

II-038 - AVALIAÇÃO DA BIODESFOSFATAÇÃO EM REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS (RBS) EM ESCALA REAL

Katiane Pierre Leal ⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI). Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Cláudia Lavina Martins

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Pós Doutora pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professora do Instituto Federal de Santa Catarina.

Guilherme Heinzen Silva

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Alana Pessuto Lisboa

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Rejane Helena Ribeiro da Costa

Engenheira Civil pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC-USP). Doutora em Traitement des Eaux pelo Institut National des Sciences Appliquées (INSA). Professora Titular da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Endereço⁽¹⁾: Rua Delfino Conti - Campus Universitário - Centro Tecnológico - Trindade - Florianópolis - SC - CEP: 88040-370 - Brasil - Tel.: +55 (48) 3721-7743 - e-mail: **leal.katiane@gmail.com**.

RESUMO

O lançamento de águas residuárias, ricas em matéria orgânica e nutrientes, sem o tratamento adequado, é a principal causa do processo de eutrofização dos mananciais. Nos últimos anos, diversos sistemas de tratamento de efluentes, com foco na remoção de fósforo, vêm sendo difundidos e patenteados. A remoção biológica de fósforo (biodesfosfatação) ocorre quando há a predominância de organismos acumuladores de fósforo (OAP), esses se desenvolvem quando expostos a condições anaeróbias e aeróbias sequencialmente. Assim, os reatores operados em bateladas sequenciais (RBS) mostram-se como uma técnica propícia à promoção desse processo biológico, pois, permite o ajuste fácil de períodos aeróbios, anóxicos e anaeróbios via controle temporal da mistura e da aeração. Nesse contexto, o presente trabalho avaliou o processo de biodesfosfatação em esgoto sanitário mediante tratamento em RBS, operado em escala real. Para tal, o RBS foi monitorado em duas estratégias operacionais distintas. Na primeira estratégia foi aplicada a idade do lodo de 40 dias e na segunda estratégia de 25 dias. As eficiências médias de remoção biológica de fósforo obtidas para as duas estratégias avaliadas (53% e 52%) não apresentaram diferenças relevantes, mostrando que as diferentes idades de lodo trabalhadas (40 e 25 dias) não influenciaram no processo de biodesfosfatação.

PALAVRAS-CHAVE: Reator em Bateladas Sequenciais, Biodesfosfatação, Idade do lodo.

INTRODUÇÃO

O lançamento de águas residuárias sem o tratamento adequado, as quais são ricas em matéria orgânica e nutrientes, é a principal causa da degradação da qualidade da água dos corpos hídricos. O aumento da concentração de nutrientes, principalmente do fósforo, provoca o processo de eutrofização das águas, o qual é responsável pelas frequentes florações de algas, crescimento excessivo da vegetação e mortandade de peixes, entre outros impactos. O fósforo é um elemento essencial à vida, porém, sua disposição em excesso nos recursos hídricos é encarada como um problema que conduz à deterioração da qualidade da água (COMITÊ ECONÔMICO E SOCIAL EUROPEU, 2014).

Contudo, nos últimos anos diversos sistemas de tratamento de efluentes, com foco na remoção de fósforo, vêm sendo difundidos e patenteados. A remoção de fósforo pode ocorrer via processo biológico ou processo químico. O processo biológico apesar de apresentar eficiência de remoção de fósforo, comumente inferior aos

processos químicos, possui como vantagem a não necessidade de adição de precipitantes químicos, viabilizando o reaproveitamento do lodo excedente.

