

Lodo ativado com aeração prolongada operado sob baixa concentração de oxigênio dissolvido: comportamento cinético das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes

Extended aeration activated sludge process operated under low dissolved oxygen concentration: Kinetic behavior of nitrifying heterotrophic and autotrophic bacteria

Rodrigo de Freitas Bueno^{1*} , Roque Passos Piveli² , Fábio Campos² 

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a determinação dos parâmetros cinéticos que descrevem o crescimento das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes em três sistemas de lodos ativados com aeração prolongada, operados com baixa aeração, a fim de se obter a remoção de nitrogênio de esgoto sanitário pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS). Em relação às remoções de matéria orgânica e nitrogênio, aplicando-se idade do lodo na faixa de 12 a 20 dias e concentrações de oxigênio dissolvido (OD) nos reatores em torno de 0,5 mg O₂.L⁻¹, foi possível obter eficiências superiores a 90% e um esgoto tratado com concentrações de nitrato inferiores a 7,0 mg NL⁻¹. Os experimentos realizados comprovam que, nas condições operacionais adotadas durante os testes respirométricos, as bactérias heterotróficas e autotróficas presentes nos lodos ativados estavam ativas e, ainda que baixa, a concentração de OD não foi limitante para o desenvolvimento da cinética dos processos envolvidos na remoção de materiais orgânico e nitrogenado.

Palavras-chave: lodo ativado; nitrificação e desnitrificação simultâneas; parâmetros cinéticos; respirometria.

ABSTRACT

The objective of this work was to determine the kinetic parameters that describe the growth of heterotrophic and autotrophic nitrifying bacteria in three systems of activated sludge with prolonged aeration, operated with low aeration, with the objective of obtaining nitrogen removal of sanitary sewage by simultaneous nitrification and denitrification (SND). In relation to the removal of organic matter and nitrogen, by using sludge ages ranging from 12 to 20 days and OD concentrations in the reactors around 0.5 mg O₂.L⁻¹, it was possible to obtain efficiencies higher than 90% and a sewer treated with nitrate concentrations below 7.0 mg.NL⁻¹. The experiments carried out prove that, under the operating conditions adopted during the respirometric tests, heterotrophic and autotrophic bacteria present in activated sludge were active and, although the low concentration of OD was not limiting for the development of the kinetics of the processes involved in the removal of organic and nitrogenous material.

Keywords: activated sludge; simultaneous nitrification and denitrification; kinetic parameters; respirometry.

INTRODUÇÃO

Os métodos respirométricos são amplamente utilizados na determinação dos parâmetros cinéticos em modelagem de sistemas de lodos ativados. A sua aplicação é recomendada pelos autores dos modelos de lodos ativados (ASM), devido ao fato de a maioria dos processos de tratamentos biológicos de esgotos envolverem o consumo de oxigênio dissolvido (OD) (HENZE *et al.*, 2000).

Os principais grupos de microrganismos de interesse para modelagem do processo de lodo ativado são as bactérias heterotróficas e as

autotróficas e os organismos acumuladoras de fósforo. Presume-se que esses microrganismos são submetidos a dois processos principais: o de crescimento (síntese) e o de decaimento (respiração endógena). Esses processos podem ser evidenciados por meio de ensaios respirométricos, como os realizados por van Haandel e Marais (1999).

Em síntese, os ensaios respirométricos podem ser realizados com a biomassa de lodo ativado com diferentes tipos e concentrações de substrato. Supõe-se que o crescimento das bactérias de interesse é

¹Universidade Federal do ABC - Santo André (SP), Brasil.

²Universidade de São Paulo - São Paulo (SP), Brasil.

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

Recebido: 30/04/2014 - Aceito: 09/07/2018 - Reg. ABES: 134260

limitado pela concentração do substrato disponível. Assim, a equação proposta por Monod (Equação 1) pode ser aplicada à maioria dos modelos biológicos por lodo ativado com o objetivo de se quantificar o crescimento dos microrganismos nitrificantes (GUJER *et al.*, 1999):

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{S+K_s} \quad (1)$$

A aplicação da cinética de Monod requer a estimativa de dois parâmetros: a taxa de crescimento máximo específico (μ_{\max}) e a constante de meia saturação (K_s). Entre os principais grupos de microrganismos do lodo ativado, os heterotróficos foram investigados com mais frequência (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; PETERSEN *et al.*, 2003; KAPPELER; GUJER, 1992; PALA; BÖLÜKBAS, 2005; DAMAYANTI *et al.*, 2010; LIWARSKA-BIZUKOJC; BIZUKOJC, 2012), e os procedimentos e parâmetros cinéticos por meio da respirometria já foram descritos com detalhes e podem ser considerados uma ferramenta padrão.

Nas estações de tratamento de esgoto baseadas nos sistemas de lodos ativados, faz-se cada vez mais uso de métodos respirométricos para a determinação das características de biodegradabilidade dos afluentes e da atividade biológica do sistema. Para a aplicação de tal técnica nos sistemas a lodos ativados, existe, de fato, uma ampla literatura técnico-científica (ANDREOTTOLA *et al.*, 2005). No entanto, a aplicação de tal técnica a processos de lodos ativados com aeração prolongada, operados com baixa concentração de OD, desenvolvendo o processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS), apresenta-se, atualmente, em uma fase de poucas experiências aplicativas e de métodos experimentais; e, quando disponíveis, as principais informações são provenientes de pesquisas em países de clima temperado, de forma que se entende ser oportuno o reconhecimento do comportamento cinético e suas propriedades relativas à remoção de matéria orgânica e nutrientes em países tropicais (BUENO, 2011; 2016; BUENO *et al.*, 2017).

