

## **II-286 - REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM UM SISTEMA DE LODO ATIVADO COM AERAÇÃO PROLONGADA OPERADO COM BAIXA CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO**

**Rodrigo de Freitas Bueno<sup>(1)</sup>**

Biólogo e Engenheiro Ambiental, Mestre em Saúde Pública – Área: Saúde Ambiental pela Faculdade de Saúde Pública da USP, Doutorando em Engenharia Civil – Área: Engenharia Hidráulica e Ambiental na Escola Politécnica da USP.

**Roque Passos Piveli**

Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP, Doutor em Engenharia Civil-Área: Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da USP, Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola Politécnica da USP.

**Pedro Alem Sobrinho**

Engenheiro Civil e Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP e University of New Castle. Doutor em Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da USP. Professor Titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP.

**Humberto Carlos Ruggeri Junior**

Engenheiro Civil (UNESP), Mestre em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela UNESP – Área: Engenharia Hidráulica, Doutor em Engenharia Civil – Área: Engenharia Hidráulica e Ambiental na Escola Politécnica da USP.

**Vladimir Novaes Paternostro**

Engenheiro Ambiental (EPUSP), Doutorando em Engenharia Civil – Área – Engenharia Hidráulica e Ambiental na Escola Politécnica da USP.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Belo Jardim, 118 – Jd. Mutinga – São Paulo - SP - CEP: 05159200 - Brasil - Tel: (11)983962421- e-mail: [robueno@usp.br](mailto:robueno@usp.br)

### **RESUMO**

A otimização em estações de tratamento por meio do processo de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) torna-se mais atrativa em comparação com o método tradicional para a remoção de nitrogênio, tais estações podem ser adaptadas para estas novas condições, de forma a se obter o benefício técnico da desnitrificação e o ganho econômico relativo à redução no consumo de energia elétrica para aeração. Este estudo teve como objetivo a avaliação das condições de remoção de nitrogênio via NDS em um sistema de lodo ativado por aeração prolongada alimentada em fluxo contínuo com diferentes idades do lodo 40, 30 e 20 dias, em escala piloto, tratando esgoto sanitário. Os resultados demonstraram que é possível obter altas eficiências no processo de NDS quando a concentração de oxigênio dissolvido está na faixa de 0,3–0,8mg/L. O processo de tratamento permaneceu estável durante todo o período de observação, sempre resultando em alta eficiência na remoção de DQO. A concentração de SST no efluente manteve-se sempre baixa, demonstrando que a baixa concentração de OD no tanque de aeração e as demais condições operacionais da NDS não causaram danos significativos na floculação biológica. Os valores da constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas *Nitrossomonas* ( $\mu_m$ ) e de meia saturação de Monod ( $K_n$ ) obtidos nesse estudo resultaram muito próximas aos encontrados na literatura, indicando que é possível com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as demais condições operacionais do processo de NDS obter velocidade de nitrificação similar aos sistemas de lodos ativados convencionais.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lodos ativados, Nitrificação e desnitrificação simultânea, Remoção de fósforo, Baixa concentração de OD.

### **INTRODUÇÃO**

Nas últimas décadas, a preocupação em remover o nitrogênio e o fósforo existente no esgoto sanitário vem aumentando, dada a necessidade de se controlar o processo de eutrofização dos corpos d'água provocado pelo aporte desses elementos nutrientes, cujos efeitos maléficos são amplamente conhecidos. A remoção desses nutrientes pode ser realizada por meio de processos físico-químicos e biológicos. Devido ao seu menor custo e

