*, 2004; MOSQUERA-CORRAL *et al.*, 2005; TAY *et al.*, 2005; MCSWAIN & IRVINE, 2008; ADAV *et al.*, 2009; FIGUEROA *et al.*, 2009). A maioria dessas pesquisas tem sido focada no tratamento de afluentes em

reatores em bateladas sequenciais (RBS), operados em sucessivos ciclos que incluem as seguintes fases: enchimento, aeração, sedimentação e descarte.

A formação dos grânulos é um processo que envolve interações entre as células, as quais incluem fenômenos biológicos, físicos e químicos (LIU & TAY, 2004). De acordo com Tay *et al.* (2001), este processo se inicia pela formação de agregados densos a partir do lodo utilizado como inóculo, passando, posteriormente, para a forma de lodo granular e finalmente para grânulos maduros e compactos. Entretanto, as bactérias não se agregam naturalmente devido às forças eletrostáticas de repulsão e às interações de hidratação que existem entre elas (LIU & TAY, 2004).

Desta forma, para que os microrganismos se agreguem, diversas condições precisam ser satisfeitas, dentre elas o tempo da fase de sedimentação pode ser considerado, segundo Liu & Tay (2004), como um importante parâmetro operacional, pois desempenha um papel fundamental na seleção da comunidade microbiológica. Essa seleção tem sido identificada como o principal mecanismo que favorece a formação e o acúmulo de grânulos no reator. De acordo com Qin & Liu (2008), os grânulos aeróbios podem ser cultivados com sucesso e se tornarem dominantes somente se o reator for operado com curtos tempos de sedimentação. Esta é uma estratégia eficiente para limitar a presença de organismos formadores de flocos, uma vez que os grânulos, por serem mais densos, requerem um menor tempo de sedimentação do que os flocos (FIGUEROA *et al.*, 2009). Assim, ocorre uma seleção entre a biomassa que apresenta boa sedimentabilidade (grânulos) e a biomassa que sedimenta mal (filamentos e flocos) (BEUN *et al.*, 2002). Assim, as partículas que sedimentam rápido ficam retidas no reator, e as que não sedimentam suficientemente rápido são “lavadas” do reator saindo com o efluente (FIGUEROA *et al.*, 2009).

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da diminuição do tempo de sedimentação nas características morfológicas dos grânulos aeróbios desenvolvidos em um reator operado em bateladas sequenciais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Sistema Experimental

A presente pesquisa foi realizada no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O Reator em Bateladas Sequenciais de Grânulos Aeróbios (RBSG) (Figura 1A) utilizado foi construído em coluna cilíndrica de acrílico transparente, apresentando as seguintes dimensões: 2,0 m de altura e 0,09 m de diâmetro interno. A altura útil utilizada para o tratamento foi de 1,73 m, o que corresponde a um volume de 11 L.

O sistema era alimentado com esgoto doméstico, captado da rede pública por meio de uma bomba submersa e enviado para um tanque de armazenamento, de onde era então bombeado para o interior do reator nos períodos de enchimento de cada ciclo operacional. A aeração do sistema foi feita utilizando um compressor, que enviava ar comprimido através de um difusor circular de membrana instalado na parte inferior do reator. A vazão de ar foi controlada com o auxílio de um rotâmetro pré-calibrado. O funcionamento destes equipamentos foi automatizado através de um controlador lógico programável (CLP) localizado em um painel de comandos elétricos. Por meio da CLP, foi possível controlar a duração de cada fase do ciclo operacional do reator, o acionamento e desligamento das bombas de entrada/saída de esgoto e do compressor de ar. Na Figura 1B apresenta-se um esquema do sistema experimental.