No presente estudo, foram adaptadas as técnicas de respirometria já consolidadas e descritas por Spanjers e Vanrolleghem (1995) e van Haandel e Marais (1999), para determinação do comportamento cinético das bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas no processo de NDS em três sistemas de tratamento de esgoto sanitário pelo processo de lodo ativado, sob o regime de aeração prolongada e concentração de OD no tanque de aeração na faixa de 0,3 a 0,8 mg O₂.L⁻¹.

MATERIAIS E MÉTODOS

Nomenclaturas

$\mu_{m,n}$ = constante de crescimento específico máximo para bactérias nitrificantes (dias);

b_n = coeficiente de decaimento endógeno (adotado: 0,24*1,04^(T-20));

b_n = constante de decaimento dos organismos nitrificantes (adotado: 0,04*1,03^(T-20));

f = fração de lodo ativado que permanece como resíduo endógeno (adotado: 0,2);

f_{cv} = fator de conversão de demanda química de oxigênio (DQO) para material ativo (adotado: 1,5 mg DQO.mg SSV⁻¹);

K_{ms} = velocidade específica de utilização do substrato (mg DQO.mg X_a⁻¹.d⁻¹);

N_c = capacidade de nitrificação (mg N/L⁻¹);

N_l = concentração de nitrogênio no lodo de excesso (mg N.L⁻¹);

NTK_a = concentração de NTK no afluente (mg N.L⁻¹);

NTK_e = concentração de NTK no efluente (mg N.L⁻¹);

Q_{af} = vazão afluente (L.d⁻¹);

Q_{ef} = vazão efluente (L.d⁻¹);

R_h = tempo de detenção hidráulica (dias);

r_n = constante específica de utilização de substrato (mg N.mg SSV⁻¹.d⁻¹);

R_s = idade do lodo (dias);

TCO = taxa de consumo de oxigênio (mg O₂.L⁻¹.h⁻¹);

TCO_{end} = taxa de consumo de oxigênio endógena (mg O₂.L⁻¹.h⁻¹);

TCO_{exo} = taxa de consumo de oxigênio exógena (mg O₂.L⁻¹.h⁻¹);

TCO_n = taxa de consumo de oxigênio referente aos compostos nitrogenados (mg O₂.L⁻¹.h⁻¹);

V_r = volume do reator (L);

X_a = concentração de lodo ativo (mg SSV_A.L⁻¹);

X_n = concentração de organismos ativos nitrificantes na biomassa volátil (mg SSV.L⁻¹);

X_v = concentração de SSV no tanque de aeração (mg.L⁻¹);

Y_h = coeficiente de síntese celular para bactérias heterotróficas (adotado: 0,45 mg X_a*mg DQO⁻¹);

Y_n = coeficiente de rendimento celular para bactérias nitrificantes (adotado: 0,1 kg SSV.kg N⁻¹).

Características dos sistemas de tratamento de esgoto

O primeiro sistema de tratamento de esgoto avaliado (STE-1) foi instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH) da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP), em São Paulo (SP), Brasil. O STE-1, em escala piloto, foi construído para operar pelo processo de lodo ativado com aeração prolongada e foi alimentado com esgoto sanitário em fluxo constante, proveniente do conjunto residencial (CRUSP) e do restaurante central da Universidade de São Paulo (USP). É bombeado para a entrada do tratamento preliminar, composto de uma grade mecanizada (*step-screen*) e uma caixa de areia, de onde é bombeado para o tanque de aeração. O volume útil e a área superficial do tanque de aeração são de 0,150 m³ e 0,585 m², respectivamente. O R_h foi de 24 horas e o R_s foi de 20 dias.

Esse primeiro sistema piloto foi avaliado durante o período de 240 dias: a variação do fluxo de ar foi de 10 a 15 NL.ar.min⁻¹ e a

concentração de OD no tanque de aeração foi mantida na faixa de 0,3 a 0,8 mg O₂.L⁻¹. O controle do sistema de aeração foi realizado por meio de um medidor/controlador de OD da ProMinent® — o Dulcometer® D1Ca —, com sinal de saída de 4 a 20 mA e sensor de OD na faixa de trabalho de 0,0 a 10,0 mg O₂.L⁻¹.

O segundo sistema de tratamento avaliado (STE-2) foi instalado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Limoeiro, sob concessão da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), unidade de negócio Baixo Paranapanema. A ETE está localizada na Rodovia Júlio Budisk, km 8, em Presidente Prudente (SP), Brasil. O STE-2, em escala piloto, foi construído para operar pelo processo de lodo ativado com aeração prolongada e foi alimentado com esgoto sanitário em fluxo constante. Esse esgoto que chega ao tanque de aeração da STE-2 passa por um sistema de retenção de sólidos grosseiros, constituído de uma grade grossa manual (abertura de 50 mm) e duas grades finas de limpeza automática (tipo cremalheira, com abertura de 10 mm). O volume útil e a área superficial do tanque de aeração são de 0,500 m³ e 1,0 m², respectivamente. O R_h foi de 17 horas e o R_s foi mantido em 12 dias.