De acordo com Converti *et al.* (1995), em meados de 1965 Levin e Shapiro descreveram que a remoção biológica de fósforo aprimorada ocorre quando há a predominância de organismos capazes de acumular fósforo além da própria necessidade metabólica (*luxury uptake*). Os organismos acumuladores de fósforo (OAP) são sustentados quando o sistema de lodos ativados é operado em uma sequência anaeróbia/aeróbia. Na fase anaeróbia, os organismos acumuladores de fósforo liberam ortofosfato e na fase aeróbia ocorre o acúmulo de poli-p intracelular, aumentando assim a concentração de fósforo no lodo (ARTAN e ORHON, 2005). O fósforo incorporado em grandes quantidades nas células dos OAP é removido do sistema por meio da remoção do lodo biológico (VON SPERLING, 2007).

Considerando a necessidade de uma sequência de fases anaeróbias/aeróbias para alcançar uma boa eficiência na remoção biológica de fósforo, os reatores operados em bateladas sequenciais (RBS) mostram-se como uma técnica propícia a promoção desse importante processo biológico. As vantagens dos reatores em bateladas sequenciais são atribuídas à natureza flexível de seus parâmetros de funcionamento. Essa flexibilidade operacional do RBS permite o ajuste fácil de períodos aeróbios, anóxicos e anaeróbios, via controle temporal da mistura/aeração e enchimento.

Nesse contexto, essa pesquisa avaliou o processo de remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário mediante tratamento em reator operado em bateladas sequenciais (RBS) e condições reais quanto às diferentes idades do lodo adotadas (40 e 25 dias)

MATERIAIS E MÉTODOS

O objeto de estudo compreende um reator de lodos ativados operado em bateladas sequenciais (RBS) em escala real, instalado na rede de saneamento de uma empresa de engenharia, com aproximadamente 30 funcionários, bem como, de uma residência com quatro moradores.

O RBS possui formato cilíndrico com 1,22m de diâmetro, 2,05m de altura total e altura útil de 0,60m, resultando em uma capacidade de tratamento de 0,70m³ por ciclo (Figura 1). O enchimento do reator é escalonado e ocorre por meio de uma bomba submersa de 0,25 kW instalada na estação elevatória EE3. A aeração do reator é realizada via ar difuso por meio de duas membranas instaladas ao fundo do reator, de 25 cm de diâmetro cada, ligadas a um compressor de ar com vazão de 120 L.min⁻¹. A retirada do efluente tratado é realizada também por meio de bomba submersa de 0,25 kW. O nível de enchimento do reator é controlado por sistema de pressão hidrostática, sendo este verificado on-line por sistema de telemetria, modelo ScadaWeb. A retirada do lodo é realizada por meio de tubulações dispostas no fundo do reator por gravidade.

Para o presente estudo foi estabelecido um ciclo de 8 horas, ou seja, três ciclos por dia, sendo possível tratar 2,10m³.d⁻¹ de efluente. O ciclo conta com enchimento escalonado (3 entradas) no início das fases anóxicas. Deste modo, o ciclo começa com o enchimento no início da fase anóxica e segue para a fase aeróbia. Essa sequência se repete por três vezes, iniciando então as fases de decantação, retirada e repouso (Figura 2). A aeração sequenciada (aeróbia e anóxica) permite ao reator atuar na nitrificação e desnitrificação, bem como na biodesfosfatação.

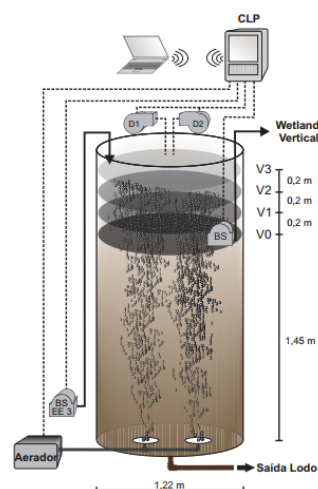


Figura 1: Esquema do RBS. V0 – Volume estacionário; V1, 2 e 3 – Volumes após primeiro, segundo e terceiro enchimento, respectivamente; D1 – Sonda de OD; D2 – Sonda de pH; CLP conectado via GPRS ao banco de dados e computador pessoal; BS – Bomba submersa. Adaptado de Voltolini (2015).