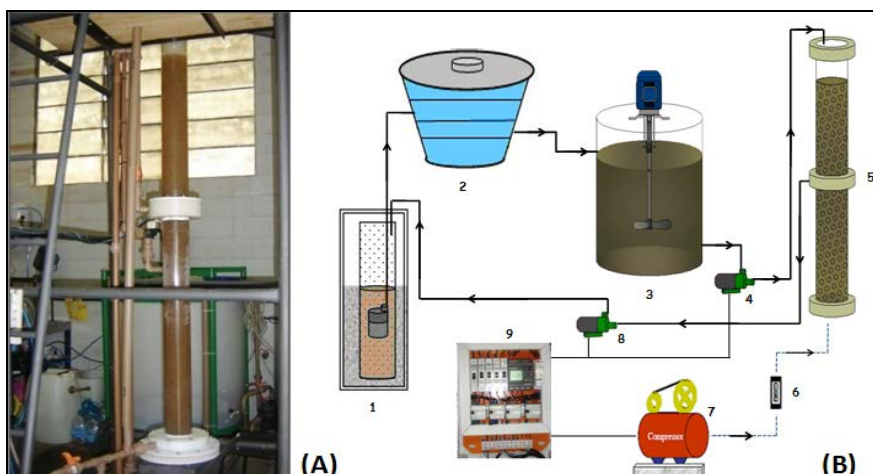


Figura 1. (A) Foto do reator; (B) Ilustração esquemática do sistema experimental: (1) rede pública de esgotos; (2) tanque de passagem; (3) tanque de armazenamento com misturador; (4) bomba de alimentação do reator; (5) reator em bateladas seqüenciais com grânulos aeróbios (RBSG); (6) rotâmetro; (7) compressor de ar; (8) bomba para retirada do efluente; (9) painel de comandos elétricos (CLP).

Operação do Reator

O RBSG foi operado em sucessivos ciclos de 4 horas, sendo que a configuração desses ciclos foi mudada ao longo do tempo de operação, em função do tempo de sedimentação adotado. A duração de cada uma das fases dos ciclos operacionais é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Configuração dos ciclos operacionais adotados.

Parâmetros	Ts = 15 min	Ts = 12 min	Ts = 9 min	Ts = 7 min
Tempo de operação (dias)	44	26	9	18
Duração da fase (min)				
Enchimento	0,5	0,5	0,5	0,5
Aeração	224	227	230	232
Sedimentação	15	12	9	7
Retirada	0,5	0,5	0,5	0,5

O volume de enchimento foi de 4,4 L, ou seja, a cada ciclo o percentual de troca volumétrica ($V_{\text{enchimento}}/V_{\text{reator}}$) foi de 40%, resultando em 26,4 L de esgoto tratados diariamente. Além disso, foi adicionado acetato de sódio ao esgoto bruto, a fim de aumentar a carga orgânica aplicada ao sistema. A escolha da utilização de acetato de sódio como fonte externa de carbono foi baseada nos resultados obtidos por Tay *et al.* (2001), os quais observaram que os grânulos cultivados com glicose apresentaram uma superfície filamentosa, enquanto que os grânulos cultivados com acetato apresentaram uma estrutura compacta e diâmetros mais elevados. A carga orgânica carbonácea e a carga nitrogenada aplicadas foram de $2,07 \pm 0,23 \text{ kg DQO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e $0,18 \pm 0,02 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente.

A taxa volumétrica de ar aplicada ao reator foi de $275 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, o que corresponde a uma velocidade superficial ascensional de $1,2 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. Este valor foi adotado com base nos estudos de McSwain & Irvine (2008), que concluíram que os grânulos aeróbios não são estáveis quando são aplicadas velocidades superficiais ascensionais menores do que $1,0 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$.

Análises Laboratoriais

As análises físico-químicas foram feitas segundo as metodologias recomendadas pelo Standard Methods (APHA, 2005). Os parâmetros analisados foram: oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), demanda química de oxigênio solúvel (DQO_5), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$), nitrito ($\text{NO}_2^- \cdot \text{N}$), nitrato ($\text{NO}_3^- \cdot \text{N}$) e sólidos suspensos totais (SST). O índice volumétrico do lodo (IVL) foi determinado seguindo a metodologia proposta por Schwarzenbeck *et al.* (2004), no qual o IVL é calculado para diferentes tempos de

sedimentação, e não apenas após 30 minutos, como no método tradicional. Neste estudo, escolheu-se determinar o volume do lodo após 10, 15 e 30 minutos de sedimentação em uma proveta graduada de 1 L.

O acompanhamento da formação e da morfologia dos grânulos foi realizado por meio da utilização de microscópio ótico (Olympus BX-40) e de estereomicroscópio (lupa – marca Tecnival). O diâmetro dos grânulos foi medido com o auxílio de uma lente ocular com escala micrométrica. Fotos foram tiradas utilizando máquina fotográfica digital (Sony Cybershot DSC – P93). A identificação dos microrganismos presentes nos grânulos foi feita por análise microbiológica FISH (hibridização fluorescente in situ), seguindo a metodologia descrita por Amann (1995).