Esse segundo sistema piloto foi avaliado durante o período de 180 dias: a variação do fluxo de ar foi de 20 a 30 NL.ar.min⁻¹ e a concentração de OD no tanque de aeração foi mantida na faixa de 0,3 a 0,8 mg O₂.L⁻¹. O controle do sistema de aeração foi realizado por meio de um medidor/controlador de OD Prominent® — o Dulcometer® D1Ca, com sinal de saída de 4 a 20 mA e sensor de OD na faixa de trabalho de 0,0 a 10,0 mg O₂.L⁻¹.

O terceiro sistema de tratamento avaliado (STE-3) foi a própria ETE Limoeiro, sob concessão da SABESP, unidade de negócio Baixo Paranapanema. O STE-3, em escala real, é do tipo lodo ativado com aeração prolongada de fluxo contínuo, conta com tratamento preliminar (grades e caixa de areia), três tanques de aeração alimentados com os esgotos em paralelo seguidos de três decantadores. Cada tanque de aeração apresenta 102,0 m de comprimento, 17,3 m de largura, profundidade útil de 5,3 m e borda de segurança de 0,5 metros, resultando em um volume útil por tanque de 9.353 m³ e total de 28.059 m³, com área superficial de aeração de 1.765 m² por tanque e 5.295 m² no total. O R_h foi de 17 horas e o R_s foi de 12 dias.

Esse terceiro sistema de tratamento foi avaliado durante o período de 1.440 dias: a variação do fluxo de ar foi de 13.260 a 29.940 Nm³.hora⁻¹ e a concentração de OD no tanque de aeração foi mantida na faixa de 0,3 a 0,8 mg O₂.L⁻¹. O controlador do sistema de aeração e das variáveis de monitoramento online foi o modelo SC1000, da Hach®, de origem dos Estados Unidos da América. Os sensores de oxigênio dissolvido foram os de oxigênio dissolvido luminescente (LDO) modelo 2, da Hach®, de origem dos Estados Unidos da América. Os sensores de LDO são de resposta rápida, calibração automática e baixa manutenção. A faixa de medição é de 0,00 a 20,00 mg O₂.L⁻¹, com resolução de 0,01 mg O₂.L⁻¹ e precisão < 0,05 mg O₂.L⁻¹.

Em linhas gerais, para o controle da aeração em seus tanques, levou-se em conta o comportamento dinâmico do processo de tratamento de esgoto, em relação às variações de vazão e cargas afluentes, de modo que se melhore o desempenho do processo, a redução de custos operacionais, a estabilidade do sistema e o desenvolvimento do processo de NDS.

Nas STE-2 e STE-3 ETE, o controle da vazão de ar foi por meio da variação da rotação do soprador, por intermédio de inversores de frequência, o que permite aumentar ou diminuir a vazão de ar de maneira estável de fora que seja suprida a demanda de OD dentro dos tanques de aeração sem que existam prejuízos para o processo de tratamento.

No STE-1, o controle de aeração foi do tipo *on-off*, ou seja, o fornecimento de ar era controlado por meio de válvula solenoide; para promover a mistura da biomassa, nos períodos sem injeção de ar, foi instalado um misturador no tanque de aeração, o qual promoveu uma boa mistura da biomassa no sistema. A Tabela 1 mostra os principais parâmetros de controle e características das STE-1, STE-2 e STE-3 avaliadas neste estudo e a Figura 1 mostra os sistemas de tratamento avaliados no estudo.

Uso da técnica de respirometria para determinação do comportamento cinético das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes

Para a investigação experimental, foi utilizado o respirômetro da marca Beluga® S32c, do tipo aberto e semicontínuo, desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) (CATUNDA *et al.*, 1996). Para a determinação da TCO, o respirômetro Beluga® realiza a medição direta da concentração de OD, além da temperatura por meio de um eletrodo do tipo YSI5718. A concentração de OD foi estabelecida na faixa de 0,3 a 0,8 mg O₂.L⁻¹, reproduzindo as mesmas condições de operação dos sistemas de tratamento avaliados.

Foi possível manter essa baixa concentração de OD sem erros de leitura, pois o respirômetro foi configurado para ligar a aeração

Tabela 1 - Resumo das condições de operação e principais características dos sistemas de tratamento de esgoto utilizados no estudo.

Parâmetros	STE-1	STE-2	STE-3
Dias de operação	240	180	1.440
Volume do reator (m ³)	0,183	0,500	28,059
Vazão afluente média (L.min ⁻¹)	0,156	0,542	28,200
Fator de recirculação de lodo (r)	0,8-1,0	0,8-1,0	0,8-1,0
Idade do lodo (dias)	20	12	12
A/M (kg DBO ₅ .kg SSV ⁻¹ .d ⁻¹)	0,10 ± 0,2	0,15 ± 0,3	0,16 ± 0,3
TDH (horas)	24 ± 4,0	17 ± 6	17 ± 6
OD	0,38 ± 0,1	0,46 ± 0,18	0,56 ± 0,30
Temperatura média do licor misto (°C)	23,0 ± 3,0	26,5 ± 2,4	27,0 ± 2,3

TDH: tempo de detecção hidráulica; OD: oxigênio dissolvido.

quando essa concentração era menor que o limite de referência inferior (0,3 mg O₂.L⁻¹), aumentando a concentração de OD. Quando esta chegava ao valor de referência superior (0,8 mg O₂.L⁻¹), a aeração era interrompida e observava-se a diminuição da concentração de OD devido à respiração. Ao atingir novamente o valor de referência inferior, a aeração era ligada novamente e iniciava-se outro ciclo.