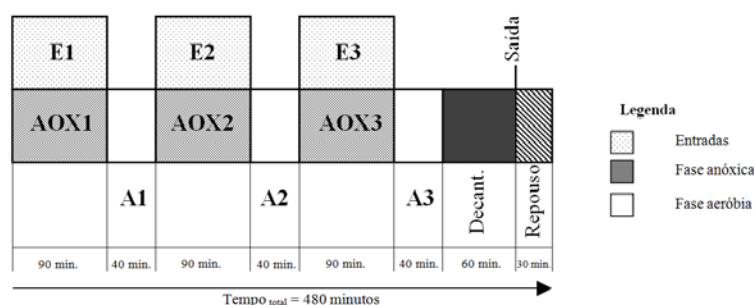


Figura 2 - Configuração do Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) em operação.

O estudo foi dividido em duas estratégias operacionais. A estratégia 1 corresponde ao funcionamento do reator operando com uma idade do lodo alta, em média 40 dias, e a estratégia 2 refere-se ao funcionamento com uma idade do lodo de 25 dias. Foi realizado o monitoramento do reator por meio de coletas de amostras em três momentos do ciclo operacional de tratamento, sendo eles: i) esgoto bruto; ii) licor misto, durante a aeração; iii) efluente final, após a decantação. Os parâmetros físico-químicos foram determinados conforme segue na Tabela 1.

Tabela 1: Métodos utilizados para as análises físico-químicas

Parâmetro	Metodologia
Oxigênio Dissolvido (OD)	650 MDS-YSI
pH	HI98191 – Hanna
Amônia	Destilação VELP (SM-4500NH3B)
Fósforo total	Digestão em meio ácido e colorimetria (SM-4500-PC)
Nitrito, Nitrato e Fosfato	Cromatografia líquida iônica (DIONEX)
Alcalinidade	Titulação potenciométrica (SM-2320B)
DQO total e solúvel	Digestão em refluxo fechado e colorimetria (SM- 5220D)
DBO ₅	Manométrico HACH (SM-5210D)
Sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis)	Gravimetria (SM-2540)
Índice volumétrico de lodo (IVL)	Gravimetria e volumétrico (SM-2710D)

Foram efetuados ensaios de capacidade de biodesfosfatação utilizando metodologia definida por Wachtmeister *et al.* (1997) e adaptada por Monclús *et al.* (2010), com intuito de avaliar a capacidade de resposta dos organismos acumuladores de fósforo (OAP) e dos organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes (OAPD) em condições aeróbias e anóxicas, após passarem por uma condição anaeróbia. Também foram

realizados ensaios respirométricos, a fim de caracterizar a atividade da biomassa presente no reator e determinar a velocidade específica de respiração celular, conforme metodologia determinada por Ochoa *et al.* (2002) e modificada por Wolff *et al.* (2003).

Os cálculos para determinação da idade do lodo foram realizados conforme Von Sperling (2007) pela equação 1:

$$TRC = \frac{T_R}{T_T} \frac{V \times SST_r}{(Q_e \times SST_e) + (Q_d \times SST_d)} \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

T_R : Tempo de reação durante o ciclo (min.);

T_T : Tempo total de duração do ciclo (min.);

V : Volume do reator (m^3);

Q_e : Vazão de tratamento ($m^3.dia^{-1}$);

Q_d : Vazão de descarte ($m^3.dia^{-1}$);

SST_r : Concentração de SST dentro do reator ($mg.L^{-1}$);

SST_e : Concentração de SST no efluente do reator ($mg.L^{-1}$);

SST_d : Concentração de SST no descarte ($mg.L^{-1}$).