sua simplicidade operacional, o processo biológico é em geral escolhido para o tratamento de esgotos. Dentre os processos biológicos, o processo de lodo ativado com aeração prolongada possui uso bastante difundido para o tratamento dos esgotos de comunidades de diversos portes, tanto sob fluxo contínuo como intermitente. Apresenta eficiência elevada na remoção de matéria orgânica biodegradável, podendo garantir também a remoção biológica do nitrogênio. Pode ser adaptado para a remoção de fósforo e o alto grau de clarificação do efluente viabiliza o processo de desinfecção final de forma eficiente. O principal aspecto negativo é o seu custo operacional elevado, principalmente devido ao grande consumo de energia para aeração e pela alta produção de lodo, relativamente a outros processos. Recentemente, foi desenvolvido e implantado em algumas ETE européias, o processo conhecido por Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND), em que um sistema de lodo ativado com aeração prolongada tem sua operação rigidamente controlada, de forma a manter-se valores sempre baixos de concentração de oxigênio dissolvido nos tanques de aeração, por exemplo, em torno de 0,5 mg/L. Ainda assim a nitrificação será possível, desde que se tenha tempo de retenção de sólidos (TRS) elevados e, de acordo com a teoria, nestas condições o interior do floco biológico se mantém anóxico, ocorrendo a desnitrificação (MUINCH et al, 1996; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; COLLIVIGNARELLI e BERTANZA, 1999; POCHANA e KELLER, 1999; ZENG et al, 2003). Assim, além da incorporação do importante benefício da remoção de nitrogênio, o consumo de energia é menor, tanto pela manutenção de concentração baixa de OD nos tanques de aeração, como pelo consumo de carga orgânica sob condições anóxicas, sem uso de oxigênio como aceptor de elétrons. Estudos mais recentes mostram uma melhora na estabilidade e aumento na eficiência do processo de SND, quando se trabalham com faixas de concentração de OD entre 0,3-0,8mg/L (Peng Zhang e Zhou Qi, 2007). Dentro deste contexto, foi instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica – na Escola Politécnica da USP, uma planta piloto operada sob as condições de lodos ativados com aeração prolongada em fluxo contínuo, tratando esgoto sanitário. Os resultados demonstraram que é possível obter altas eficiências no processo de SND com TRS de 40, 30 e 20 dias, em uma faixa relativamente estreita de OD, entorno de 0,3-0,8 mg/L, sem comprometer a remoção de material orgânico (BUENO, 2011). O estudo mostra a possibilidade de se trabalhar com valores ainda mais baixos de TRS, o que abre a possibilidade de se remover fósforo em conjunto com o nitrogênio. O fósforo é considerado um fator mais limitante do que o nitrogênio para o processo de eutrofização. A principal razão para isto é a maior disponibilidade de nitrogênio no meio ambiente aliada à capacidade das algas cianofíceas (presentes nos estágios avançados de eutrofização) de utilizar o nitrogênio atmosférico em seu metabolismo (ALEM SOBRINHO, 1991; VON SPERLING, 1997). Em meados da década de 1970, descobriu-se a existência de bactérias capazes de acumular quantidades de fósforo muito superiores às necessidades metabólicas normais dos microrganismos (cerca de 38% da massa seca de suas células). A partir daí, foram concebidos diversos sistemas que visam prover as condições necessárias para o desenvolvimento destas espécies de bactérias, de forma a obter elevadas eficiências de remoção biológica de fósforo em excesso (denominação dada a esses sistemas ou, em inglês, Enhanced Biological Phosphorus Removal - EBPR), tais como: Sistema Phoredox, sistema Bardenpho modificado, sistema Johannesburg, sistema UCT e UCT modificado (VAN HAANDEL, 1999). Siebritz et al obtiveram eficiência de remoção de fósforo de até 91% ao removerem 18,1mgP/L de um total de 19,9mgP/L afluente e Lakay obteve 56,7% de eficiência ao remover 5,5mgP/L de um total de 9,7mgP/L afluente, ambos em sistemas do tipo UCT modificado, com TRS de 20 dias e 28 dias, respectivamente, enquanto Wentzel obteve 60,2% de eficiência ao remover 7,7mgP/L de um total de 12,8mgP/L afluente, em sistema do tipo UCT, com TRS de 8 dias (WENTZEL et al, 1990). A principal característica dos sistemas que apresentam remoção de fósforo em excesso é a existência de uma porção anaeróbia de lodo nos reatores. A presença da zona anaeróbia promove uma vantagem competitiva aos organismos acumuladores de fósforo (OAPs): estes são capazes de armazenar ácidos orgânicos voláteis (AOVs) na forma de poli-β-hidroxibutirato (PHB) utilizando energia proveniente da quebra e liberação do polifosfato previamente acumulado em suas células. Para o desenvolvimento dos OAPs é preciso que AOVs estejam presentes na zona anaeróbia, o que deve ocorrer já que são produtos da fermentação realizada pelos organismos heterótrofos facultativos sobre a DQO rapidamente biodegradável do afluente. Na zona aeróbia, em seu processo metabólico, os OAPs utilizam como substrato o PHB armazenado e como aceptor de elétrons o oxigênio do meio líquido de forma a obter crescimento celular e produzir polifosfato. Ao serem retornados à zona anaeróbia, esses organismos carregam o polifosfato produzido na etapa aeróbia, que servirá como fonte de energia para armazenamento dos AOVs nessa zona, fechando o ciclo. A remoção do fósforo é obtida a partir do descarte do lodo da zona aeróbia, rico em fósforo. Dentro deste contexto, estes trabalhos com remoção de nitrogênio (SND) e de fósforo são motivadores de estudos complementares para avaliação da aplicabilidade desses processos em conjunto.