A Tabela 2 mostra as principais equações utilizadas para determinação dos coeficientes cinéticos de crescimento das bactérias heterotróficas.

Para determinação das velocidades específicas máximas de crescimento das bactérias nitrificantes (μ_m), as constantes de meia saturação de Monod (K_n) e a taxa específica de utilização de substrato (r_n), foram realizados ensaios respirométricos com o lodo do tanque de aeração. Na Tabela 3, apresentam-se as equações utilizadas com suas respectivas unidades para determinação das constantes citadas.

Para delimitação da K_n, considerou-se a cinética de Monod, na qual, por meio de respirogramas, no momento em que μ = ½ μ_m ou que a TCO_n = ½ TCO_{n máx}, calcula-se a razão entre área equivalente e concentração do substrato residual (amônia ou nitrito) pelo respectivo coeficiente estequiométrico de oxigênio — 4,57 para amônia e 1,14 para nitrito.

Análises físico-químicas

Os métodos analíticos utilizados foram descritos na 21ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA;

Tabela 2 - Equações para determinação dos coeficientes cinéticos de bactérias heterotróficas.

Símbolo	Equações	Nº
TCO	$TCO = \frac{dO}{dt} = \frac{OD_{max} - OD_{min}}{t_1 - t_0}$	Equação 2
X _a	$X_a = \frac{TCO_{end}}{[f_{CV} * (1-f) * b_n]} * 24$	Equação 3
K _{ms}	$K_{ms} = 3 * \frac{TCO_{exo}}{X_a} * 24$	Equação 4
μ _{max}	$\mu_{max} = Y_h * K_{ms}$	Equação 5

AWWA; WEF, 2005). As concentrações de amônia, nitrito e nitrato foram quantificadas em um cromatógrafo de íons Dionex-100®, ASR2mm-CSR2mm. As determinações laboratoriais foram realizadas no laboratório de saneamento do departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA) da EPUSP e no Laboratório de controle sanitário da Sabesp, Limoeiro, em Presidente Prudente, Brasil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento de esgoto

A Tabela 4 mostra um resumo dos principais resultados da *performance* dos sistemas de tratamento de esgoto, com os valores médios obtidos durante o período de investigação experimental.

Ao analisarmos os resultados dessa tabela, observa-se que os processos de lodos ativados operados com NDS resultaram em boa eficiência na remoção de materiais orgânico e nitrogenado do esgoto, aplicando-se idade do lodo na faixa de 12 a 20 dias e concentrações de OD nos

Tabela 3 - Equações utilizadas para a determinação das constantes cinéticas autotróficas.

Símbolo	Equações	Nº
TCO _n	$TCO_n = TCO_{n máx} - TCO_{n min}$	Equação 6
r _n	$r_n = \frac{TCO_n}{4,57} * 24$	Equação 7
N _l	$\frac{0,1 * X_v * V_r}{R_s * Q_{aff}}$	Equação 8
N _c	$N_c = NTK_a - NTK_e - N$	Equação 9
X _n	$X_n = \frac{Y_n * N_c * R_s}{(1 + b_n * R_s) * R_n}$	Equação 10
μ _{m,n}	$\mu_{m,n} = \frac{Y_n * r_n}{X_n}$	Equação 11



Figura 1 - Sistemas de lodos ativados com aeração prolongada avaliados durante o estudo. STE-1 e STE-2 em escala piloto e STE-3 em escala real.

reatores em torno de $0,5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Em relação à DQO, os resultados mostram eficiências superiores a 90% em ambos os sistemas, com destaque pra o STE-1, que teve eficiência de 96% e um efluente com baixa concentração de sólidos suspensos totais (SST), $8,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Em relação à remoção de nitrogênio, os resultados demonstram que a nitrificação do esgoto ocorreu de forma eficiente, porém não completa. Obteve-se a concentração média entre $2,0$ e $4,0 \text{ mg N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente final, sendo comum a obtenção de residuais da ordem de $2,0 \text{ mg N-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ em processos de lodos ativados com idade do lodo mais elevada e maior concentração de OD nos tanques de aeração. Os resultados de concentração de N-Nitrato no efluente dos processos de lodos ativados demonstraram a expressiva eficiência do processo de desnitrificação, resultando em concentrações de N-NO_3 no efluente final sempre abaixo de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, que é o padrão para águas classe 2 estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Pôde ser entendido que a etapa de desnitrificação não é limitante no processo de NDS.

Comportamento cinético de utilização de material orgânico pelas bactérias heterotróficas

Por meio dos testes respirométricos e de determinações analíticas, calcularam-se, para os sistemas de tratamento de esgoto STE-1, STE-2 e STE-3, as constantes de crescimento específico máximo das bactérias heterotróficas (μ_m) e suas taxas de utilização de material orgânico ($r_{\text{máx}}$), conforme descrito na seção de materiais e métodos. O detalhamento de cada termo utilizado nessa seção está descrito na lista de nomenclaturas.