RESULTADOS

Características da Biomassa Granular

Na Figura 2 visualiza-se a evolução da morfologia dos grânulos ao longo do tempo de operação. O processo de formação dos grânulos ocorreu numa etapa preliminar, sendo que os resultados dessa etapa podem ser encontrados em Wagner *et al.* (2010a, b). Aos 44 dias de operação (final da etapa com $T_s = 15$ min - Fig. 2B) a biomassa do reator era formada principalmente por grânulos maduros e compactos, com diâmetros variando entre 0,2 e 0,7 mm e diâmetro médio de 0,3 mm. Com a redução do tempo de sedimentação nas etapas subsequentes, observou-se um aumento gradativo no tamanho dos grânulos (Figs. 2C, 2F, 2E e 2F). No final da operação, os grânulos apresentavam uma estrutura bastante densa e compacta, com diâmetros variando principalmente entre 0,2 e 1,4 mm, com média de 0,4 mm. Entretanto, nesse período foram observados grânulos de até 8 mm ($T_s = 7$ min – Fig. 2F) o que impossibilitou a visualização dos mesmos por meio de microscopia ótica. Desta forma, a observação morfológica desses grânulos foi realizada utilizando-se um estereomicroscópio.

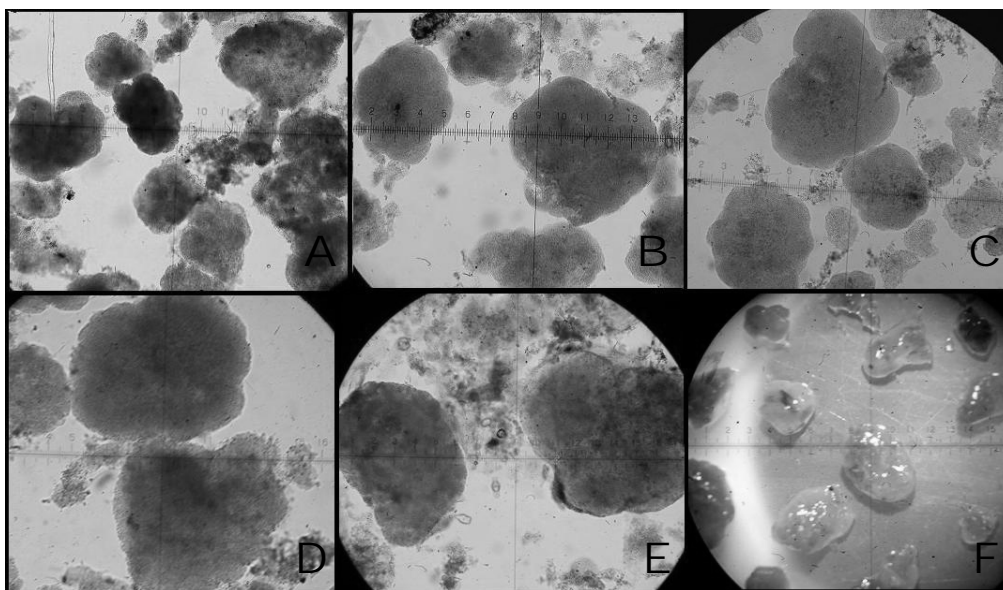


Figura 2. Morfologia dos grânulos ao longo da operação do reator. $T_s = 15$ min: (A) 28 dias e (B) 44 dias (Aumento 100x); $T_s = 12$ min: (C) 50 dias e (D) 70 dias (Aumento 100x); $T_s = 9$ min: (E) 79 dias (Aumento 100x); $T_s = 7$ min: (F) 93 dias (Aumento 60x).

Esses resultados indicam que a diminuição do tempo de sedimentação promoveu um aumento no tamanho dos grânulos, estando de acordo com as observações realizadas por Kim *et al.* (2004), McSwain *et al.* (2004), Qin *et al.* (2004) e Adav *et al.* (2009). Esses autores, estudando o efeito do T_s no processo de granulação aeróbia em RBS, também observaram um aumento gradual do tamanho dos grânulos com a diminuição do tempo de sedimentação. Adav *et al.* (2009) reportaram que, após um mês de operação, o tamanho médio dos grânulos aeróbios foi de 1,1, 1,8 e 2,2 mm para tempos de sedimentação de 10, 7 e 5 minutos, respectivamente. Isso pode ser explicado pelo fato de que um curto tempo de sedimentação seleciona, preferencialmente, o crescimento de biopartículas de melhor sedimentabilidade, além de garantir a retirada de bioflocos que sedimentam mal, os quais, por sua vez, podem competir com as partículas formadoras de grânulos por nutrientes para o crescimento (LIU & WANG, 2008).