RESULTADOS

1ª ESTRATÉGIA

A 1ª estratégia teve duração de 166 dias, com 18 campanhas de coletas e análises. Durante essa estratégia, o RBS tratou em média $1,20 m^3.dia^{-1}$ de esgoto. O sistema apresentou grande variabilidade quanto às características do afluente ao longo do período, sendo essas variações inerentes às condições reais. As características médias do afluente e efluente do RBS, cargas aplicadas e suas respectivas eficiências estão apresentadas na Tabela 2. O licor misto (LM) ao longo da estratégia de operação teve relação SSV/SST em média de 0,53, com concentrações de $6357 mgSST.L^{-1}$ e de $3397 mgSSV.L^{-1}$. O índice volumétrico de lodo (IVL) médio para essa estratégia foi de $62 mL.g^{-1}$, representando uma boa decantabilidade do lodo conforme Von Sperling (2007).

Tabela 2: Concentrações e cargas aplicadas ao RBS e respectivas eficiências durante a estratégia 1 (n=18).

Parâmetro	Entrada ($mg.L^{-1}$)	Saída ($mg.L^{-1}$)	Carga Aplicada ($g.m^{-3}.dia^{-1}$)	Eficiência (%)
DBO	$301,8 \pm 85,2$	$39,3 \pm 20,4$	$0,163 \pm 0,025$	$85,5 \pm 8,6$
DQO	$469,5 \pm 269,7$	$69,3 \pm 26,7$	$0,251 \pm 0,153$	$80,1 \pm 8,1$
Fósforo Total (PT)	$11,2 \pm 4,3$	$4,5 \pm 1,3$	$0,006 \pm 0,003$	$53,4 \pm 15,1$
Amônia (NH_4-N)	$30,8 \pm 2,8$	$12,6 \pm 2,1$	$0,004 \pm 0,006$	$59,2 \pm 4,6$
Ortofosfato ($PO_4^{3-}-P$)	$6,6 \pm 2,4$	$4,1 \pm 1,5$		$45,5 \pm 23,9$
pH	$7,5 \pm 0,3$	$7,2 \pm 0,4$		
Alcalinidade ($CaCO_3$)	$360,4 \pm 127,5$	$92,3 \pm 48,0$		
Nitrato (NO_3-N)	$0,2 \pm 0,3$	$8,6 \pm 6,4$		

Durante esta estratégia, o pH médio do afluente foi de 7,5 e do efluente de 7,2, sendo esta uma faixa ideal para promover o processo de remoção biológica de fósforo. A temperatura média do licor misto permaneceu em torno de $19,7^\circ C$, favorável ao processo de biodesfosfatação, pois, baixas temperaturas ($<20^\circ C$) são indicadas para a proliferação dos OAP (LOPEZ-VAZQUEZ *et al.*, 2009; CARVALHEIRA, 2014).

A concentração média de fósforo total do afluente foi de $10,4 mg.PT.L^{-1}$ e no efluente esta concentração foi de $4,5 mg.PT.L^{-1}$, ou seja, pouco acima da concentração de $4,0 mg.PT.L^{-1}$ estabelecida pelo Código Estadual de Meio Ambiente de Santa Catarina (Lei Nº 14.675/2009) para lançamentos de águas residuárias em trechos de

lagoas, lagunas e estuários. Durante essa estratégia, a eficiência média de remoção de fósforo total foi de 53,4%. Ressalta-se que no dia 85 a eficiência de remoção de fósforo total foi de 92,9%, considerada elevada quando comparada com as eficiências obtidas no estudo de Voltolini (2015) que obteve $46 \pm 15\%$.

O valor médio da relação C/P para este período foi de $44,9 \text{ mgDQO} \cdot \text{mg}^{-1}\text{PT}$, condição esta dentro da faixa de ocorrência de biodesfosfatação em sistema de lodos ativados conforme Oehmen *et al.* (2007) e Puig (2008). Quando o valor da relação C/P foi mais elevado para essa estratégia ($99,8 \text{ mgDQO} \cdot \text{mg}^{-1}\text{PT}$) observou-se maior eficiência de remoção de fósforo.