Para os cálculos, foram considerados as médias da TCO obtida nos testes respirométricos com esgoto sanitário, sendo: $\text{TCO}_{\text{exo}} = 62,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e $\text{TCO}_{\text{end}} = 10,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ para o sistema de tratamento STE-1; $\text{TCO}_{\text{exo}} = 75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e $\text{TCO}_{\text{end}} = 14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ para o sistema de tratamento STE-2; $\text{TCO}_{\text{exo}} = 77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e $\text{TCO}_{\text{end}} = 14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ para o sistema de tratamento STE-3. As concentrações de lodo ativo (X_a) foram determinadas pela TCO_{end} obtida nos testes respirométricos e resultaram valores médios de $929 \text{ mg } X_a \cdot \text{L}^{-1}$ (STE-1), $842 \text{ mg } X_a \cdot \text{L}^{-1}$ (STE-2) e $827 \text{ mg } X_a \cdot \text{L}^{-1}$ (STE-3). A Tabela 5 mostra os valores médios das constantes cinéticas de crescimento e de utilização de material orgânico obtidas durante a avaliação dos sistemas de tratamento STE-1, STE-2 e STE-3.

Os valores médios da taxa de crescimento específico máximo (μ_m) das bactérias heterotróficas foram de $2,2 \text{ d}^{-1}$ para o STE-1, de $2,6 \text{ d}^{-1}$ para o STE-2 e de $2,8 \text{ d}^{-1}$ para o STE-3. Esses valores são compatíveis aos encontrados na literatura e nos modelos (ASM, 1; ASM 2 e ASM 3) para lodos ativados, com maior nível de oxigenação com valores de $\mu_m = 1,5-7,2 \text{ d}^{-1}$ (LAWRENCE; MCCARTY, 1970; HORAN, 1990; HENZE *et al.*, 2000; VAN HAANDEL & VAN DER LUBBE, 2012; METCALF & EDDY, 2013; BUENO, 2011; BUENO *et al.*, 2017; CAMPOS; BUENO; PIVELI, 2017).

Os valores médios de $r_{\text{máx}}$ foram de $5,0 \text{ mg DQO} \cdot \text{mg } X_a \cdot \text{d}^{-1}$ para o STE-1, de $6,0 \text{ mg DQO} \cdot \text{mg } X_a \cdot \text{d}^{-1}$ e de $6,2 \text{ mg DQO} \cdot \text{mg } X_a \cdot \text{d}^{-1}$ para o

Tabela 4 - Resumo dos resultados da performance dos sistemas de tratamento de esgoto.

Parâmetros	STE-1	STE-2	STE-3	Unidade
Reator				
SSV	3.007 ± 464	3.274 ± 557	3.069 ± 579	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
OD	$0,38 \pm 0,1$	$0,46 \pm 0,18$	$0,56 \pm 0,30$	$\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$
pH				
Esgoto bruto	$7,0 \pm 0,2$	$6,9 \pm 0,2$	$6,9 \pm 0,2$	-
Esgoto tratado	$6,8 \pm 0,2$	$6,8 \pm 0,2$	$6,8 \pm 0,2$	-
Alcalinidade				
Esgoto bruto	203 ± 23	235 ± 26	229 ± 29	$\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	91 ± 28	116 ± 27	126 ± 27	$\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$
DQO				
Esgoto bruto	587 ± 172	737 ± 84	708 ± 106	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	249 ± 86	82 ± 27	100 ± 54	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Remoção	96	90	90	%
SST				
Esgoto bruto	92 ± 22	420 ± 185	420 ± 185	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	8 ± 5	50 ± 35	117 ± 115	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
Remoção	92	90	72	
Fósforo total				
Esgoto bruto	$7,5 \pm 0,4$	$9,5 \pm 2,6$	$9,5 \pm 2,3$	mgPL^{-1}
Esgoto tratado	$3,0 \pm 0,4$	$4,0 \pm 1,5$	$4,0 \pm 1,4$	mgPL^{-1}
Remoção	60	58	58	%
N total				
Esgoto bruto	63 ± 9	49 ± 10	44 ± 11	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	8 ± 3	8 ± 2	7 ± 2	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Remoção	90	85	85	%
NTK				
Esgoto bruto	63 ± 9	49 ± 10	44 ± 11	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	5 ± 2	6 ± 2	5 ± 4	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Remoção	91	89	89	%
N-NH ₃				
Esgoto bruto	52 ± 6	38 ± 7	31 ± 10	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	2 ± 2	2 ± 1	4 ± 4	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Remoção	96	95	90	%
N-NO ₂ ⁻				
Esgoto bruto	ND	ND	ND	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	ND	ND	ND	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
N-NO ₃ ⁻				
Esgoto bruto	$0,1 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,1$	$0,2 \pm 0,1$	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$
Esgoto tratado	$7,2 \pm 3,9$	$1,8 \pm 1,1$	$2,2 \pm 1,4$	$\text{mgN} \cdot \text{L}^{-1}$

SSV: sólidos suspensos voláteis; OD: oxigênio dissolvido; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; ND: valor não detectado.

STE-3. Nota-se que os valores também foram compatíveis aos descritos na literatura, que variam de 5 a 40 mg DQO.mg X_a .d⁻¹ (VAN HAANDEL & VAN DER LUBBE, 2012; METCALF & EDDY, 2013). Isso demonstra que, para a faixa de idade do lodo aplicada, a manutenção de baixa concentração de OD nos tanques de aeração não traz prejuízo para a cinética das bactérias heterotróficas em ambos os sistemas de tratamento.