Os resultados obtidos com a análise FISH de amostra de grânulos coletada aos 44 e 97 dias de operação estão apresentados na Tabela 2. No geral, verificou-se que houve um aumento da porcentagem de bactérias ativas com a diminuição do Ts, principalmente das bactérias nitrificantes (NSO e NIT). De acordo com Shi *et al.* (2010), é difícil obter e manter concentrações suficientes de bactérias nitrificantes nas estações de tratamento de esgoto, devido à baixa velocidade de crescimento desses organismos. Assim, os autores consideram que a imobilização dos organismos nitrificantes em grânulos aeróbios é uma maneira eficiente de reter essas bactérias no sistema, o que corrobora com os resultados obtidos no presente estudo.

Tabela 2. Resultados da análise FISH dos grânulos aos 44 e 97 dias de operação.

Sondas	Porcentagem (em relação ao DAPI)	
	44º dia de operação (Ts = 15 min)	97º dia de operação (Ts = 7 min)
EUB (todas as eubactérias)	≈70% DAPI Muitas	>90% DAPI Muitas
NSO (Betaproteobactérias oxidadoras de amônia)	≈35% DAPI Algumas	≈60% DAPI Muitas
NIT (<i>Nitrobacter</i> spp)	≈30% DAPI Algumas	≈70% DAPI Muitas
DSV (Bactérias Sulfato Redutoras-Desulfovibionaceae)	≈0% DAPI Não detectado	≈0% DAPI Nenhuma
ARC (todas Archae)	≈0% DAPI Não detectado	≈15% DAPI Poucas
Eury (grupos <i>Methanosarina</i> , <i>Methanosaeta</i> , <i>Methanomicrobiales</i>)	≈0% DAPI Não detectado	<5% DAPI Raras

Na Figura 3 está apresentada a evolução da concentração de sólidos suspensos totais (SST) e do índice volumétrico do lodo (IVL) em diferentes tempos de sedimentação (10, 15 e 30 minutos) ao longo do tempo de operação. Em relação aos sólidos no reator, pode-se perceber que durante o tempo em que o reator foi operado com Ts = 15 min a concentração de SST no reator estava estável, apresentando valores em torno de 3700 mg·L⁻¹. Entretanto, após 44 dias de operação houve uma queda na concentração de SST, a qual pode ser atribuída à redução do tempo de sedimentação de 15 para 12 minutos. Segundo Tay *et al.* (2005), com a redução do tempo de sedimentação, a biomassa que sedimenta mais lentamente é “lavada” do reator saindo com o efluente, o que resulta em uma diminuição temporária da concentração de sólidos. No entanto, de acordo com esses autores, um menor tempo de sedimentação exerce um papel de seleção, encorajando a retenção de biomassa com melhor sedimentabilidade. Conseqüentemente, a recuperação da concentração de SST é observada após 55 dias de operação, a qual se estabiliza novamente em torno de 3700 mg·L⁻¹. Essa mesma tendência foi verificada quando o tempo de sedimentação foi reduzido de 12 para 9 minutos e, posteriormente, de 9 para 7 minutos, sendo que nos últimos dias de operação do reator a concentração de SST ficou em torno de 4200 mg·L⁻¹.

Em relação à sedimentabilidade da biomassa, após 28 dias de operação o IVL₃₀ estabilizou-se em torno de 42 mL·g⁻¹. Entretanto, em virtude da diminuição do tempo de sedimentação de 15 para 12 minutos o valor de IVL₃₀ aumentou para 80 mL·g⁻¹. Após 60 dias de operação, observou-se uma recuperação da biomassa, em termos de sedimentabilidade, onde o IVL₃₀ estabilizou-se em torno de 50 mL·g⁻¹. Essa mesma tendência foi verificada quando o tempo de sedimentação foi reduzido de 12 para 9 minutos e, posteriormente, de 9 para 7 minutos, sendo que nos últimos dias de operação o IVL₃₀ foi em torno de 39 mL·g⁻¹, o que caracteriza o lodo como sendo de ótima sedimentabilidade, segundo a classificação de Von Sperling (2002).

A maior concentração de SST e o menor valor de IVL₃₀ obtidos com o menor tempo de sedimentação podem estar relacionados com os maiores diâmetros dos grânulos alcançados durante esse período (Fig. 2F). Resultados similares aos do presente estudo foram obtidos por Kim *et al.* (2004), McSwain *et al.* (2004), Qin *et al.* (2004b) e Adav *et al.* (2009). Esses autores também reportaram um aumento na concentração de SST no reator e uma diminuição do valor de IVL com a diminuição do tempo de sedimentação em reatores de grânulos aeróbios. De acordo com Qin & Liu (2008), isso ocorre porque se espera que a estrutura dos grânulos aeróbios seja mais compacta em tempos de sedimentação mais curtos.