Na Tabela 3 estão apresentadas as velocidades específicas de consumo de oxigênio (VCO), obtidas nos ensaios de respirometria para essa estratégia. A VCO média da fase endógena foi de $1,85 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Essa velocidade pouco variou ao longo de todo o período experimental, por ser a necessidade mínima de oxigênio à manutenção dos microrganismos. As velocidades de consumo de oxigênio das fases nitrificantes e exógena foram em média de $11,57 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e $7,25 \text{ mgO}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. A concentração da biomassa ativa heterotrófica ($X_H = \text{mg L}^{-1}$) foi de $107,09 \text{ mg DQO L}^{-1}$ (70,89 % da biomassa do sistema global), enquanto que a biomassa ativa autotrófica ($X_A = \text{mg L}^{-1}$) foi de $43,97 \text{ mg DQO L}^{-1}$ (29,11% da biomassa do sistema global), indicando que o reator era composto principalmente de microrganismos heterotróficos.

Tabela 3 - Velocidades específicas de consumo de oxigênio durante fase endógena, nitrificante e exógena, ao longo do período 1.

Dia	Endógena ($\text{mgO}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	Nitrificante ($\text{mgO}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	Exógena ($\text{mgO}_2 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)
132	1,85	12,11	7,27
141	1,85	9,03	5,87
156	2,17	13,18	6,52
160	1,52	11,97	9,31
Média	1,85	11,57	7,24
Desv. Pad.	0,14	1,61	0,48

Em relação à capacidade de biodesfosfatação do lodo, nos testes realizados na 1ª estratégia não foram verificados o acúmulo de ortofosfato, conhecido como *luxury uptake*, além do liberado pela biomassa, como pode ser observado na Figura 3. A relação entre os organismos acumuladores de fósforo e nitrificantes acumuladores de fósforo (ODAP/OAP) para o ensaio realizado no dia 161 foi de 0,21, demonstrando maior importância dos OAP no acúmulo de fósforo. Tal relação, onde a presença OAPD é menor em relação aos OAP, também foi verificada por Voltolini (2015).

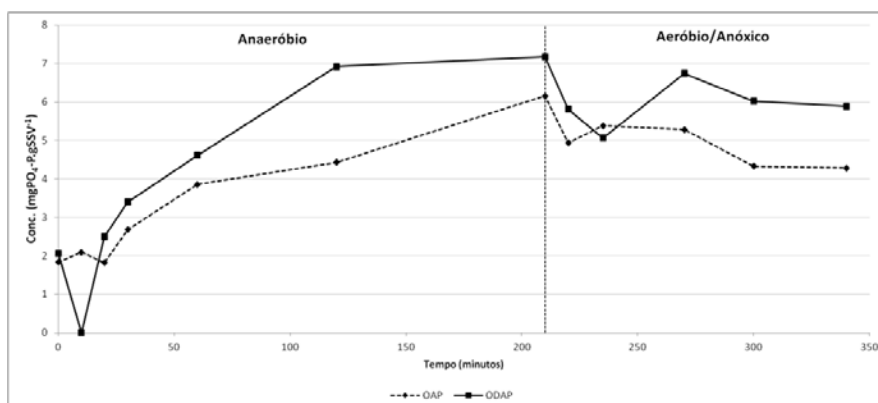


Figura 3 - Ensaio de biodesfosfatação e as curvas para os OAP e OAPD realizado na estratégia 1.

2ª ESTRATÉGIA

Na estratégia 2, o reator tratou em média $0,96 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de efluente bruto, sendo esta vazão menor que a observada na 1ª estratégia. As coletas e análises foram realizadas durante 127 dias, totalizando 14 campanhas.