Validação do teste respirométrico adaptado para as condições operacionais dos sistemas de tratamento

Inicialmente, para validar os dados obtidos, verificou-se se a TCO exercida corresponde à concentração do substrato adicionado. Foram realizados testes iniciais para cada substrato (cloreto de amônio e nitrito de sódio), para verificar se o balanço entre a área abaixo da curva da TCO e a concentração adicionada de substratos é consistente. Foi adicionada nos testes uma concentração de uma solução padrão de 10,0 mg N.L⁻¹ de amônia e nitrito, para as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e de nitrito (BON). Para a curva referente às BOA, a área média calculada foi de 44,2 mg O₂.L⁻¹, o que representa, estequiometricamente, uma concentração de $(44,2/4,57) = 9,67$ mg N.L⁻¹. Da mesma forma, com a curva correspondente às BON, encontra-se uma área média de 11,2 mg O₂.L⁻¹, o que representa, estequiometricamente, concentração

de $(11,2/1,14) = 9,82$ mg N.L⁻¹. Ambos os testes apresentaram um valor alto de recuperação (96,7%) de nitritantes e (98,2%) nitratantes, logo, conclui-se que o consumo de oxigênio foi compatível com a demanda pelo substrato adicionado, validando o teste para as condições estabelecidas neste estudo.

Comportamento cinético das bactérias autotróficas nitritantes e nitratantes

Nas Tabelas 6 e 7, apresentam-se os resultados médios da TCO_{exo} e da TCO_{n máx} devido ao consumo de amônia e nitrito, respectivamente.

No período de avaliação nos sistemas de tratamento, não houve variação significativa nos resultados médios de TCO_{exo} e TCO_{n máx} para as bactérias oxidadoras de amônia e de nitrito. Esses valores foram utilizados para as determinações das taxas de crescimento específico máximas das BOA e das BON (μ_m), dos coeficientes de meia saturação (K_n) e das taxas máximas de utilização de amônia e nitrito ($r_{n máx}$), apresentadas nas Tabela 8 e 9. Os dados apresentados foram corrigidos para uma temperatura de 20°C. As determinações seguiram o modelo descrito em van Haandel e Marais (1999), e o detalhamento de cada termo está descrito na lista de nomenclatura.

Exemplificando-se, para o STE-3, tem-se os seguintes valores:

Tabela 5 - Valores médios das constantes cinéticas de utilização de material orgânico.

Constantes cinéticas das bactérias heterotróficas						
Constante	STE-1		STE-2		STE-3	
	μ_{m20} (d ⁻¹)	$r_{máx}$ (mg DQO.mg X_a .d ⁻¹)	μ_{m20} (d ⁻¹)	$r_{máx}$ (mg DQO.mg X_a .d ⁻¹)	μ_{m20} (d ⁻¹)	$r_{máx}$ (mg DQO.mg X_a .d ⁻¹)
Média	2,2	5,0	2,6	6,0	2,8	6,2
Máxima	3,2	7,1	4,2	8,3	4,4	8,5
Mínima	1,5	3,4	1,4	3,2	1,6	3,4
DP	0,4	0,8	1,1	1,0	1,3	1,2
CV (%)	16,9	16,9	8,0	8,0	9,0	9,0
n	10	10	10	10	10	10

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

Tabela 6 - Valores médios da taxa de consumo de oxigênio pelas bactérias oxidadoras de amônia.

Variáveis	STE-1		STE-2		STE-3	
	TCO _{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{end} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹
Média	55	45	36	22	32	18
Máximo	60	50	46	32	44	30
Mínimo	38	28	23	9	22	8
DP	4,5	4,5	8	7	7	7
CV (%)	8,2	10,1	15	15	22	40
n	10		10		10	

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; * TCO_{endógena} = 16,0, 14,0 e 14 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, STE-1, STE-2 e STE-3, respectivamente.

$f_n =$ adotado 0,10 (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999);
 $R_s = 12$ dias;
 $V_r = 27.570.000$ L⁻¹;
 $NTK_{afu} = 44,0$ mg N-NTK.L⁻¹;
 $NTK_{eff} = 5,0$ mg N-NTK.L⁻¹;
 $X_v = 3.069$ mg SSV.L⁻¹;
 $Q_{afu} = 41.080.435$ L.d⁻¹;
 $Y_n = 0,1$;
 $b_n = 0,04(1,04)^{(26,5-20)}$;
 $TCO_{exo} = 32,0$ mg O₂.L⁻¹.h⁻¹;
 $TCO_{end} = 14,0$ mg O₂.L⁻¹.h⁻¹.

Portanto, calcula-se:

Concentração das bactérias autotróficas:

$$X_n = Y_n R_s N_c / (1 + b_n R_s) R_h = 0,1 * 12 * 21,8 / (1 + 0,05 * 12) * 0,67 = 24,10 \text{ mg } X_n.L^{-1}$$

Concentração de amônia nitrificada:

$$N_c = NTK_a - NTK_e - N_l = 44,0 - 5,0 - 17,2 = 21,8 \text{ mg N.L}^{-1}$$

Concentração de nitrogênio necessário para a produção de lodo:

$$N_l = f_n X_v V_r / R_s Q_a = 0,1 * 3.069 * 27.570.000 / 10,3 * 41.080.435 = 17,2 \text{ mg N.L}^{-1}$$

TCO máxima das bactérias nitrificantes obtida por meio dos testes respirométricos:

$$TCO_{n\text{máx}} = TCO_{exo} - TCO_{end} = 32 - 14 = 18 \text{ mg O}_2.L^{-1}.h^{-1}$$

Tabela 7 - Valores médios da taxa de consumo de oxigênio pelas bactérias oxidadoras de nitrito.