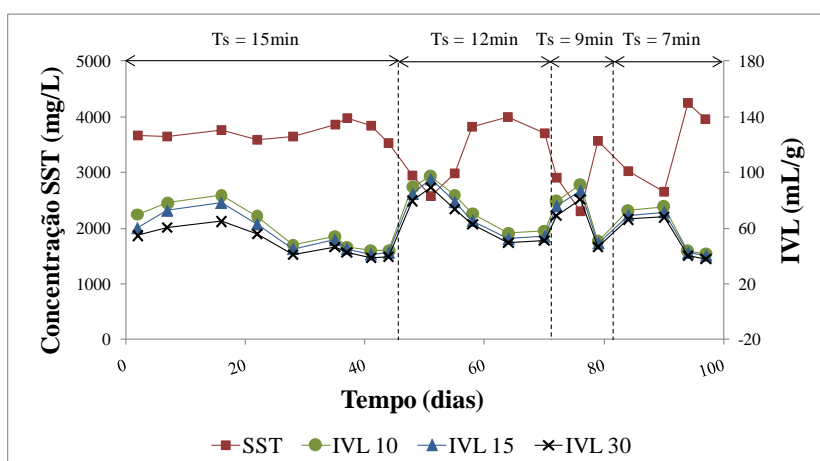


Figura 3. Evolução da concentração de SST e do IVL em diferentes tempos de sedimentação (10, 15 e 30 minutos) ao longo do tempo de operação.

Além disso, analisando a Figura 3, observa-se que houve uma maior diferença entre os valores de IVL_{10} , IVL_{15} e IVL_{30} no início de operação e também logo após cada diminuição do tempo de sedimentação. Entretanto, essa diferença diminuiu com a estabilização dos sólidos do reator. De maneira geral, após 28 dias de operação a relação IVL_{30}/IVL_{10} foi em média 90%, o que, segundo Schwarzenbeck *et al.* (2004), indica que o processo de granulação estava estável.

Desempenho do Reator

Os valores das concentrações de oxigênio dissolvido e pH determinados durante as fases de aeração do ciclo operacional estão apresentados na Tabela 3. Os valores de OD observados estão todos dentro do recomendado para a oxidação da matéria orgânica carbonácea, de acordo com Metcalf & Eddy (2003). Por outro lado, segundo USEPA (2010), a nitrificação pode ser inibida quando se tem, por um período prolongado, concentrações de OD abaixo de $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Entretanto, valores de OD inferiores a $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ foram observados apenas nos primeiros 15 minutos de ciclo, onde a concentração de substrato era mais elevada, não afetando assim o processo de nitrificação.

Tabela 3. Resultados obtidos para OD e pH nas fases de aeração do ciclo operacional, ao longo do tempo de operação.

Variável	Análise	Fase de Aeração
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Média	6,2
	Desvio Padrão	2,6
	Máximo	8,6
	Mínimo	0,9
	Número de dados	48
pH	Média	8,6
	Desvio Padrão	0,3
	Máximo	9,2
	Mínimo	8,0
	Número de dados	48

Em relação ao pH, o mesmo variou de 8,0 a 9,2, com média de 8,6, estando dentro da faixa recomendada para a oxidação da matéria orgânica carbonácea, de acordo com Metcalf & Eddy (2003). No entanto, o pH médio está um pouco acima da faixa ideal para a ocorrência de nitrificação, segundo USEPA (2010). Os maiores valores de pH podem ter ocorrido devido à adição de carga orgânica (acetato de sódio). De acordo com Zhou *et al.* (2010), durante a oxidação do acetato ocorre o consumo do íon hidrogênio, resultando em um aumento do pH no meio líquido.

Nas Figuras 4 e 5 estão apresentadas, respectivamente, o comportamento das concentrações afluentes e efluentes de DQO_5 e NH_4^+-N e as respectivas eficiências de remoção ao longo do tempo de operação. A partir dessas figuras pode-se perceber que a diminuição no tempo de sedimentação não afetou o desempenho do reator, uma vez que a eficiência de remoção do substrato permaneceu praticamente constante ao longo de todo tempo de operação. Além disso, o reator apresentou elevada capacidade de remoção de carbono e nitrogênio com eficiência média de remoção de DQO_5 de $93 \pm 2\%$ e de NH_4^+-N de $96 \pm 4\%$. Em relação à concentração de DQO_5 e NH_4^+-N no efluente tratado, obteve-se valores médios de $64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Esses resultados estão de acordo com as observações realizadas por McSwain *et al.* (2004) e Adav *et al.* (2009), os quais também não verificaram uma mudança no desempenho do RBSG, em termos de remoção de DQO, com a diminuição do tempo de sedimentação.