As características médias do efluente bruto, bem como do efluente tratado do RBS, cargas aplicadas e suas respectivas eficiências estão apresentadas na Tabela 4. O LM durante essa estratégia teve relação SSV/SST em média de 0,49, com concentrações de 4051,9 mg SST.L⁻¹ e de 1993,7 mg SSV.L⁻¹. O índice volumétrico de lodo (IVL) médio para essa estratégia foi de 43 mL.g⁻¹, representando uma ótima decantabilidade do lodo conforme Von Sperling (2007).

Tabela 4: Concentrações e cargas aplicadas ao RBS e respectivas eficiências durante a estratégia 2 (n=14).

Parâmetro	Entrada (mg.L ⁻¹)	Saída (mg.L ⁻¹)	Carga Aplicada (g.m ⁻³ .dia ⁻¹)	Eficiência (%)
DBO	319,3±76,0	25,2±14,2	0,144±0,061	92,9±3,9
DQO	331,7±111,3	38,8±6,9	0,168±0,106	84,9±6,4
Fósforo Total (PT)	10,9±4,7	3,9±0,9	0,002±0,002	52,3±15,5
Amônia (NH ₄ -N)	71,1±15,2	16,4±13,3	0,027±0,011	80,5±12,7
Ortofosfato (PO ₄ ⁻³ -P)	4,4±1,4	2,8±0,6		
pH	7,2±0,2	6,6±0,3		
Alcalinidade (CaCO ₃)	326,1±81,1	33,0±16,6		
Nitrato (NO ₃ -N)	0,5±0,7	24,0±9,1		

Durante esta estratégia, o pH médio do afluente foi de 7,2 e do efluente de 6,6. Essa redução se deve principalmente ao processo de nitrificação, confirmado pela elevada concentração de nitrato no efluente. A redução do pH no sistema pode influenciar de modo negativo o processo de remoção biológica de fósforo. Por outro lado, baixas temperaturas (<20C°) favorecem a proliferação dos organismos acumuladores de fósforo, assim o aumento da temperatura média (24,9 C°) observada nessa estratégia pode também afetar a remoção biológica de fósforo (LOPEZ-VAZQUEZ *et al.*, 2009; CARVALHEIRA, 2014).

A concentração média de fósforo total do afluente durante esta estratégia foi de 10,44±5,41 mg.L⁻¹, sendo considerada, também como na estratégia 1, uma concentração baixa para efluentes domésticos (VON SPERLING, 2007). Segundo Oehmen *et al.* (2007), a concentração inicial é determinante para a remoção biológica de fósforo, onde a baixa concentração de fósforo total do afluente pode influenciar em baixas eficiências de remoção. A concentração média de fósforo total do efluente tratado (3,86±0,81 mg.L⁻¹) atendeu o Código Estadual de Meio Ambiente de Santa Catarina (Lei N° 14.675/2009) quanto ao padrão de lançamentos de águas residuárias em trechos de lagoas, lagunas e estuários. No entanto, mesmo apresentando baixas concentrações de fósforo na entrada, o reator alcançou eficiência média de remoção superior àquela encontrada por Voltolini (2005).

O valor médio da relação C:P foi de 41,4 mgDQO.mg⁻¹PT, que está dentro da faixa de ocorrência de biodesfosfatação em sistema por lodos ativados (OEHMEN *et al.*, 2007; PUIG, 2008). O maior valor de eficiência de remoção que foi observado nesta estratégia (68,1%) está relacionado à relação C:P mais elevada (55,0 mgDQO.mg⁻¹PT).

As velocidades específicas de consumo de oxigênio (VCO), obtidas nos ensaios de respirometria realizados nessa estratégia estão apresentados na Tabela 5. A VCO média da fase endógena foi de 1,65 mgO₂.g⁻¹SSV.h⁻¹. A variação da VCO observada ao longo dos períodos experimentais está relacionada ao tempo de exposição à aeração antes de iniciar o teste. As velocidades de consumo de oxigênio das fases nitrificantes e exógena foram em média de 7,39 mgO₂.g⁻¹SSV.h⁻¹ e 5,96 mgO₂.g⁻¹SSV.h⁻¹, respectivamente.