Variáveis	STE-1		STE-2		STE-3	
	TCO _{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{end} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{exo} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹	TCO _{n máx} mgO ₂ .L ⁻¹ .h ⁻¹
Média	21	11	22	8	20	6
Máximo	26	16	26	12	25	11
Mínimo	15	5	16	2	16	2
DP	2,5	2,5	5	5	3	3
CV (%)	12,4	24,1	18	18	16	55
n	10		10		10	

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; * TCO_{endógena} = 16,0, 14,0 e 14 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹, STE-1, STE-2 e STE-3, respectivamente.

Tabela 8 - Valores médios das constantes de crescimento específico máximo das bactérias oxidadoras de amônia (μ_{m20}).

Variáveis	BOA (d ⁻¹)								
	STE-1			STE-2			STE-3		
Frações	μ_{m20}	K _{n20}	r _{n máx}	μ_{m20}	K _{n20}	r _{n máx}	μ_{m20}	K _{n20}	r _{n máx}
Média	0,68	0,42	10,0	0,40	0,81	116	0,39	0,80	96
Máximo	1,94	1,20	11,0	0,68	1,30	169	0,65	1,30	158
Mínimo	0,31	0,11	6,1	0,12	0,50	35	0,17	0,50	42
DP	0,37	0,30	1,0	0,20	0,35	35	0,16	0,31	38
CV (%)	54,7	71,0	10,1	35	35	35	40	38	40
n	10			10			10		

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

Tabela 9 - Valores médios das constantes de crescimento específico máximo das bactérias oxidadoras de nitrito (μ_{m20}).

Variáveis	BON (d ⁻¹)								
	STE-1			STE-2			STE-3		
Frações	μ_{m20}	K _{n20}	r _{n máx}	μ_{m20}	K _{n20}	r _{n máx}	μ_{m20}	K _{n20}	r _{n máx}
média	0,62	0,54	9,2	0,51	0,71	126	0,49	0,67	119
máximo	1,35	0,88	14,0	0,98	1,15	244	0,96	1,10	232
mínimo	0,23	0,16	4,4	0,15	0,22	48	0,17	0,18	42,11
DP	0,29	0,31	2,2	0,31	0,35	66	0,27	0,29	65
CV (%)	46,7	57,9	24,1	40	40	40	55	44	55
n	10			10			10		

DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

Conforme o modelo cinético utilizado como referência (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999), pode-se calcular a taxa máxima de nitrificação e nitratação como segue:

$$r_n = \text{TCO}_{n \text{ máx}} / 4,57 = 18 / 4,57 = 3,9 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1} \text{ ou } 96,4 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$$

Portanto, calcula-se a taxa máxima de crescimento das BOA (μ_m) da seguinte maneira:

$$\mu_{m20} = (Y_n * r_{n \text{ máx}} / X_n) * 24 = (0,1 * 3,9 * 24,0 / 24,1) = 0,39 \text{ d}^{-1}$$

Os valores médios de $\mu_{m,n}$ para as BOA foram 0,68 d⁻¹, 0,40 d⁻¹ e 0,39 d⁻¹ e para as BON foram 0,62 d⁻¹, 0,51 d⁻¹ e 0,49 d⁻¹, para os sistemas de tratamento STE-1, STE-2 e STE-3, respectivamente. Esses valores são compatíveis com os encontrados na literatura e nos modelos (ASM 1, ASM 2 e ASM 3) para lodos ativados, com maior nível de oxigenação, com valores de $\mu_{m,n}$ entre 0,20 e 1,02 d⁻¹ por Barnard (1991), Downing e Nere (1964), Eckenfelder e Musterman (1992), Marais e Ekama (1976), Gujer *et al.* (1999), van Haandel e Marais (1999), Kayser (1999), Metcalf e Eddy (2003), Liwarska-Bizukojc e Bizukojc (2012), Bueno (2016), Capodici *et al.* (2016) e Bueno *et al.* (2017). Esses resultados demonstram que, para a faixa de idade do lodo aplicada, a manutenção de baixa concentração de OD nos tanques de aeração não traz prejuízo para a cinética da nitrificação.

CONCLUSÕES

Primeiramente, a concordância dos resultados obtidos sobre os aspectos cinéticos das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes com os dados da literatura e modelos de lodos ativados

indica que a metodologia utilizada de testes respirométricos é confiável e pode ser amplamente aplicada para calibração de modelos de lodos ativados, operados com aeração prolongada em baixas concentrações de aeração.