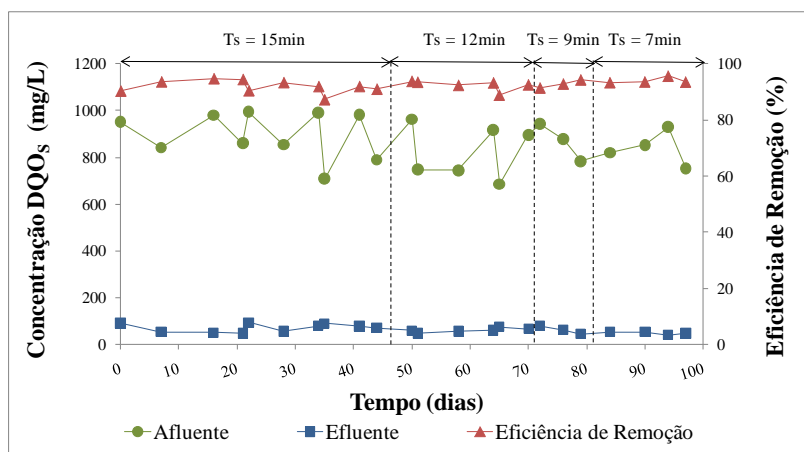


Figura 4. Comportamento da concentração de DQO_5 afluente e efluente e a respectiva eficiência de remoção ao longo do tempo de operação.

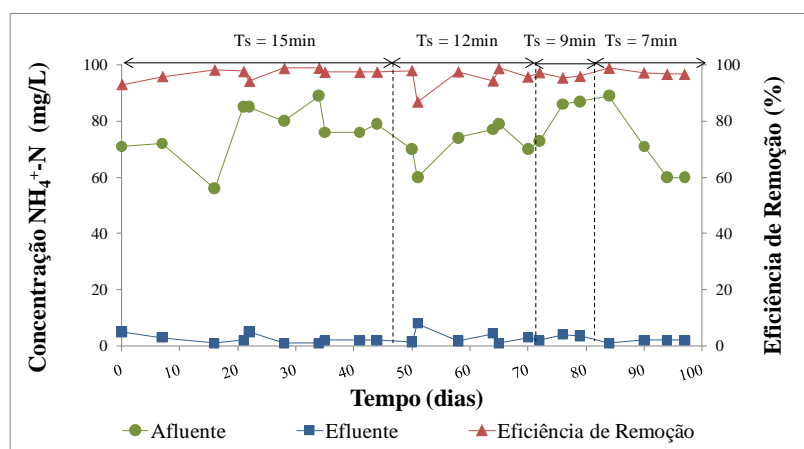


Figura 5. Comportamento da concentração de NH_4^+-N afluente e efluente e a respectiva eficiência de remoção ao longo do tempo de operação.

O comportamento da concentração de nitrito e nitrato no efluente tratado, e a respectiva eficiência de desnitrificação ao longo do tempo de operação estão apresentados na Figura 6. Considerando o período em que o reator foi operado com $T_s = 15 \text{ min}$, nota-se que a partir dos 20 dias de operação houve uma elevada eficiência de desnitrificação (média de 99,5%) e uma baixa concentração de NO_2^--N e NO_3^--N no efluente, alcançando valores médios de $0,3$ e $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Atividades desnitrificantes sob condições aeróbias têm sido relatadas na literatura sobre reatores com grânulos aeróbios (MOSQUERA-CORRAL *et al.*, 2005; WAN & SPERANDIO, 2009), devido à existência de micro-zonas anóxicas no interior dos grânulos.

Entretanto, analisando a Figura 6, percebe-se que com a diminuição do tempo de sedimentação ocorreu uma diminuição da eficiência de desnitrificação devido ao acúmulo de nitrito no RBSG, principalmente entre 58 e 79 dias de operação, indicando que o processo de nitrificação não ocorreu completamente até seu último estágio de oxidação (nitratação).