Durante a segunda estratégia a concentração média da biomassa ativa heterotrófica (XH = mg L⁻¹) foi de 110,34 mg DQO.L⁻¹ (75,20%), sendo que a biomassa ativa autotrófica (XA = mg L⁻¹) foi de 36,38 mg DQO.L⁻¹ (24,80%), demonstrando a predominância de microrganismos heterotróficos no sistema. A composição do reator foi similar para as duas estratégias avaliadas.

Tabela 5 - Velocidades específicas de consumo de oxigênio durante fase endógena, nitrificante e exógena, ao longo da estratégia 2.

Dia	Endógena ($\text{mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{SSV} \cdot \text{h}^{-1}$)	Nitrificante ($\text{mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{SSV} \cdot \text{h}^{-1}$)	Exógena ($\text{mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{SSV} \cdot \text{h}^{-1}$)
217	0,73	8,08	5,38
253	2,56	7,62	7,61
254	1,66	6,47	4,88
Média	1,65	7,39	5,96
Desv. Pad.	0,61	0,61	1,10

Nos ensaios de biodesfosfatação do lodo, realizados durante a segunda estratégia, verificou-se o acúmulo de ortofosfato, conhecido como *luxury uptake*, apenas para os organismos acumuladores de fósforo (OAP) (Figura 4). A relação entre os organismos acumuladores de fósforo e os organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes (OAPD/OAP) para o ensaio realizado durante essa estratégia foi de 0,86, demonstrando maior importância dos OAP no acúmulo de fósforo. A presença menor de OAPD em relação aos OAP, também foi verificada no ensaio realizado na 1ª estratégia.

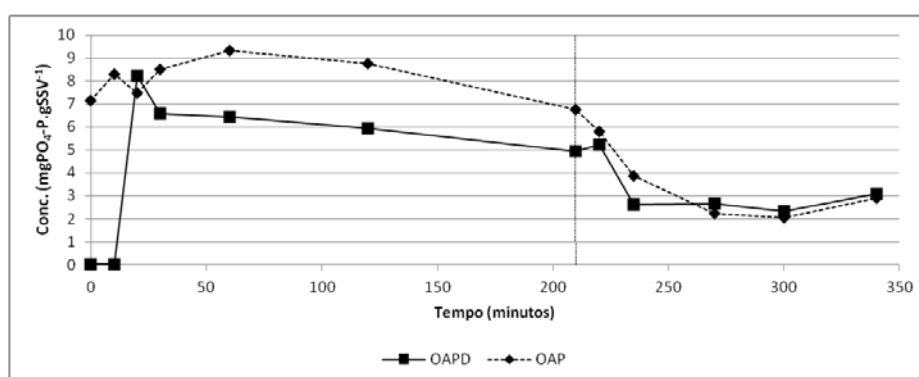


Figura 4 - Ensaio de biodesfosfatação e as curvas para os OAP e OAPD.

CONCLUSÕES

- As eficiências médias de remoção biológica de fósforo alcançadas para as duas estratégias avaliadas (53,4% e 52,3%) não apresentaram diferenças relevantes, mostrando que as diferentes idades de lodo trabalhadas (40 e 25 dias) não influenciaram no processo de biodesfosfatação.
- Nos ensaios de biodesfosfatação realizados em bancada observou-se que os OAP apresentam maior importância no acúmulo de fósforo, onde a presença de OAPD foi menor em relação aos OAP.
- Os ensaios de respirometria mostraram que as bactérias nitrificantes apresentaram uma velocidade de consumo de oxigênio maior que as bactérias heterotróficas.
- A concentração da biomassa ativa heterotrófica presente no reator foi superior à biomassa ativa autotrófica, indicando que o reator era composto principalmente de microrganismos heterotróficos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNQP pelo auxílio financeiro prestado e a Rotária do Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
2. ARTAN, N.; ORHON, D. **Mechanism and design of sequencing batch reactors for nutrient removal**. IWA Publishing, 2005.

3. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA **Resolução n. 357 de 17 de Março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, 2005. Diário Oficial da União, de 18 de março de 2005.
4. BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA **Resolução n. 430 de 13 de Maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011. Diário Oficial da União N° 92, EM 16/05/2011, pág. 89.
5. CARVALHEIRA, M. I. G. **The effect of key process operational conditions on enhanced biological phosphorus removal from wastewater**. Tese (Doutorado em Química Sustentável) Universidade Nova de Lisboa, 2014.
6. COMITÊ ECONÔMICO E SOCIAL EUROPEU. **Utilização sustentável do fósforo**. Bruxelas, 2014.
7. CONVERTI, A.; ROVATTI, M.; BORGHI, M. DEL. Biological Removal of Phosphorus from Wastewaters by Alternating Aerobics and Anaerobic Conditions. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 263–269, 1995.
8. COSTA, V. L. DA. **Formas de Fósforo e seu Transporte pela Enxurrada num Latossolo que recebeu Lodo de Esgoto**, Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agro ambientais) Instituto Agrônomo, Campinas, 2005.
9. FERNANDES, H. **Estrutura da Comunidade Microbiana e sua Influência no Desempenho de Reatores em Bateladas Sequenciais em Escala Real**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.
10. GUERRERO, J.; GUIASOLA, A.; BAEZA, J. A. A novel control strategy for efficient biological phosphorus removal with carbon-limited wastewaters. **Water science and technology**, v. 70, n.4, p. 691–697, 2014.
11. LOPEZ-VAZQUEZ, C.M.; OEHMEN, A.; HOOIJMANS, C.M.; BRDJANOVIC, D.; GIJZEN, H.J.; YUAN, Z.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Modeling the PAO–GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature. **Water Res.**, v. 43, n. 2, p. 450–462, 2009.
12. MARCONDES, I. DE S. **Controle Operacional de Reatores em Batelada Sequencial Visando Remoção de Fósforo**, Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. 2011.
13. OEHMEN, A.; LEMOS, P.C.; CARVALHO, G.; YUAN, Z.; KELLER, J.; BLACKALL, L.L.; REIS, M.A.M. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. **Water Res.**, v. 41, n. 11, p. 2271–2300, 2007.
14. SANTA CATARINA. **Lei n. 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e Estabelece outras providências. , 2009.
15. THANS, F. C. **Controle Operacional de Reator em Bateladas Sequenciais (RBS): Ajustes na Concentração de Oxigênio Dissolvido Visando a Remoção de Nutrientes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. 2008
16. UNICEF e WHO (World Health Organization). Progress on sanitation and drinking water. Disponível em: http://www.unicef.org/publications/files/Progress_on_Sanitation_and_Drinking_Water_2015_Update_.pdf. Acesso em 01/03/2015.
17. VILLAFRANCA, B. I. M. **Remoção Química e Biológica de Fósforo de Esgoto Sanitário em Reator em Bateladas Sequenciais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.
18. VOLTOLINI, C. A. **Avaliação da biodesfosfatação e da coprecipitação com Fe e Al em reator em bateladas sequenciais (RBS)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.
19. VON SPERLING, M. **Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors Volume 5**. Department of Sanitary and Environmental Engineering – UFMG. IWA Publishing, 2007.
20. WHANG, L. M.; PARK, J. K. Competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating organisms in biological phosphorus removal systems effect of temperature. **Water Science and Technology**, v. 46, p. 191–194, 2002.
21. WHANG, L. M.; PARK, J. K. Competition between Polyphosphate- and Glycogen-Accumulating Organisms in Enhanced-Biological-Phosphorus-Removal Systems: Effect of Temperature and Sludge Age. **Water Environment Research**, v. 78, n. 1, p. 4–11, 2006.