Em segundo, os experimentos realizados comprovam que, nas condições operacionais adotadas durante os testes respirométricos, as bactérias heterotróficas e autotróficas presentes nos lodos ativados estavam ativas, ainda que a baixa concentração de oxigênio dissolvido não tenha sido limitante para o desenvolvimento da cinética dos processos envolvidos na remoção de materiais orgânico e nitrogenado. Concluiu-se também ser possível, mediante controle do sistema de aeração, manter a concentração de oxigênio dissolvido variando em faixa estreita em torno de 0,5 mg O₂.L⁻¹, em estação por lodo ativado, apesar das variações nas características do esgoto afluente, e que o processo de lodo ativado com nitrificação e desnitrificação simultâneas de fluxo contínuo é uma alternativa promissora de tratamento, a ser considerada tanto nos estudos de concepção para a implantação de novas estações, como na adaptação de processos de lodo ativado existentes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) pelo apoio financeiro, processos N° 10/50741-9 e 12/04235-0, aos quais foram determinantes para realização deste estudo.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.
- ANDREOTTOLA, G.; OLIVEIRA, E.L.D.; FOLADORI, P.; DALLAGO, L.; PETERLINI, R.; CADONNA, M. (2005) Método respirométrico para o monitoramento de processos biológicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 1, p. 14-23. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522005000100003>
- BARNARD, J.L. (1991) *Design of nitrification/denitrification process*. In: Kayser, R. (Ed.) *Design for nitrogen removal and guarantees for aeration*. Braunschweig: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlingswasservirtschaft, TU, Heft 50 E, p. 9-26.
- BRASIL. (2005) Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 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. Brasília.
- BUENO, R.F. (2011) *Nitrificação e desnitrificação simultâneas em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto*. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-09092011-153620/>>. Acesso em: 1º ago. 2016.
- BUENO, R.F. (2016) *Avaliação na nitrificação e desnitrificação simultânea em estação de tratamento de esgoto em escala real*. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- 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/10.1080/09593330.2017.1363820>
- 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 biomed. *Desalination and Water Treatment*, v. 63, p. 69-77. <http://dx.doi.org/10.5004/dwt.2017.20182>

- CAPODICI, M.; CORSINO, S.F.; DI PIPPO, F.; DI TRAPANI, D.; TORREGROSSA, M. (2016) An innovative respirometric method to assess the autotrophic active fraction: application to an alternate oxic-anoxic MBR pilot plant. *Chemical Engineering Journal*, v. 300, p. 367-375. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.134>
- CATUNDA, S.Y.C.; DEEP, G.S.; VAN HAANDEL, A.C.; FREIRE, R.C.S. (1996) Fast on-line measurement of the respiration rate in activated sludge systems. *IEEE Instrumentation and measurement technology conference*. Bruxelas, Bélgica, Junho 4-6, 1996.
- DAMAYANTI, A.; UJANG, Z.; SALIM, M.R.; OLSSON, G.; SULAIMAN, A.Z. (2010) Respirometric analysis of activated sludge models from palm and oil effluent. *Bioresources Technology*, v. 101, n. 1, p. 144-149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.034>
- DOWNING, L.S.; NERE, R. (1964) Nitrification in the activated sludge process. *Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification*. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.006>
- ECKENFELDER, W.W.; MUSTERMAN, J.L. (1992) *Activated sludge treatment of industrial waters*. Activated sludge process design and control: theory and practice. Pensilvânia: Technomic Publishing Company.
- GUJER, W.; HENZE, M.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. (1999) Activated sludge model no. 3. *Water Science and Technology*, v. 39, n. 1, p. 183-193. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00785-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00785-9)
- HAANDEL, A.C.V.; MARAIS, G.V.R. (1999) *O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações*. Campina Grade: Epgraf. 472 p.
- HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2000) *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Publishing.
- HORAN, N.J. (1990) *Biological wastewater treatment systems*. Chichester: Wiley.
- KAPPELER, J.; GUJER, W. (1992) Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Science and Technology*, v. 25, n. 6, p. 125-139. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0118>
- KAYSER, R. (1999) Activated sludge process. In: REHM, H.-J.; REED, G. *Biotechnology Set*. 2ª ed. Chichester: Wiley. p. 253-283.
- LAWRENCE, A.W.; MCCARTY, P.L. (1970) Unified basis for biological treatment design and operation. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, v. 96, n. 3, p. 757-778.
- LIWARSKA-BIZUKOJC, E.; BIZUKOJC, M. (2012) A new approach to determine the kinetic parameters for nitrifying microorganisms in the activated sludge systems. *Bioresource Technology*, v. 109, p. 21-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.011>
- MARAIS, G.V.R.; EKAMA, G.A. (1976) The Activated Sludge Process. Steady State Behaviour. *Water S.A.*, v. 2, n. 4, p. 163-200.
- METCALF & EDDY, Inc. (2013) *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5. ed. Nova York: McGraw-Hill Education.
- PALA, A.; BÖLÜKBAS, Ö. (2005) Evaluation of kinetic parameters for biological CNP removal from a municipal wastewater through batch tests. *Process Biochemistry*, v. 40, n. 2, p. 629-635. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.060>
- PETERSEN, B.; GERNAEY, K.; HENZE, M.; VANROLLEGHEM, P.A. (2003) Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs. In: AGATHOS, S.N.; REINEKE, W. (orgs.). *Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modelling*. Waste Gas Handling. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- SPANJERS, H.; VANROLLEGHEM, P.A. (1995) Respirometry as a tool for rapid characterisation of wastewater and activated sludge. *Water Science Technology*, v. 31, n. 2, p. 105-114. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00184-0](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00184-0)
- VAN HAANDEL, A.C. & VAN DER LUBBE, J. (2012) *Handbook biological wastewater treatment: design and optimization of activate sludge systems*. London: IWA Publishing.