A menor atuação das bactérias oxidadoras de nitrito (BON) durante esse período pode ter ocorrido devido a dois fatores. O primeiro deles corresponde à possível inibição das BON pela presença de amônia na forma não ionizada (NH_3). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), em valores de pH próximos a 9 (Tabela 3), cerca de 30% da amônia pode estar sob a forma de NH_3 . Segundo USEPA (2010), a presença de NH_3 tem um efeito inibidor maior nas BON do que nas bactérias oxidadoras de amônia (BOA). No entanto, durante o período em que o reator foi operado com $T_s = 15$ min, valores de pH próximos a 9 também foram registrados, mas a acumulação de nitrito não foi verificada após o estabelecimento da biomassa granular no reator (Figura 3 - $\text{IVL}_{30}/\text{IVL}_{10}$ em torno de 90% após 28 dias de operação). Além disso, Kim & Seo (2006) observaram por meio de análise FISH que as BON (*Nitrobacter* e *Nitrospira*) desapareceram gradualmente após 100 dias de operação, em virtude da inibição do crescimento desses organismos pela presença de amônia não ionizada. Assim, a partir dos resultados obtidos na análise FISH (Tabela 2), pode-se concluir que não houve inibição do crescimento das BON por causa da possível presença de NH_3 , uma vez que houve um aumento da população de *Nitrobacter* com a diminuição do T_s , mas pode ter ocorrido uma inibição da atuação dessas bactérias, devido aos altos valores de pH.

O segundo fator que pode ter influenciado a baixa atuação das BON, é que com a diminuição do T_s parte das bactérias foi “lavada” do reator. Liu *et al.* (2008) e Shi *et al.* (2010) verificaram que o tempo de sedimentação para a granulação nitrificante não precisa ser tão curto quanto para a granulação heterotrófica. Segundo os autores, de outra maneira, é necessário um longo tempo de operação para compensar a biomassa que foi lavada devido ao curto tempo de sedimentação, visto que os organismos nitrificantes apresentam uma baixa velocidade de crescimento. Liu *et al.* (2008) recomendam um tempo de sedimentação de 10 minutos para a formação e manutenção de grânulos com atividades nitrificantes.

Nos últimos dias de operação do RBSG, houve uma melhora na atuação das BON e com isso a concentração de $\text{NO}_2^- \text{-N}$ no efluente diminuiu para $1,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a eficiência de desnitrificação aumentou para 97%.

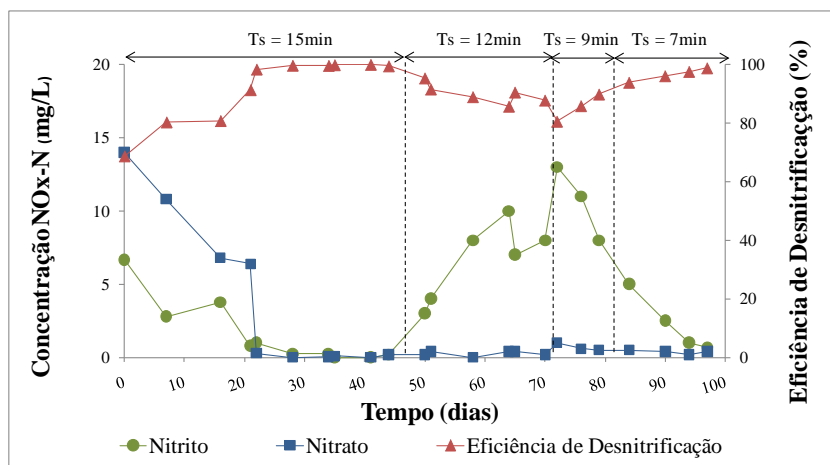


Figura 6. Comportamento da concentração de $\text{NO}_2^- \text{-N}$ e $\text{NO}_3^- \text{-N}$ no efluente tratado, e a respectiva eficiência de desnitrificação ao longo do tempo de operação.

CONCLUSÕES

Os resultados mostraram que o tempo de sedimentação não afetou o desempenho do RBSG, em termos de remoção de DQO_s e $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, uma vez que a eficiência de remoção dessas variáveis permaneceu praticamente constante ao longo de toda a operação. Por outro lado, observou-se a ocorrência de acúmulo de nitrito provavelmente devido à parte da biomassa ter sido “lavada” do reator, com a diminuição do tempo de sedimentação, e também pela possível inibição das bactérias oxidadoras de nitrito pela presença de amônia na forma não ionizada. Nos últimos dias de operação, o sistema voltou a apresentar uma boa atuação das bactérias oxidadoras de nitrito.

Em relação às características morfológicas dos grânulos aeróbios, percebeu-se que a redução do tempo de sedimentação selecionou o crescimento de biopartículas de melhor sedimentabilidade, promovendo um aumento gradativo no tamanho dos grânulos e, conseqüentemente, na concentração de sólidos totais no reator.

Desta forma, pode-se concluir que a diminuição gradual do tempo de sedimentação é uma maneira efetiva de melhorar as características dos grânulos no reator, mas pode ocasionar, temporariamente, uma piora na qualidade do efluente tratado. De maneira geral, o RBSG mostrou-se capaz de remover carbono e nitrogênio em uma única unidade operacional compacta. O RBSG é uma tecnologia bastante promissora para o tratamento de esgoto doméstico, devendo, portanto, ser mais investigada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADAV, S.S., LEE, D.J., LAI, J.Y. Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times. *Bioresource Technology*, 100 (21): 5359-5361, 2009.
2. AMANN, R. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: AKKERMAN, A.D.L., VAN ELSAS, J.D., DE BRUIJN, F.J. (eds). *Molecular microbial ecology manual*. 1995, p. 1-15.
3. APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21ed., Washington, 2005.
4. BEUN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36: 702-712, 2002.
5. FIGUEROA, M., VAL DEL RIO, A., MORALES, N., CAMPOS, J.L., MOSQUERA-CORRAL, A., MENDEZ, R. Nitrogen removal in aerobic granular systems. In: CERVANTES, F.J. (editor) *Environmental technologies to treat nitrogen pollution: principles and engineering*. London: IWA Publishing, 2009, 373-401.
6. KIM, D.J., SEO, D. Selective enrichment and granulation of ammonia oxidizers in a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochemistry*, 41: 1055-1062, 2006.
7. KIM, S.M., KIM, S.H., CHOI, H.C., KIM, I.S. Enhanced aerobic floc-like granulation and nitrogen removal in a sequencing batch reactor by selection of settling velocity. *Water Science & Technology*, 50: 157-62, 2004.
9. LIU, Y., WANG, Z.W. Selection pressure theory for aerobic granulation in sequencing batch reactors. In: LIU, Y (editor). *Wastewater purification: aerobic granulation in sequencing batch reactors*. Boca Raton: CRC Press, 2008, 285-110.
10. LIU, Y.Q., WU, W.W., TAY, J.H., WANG, J.L. Formation and long-term stability of nitrifying granules in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 99: 3919-3922, 2008.
11. LIU, Y.Q., TAY, J.H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: 533-563, 2004.
12. METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.
13. MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L. Dissolved oxygen as a key parameter to aerobic granule formation. *Water Science & Technology*, 58 (4): 781-787, 2008.
14. MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L., WILDERER, P.A. The influence of settling time on the formation of aerobic granules. *Water Science & Technology*, 50: 195-202, 2004.
15. MOSQUERA-CORRAL, A., DE KREUK, M.K., HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor. *Water Research*, 39: 2676-2686, 2005.
16. QIN, L., LIU, Y. Aerobic granulation at different settling times. *Wastewater purification: aerobic granulation in sequencing batch reactors*. Boca Raton: CRC Press, 2008, 51-67.
17. QIN, L., LIU, Y., TAY, J.H. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 21: 47-52, 2004.
18. SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P.A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Science & Technology*, 49 (11-12): 41-46, 2004.
19. SHI, X.Y., SHENG, G.P., LI, X.Y., YU, H.Q. Operation of a sequencing batch reactor for cultivating autotrophic nitrifying granules. *Bioresource Technology*, 101: 2960-2964, 2010.
20. TAY, J.H., LIU, Q.S., LIU, Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, 91: 168-175, 2001.
21. TAY, J.H., LIU, Q.S., LIU, Y., SHOW, K.Y., IVANOV, V., TAY, S.T.L. A comparative study of aerobic granulation in pilot and laboratory-scale SBRs. In: *Aerobic granular sludge*. London: IWA Publishing (2005), 125-133.
22. USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Nutrient control design manual*. EPA/600/R-10/100, 2010.

23. VON SPERLING, M. Lodos Ativados – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.4. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002. 428 p.
24. WAGNER, J., PACHECO, R.M., BATTISTELLA, J.A.C., COSTA, R.H.R. The formation of aerobic granules in a sequencing batch reactor (SBR) using domestic wastewater. In: IWA World Water Congress and Exhibition, Montréal, Canada, 2010a.
25. WAGNER, J., PACHECO, R.M., BATTISTELLA, J.A.C., GOMES, J.L.C., COSTA, R.H.R. Desempenho de reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios (RBSG) submetido a diferentes cargas orgânicas. In: XXXII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010, Punta Cana. XXXII AIDIS, 2010b.
26. WAN, J., SPERANDIO, M. Possible role of denitrification on aerobic granular sludge formation in sequencing batch reactor. *Chemosphere*, 75: 220-227, 2009.
27. ZHOU, J., YU, X., WANG, Z., DING, C., CAI, W. A potential explanation for the effect of carbon source on the characteristics of acetate-fed and glucose-fed aerobic granules. *African Journal of Biotechnology*, 9 (33): 5357-5365, 2010.