## OBJETIVO DO ESTUDO

Definiu-se uma investigação experimental em escala piloto de um sistema de lodo ativado com aeração prolongada, com baixa concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração e presença de um reator anaeróbio, em fluxo contínuo, tratando esgoto sanitário. Objetiva-se avaliar as condições necessárias e as eficiências que podem ser alcançadas na remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica neste sistema.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Operação e configuração da planta piloto

Um sistema de tratamento do tipo lodo ativado em escala piloto, alimentado com esgoto sanitário com fluxo constante sob condições de aeração prolongada foi instalado no Centro Tecnológico de Hidráulica - Escola Politécnica da USP. A planta piloto é dividida em dois reatores com um arranjo Anaeróbio-Aeróbio. O reator anaeróbio possui chicanas e volume útil de 60 litros. A aeração do reator aeróbio é feita por ar difuso para garantir a mistura completa do lodo. Para evitar a sedimentação, misturadores foram instalados no tanque de aeração. Uma válvula solenóide controlada por um medidor de oxigênio dissolvido (OD) é utilizada para manter a concentração de OD na faixa de 0,3-0,8 mgO<sub>2</sub>/L. O volume líquido do tanque de aeração é de 200 litros, e o tempo de retenção de sólidos (TRS) é mantido em 12 dias. A concentração de OD, pH, temperatura e potencial de oxirredução (ORP), são medidos e monitorados on-line durante todo o estudo por meio de sensores instalados no tanque de aeração. Os dados são registrados em um computador, por um data logger. A figura 1 mostra o arranjo experimental utilizado neste estudo.

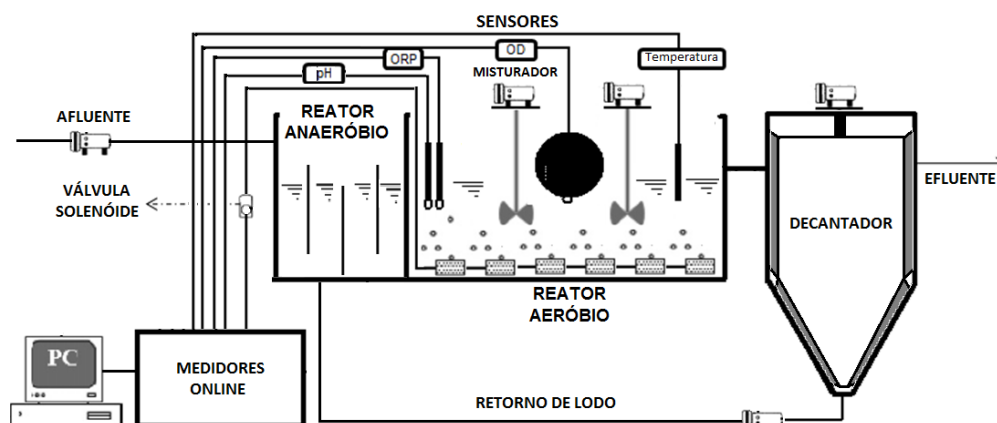


Figura 1: Visão esquemática da unidade piloto com sensores de medição online

### Características do esgoto sanitário

O esgoto que alimenta o sistema é proveniente do conjunto residencial (CRUSP) e do restaurante central da Universidade de São Paulo – USP. Deste local, é bombeado para a entrada do tratamento preliminar, composto por uma grade mecanizada (step-scream) e uma caixa de areia, de onde é bombeado para o reator anaeróbio. A Tabela 1 motra as principais características do esgoto sanitário.

**Tabela 1: Características do esgoto sanitário.**

Variáveis	Esgoto Sanitário
TDQO (mg.L <sup>-1</sup> )	511±87
SDQO* (mg.L <sup>-1</sup> )	238±59
TDBO (mg.L <sup>-1</sup> )	245±42
SDBO* (mg.L <sup>-1</sup> )	114±28
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	107±53
NH <sub>4</sub> -N (mgN.L <sup>-1</sup> )	61±9
PO <sub>4</sub> -P (mgP.L <sup>-1</sup> )	6±0,7
NTK (mgN.L <sup>-1</sup> )	77±12
ALCALINIDADE (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	217±23
NO <sub>x</sub> -N (mgN.L <sup>-1</sup> )	<0,5
N (amostras)	60

\* Amostra solúvel, filtrada em papel de filtro de 0,45µm

### Análises laboratoriais

Os métodos analíticos utilizados foram descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21<sup>th</sup> Edition (APHA, 2005). As concentrações de amônia, nitrito, nitrato e fósforo, serão quantificados em um cromatógrafo de íons (Dionex-100, coluna ASCR2\_mm e CSCR2\_mm). Os principais parâmetros físico-químicos e as respectivas frequências de amostragem são apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2: Programa de monitoramento nos reatores durante o processo.**

Variáveis	Unidade	Afluente	Reator Anaeróbio	Reator Aeróbio	Efluente
Temperatura	°C	-	Online	Online	-
REDOX	mV	-	Online	Online	-
pH	-	2 x Semana	Online	Online	2 x Semana
Oxigênio Dissolvido	mg/L	-	-	Online	-
COT	mg/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
DQO total	mg/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
DQO solúvel	mg/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
Série de sólidos	mg/L	2 x Semana	2 x Semana	2 x Semana	2 x Semana
N-NTK	mgN/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
N-NH <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mgN/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mgN/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mgN/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
P-PO <sub>4</sub> total	mgP/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
P-PO <sub>4</sub> solúvel	mgP/L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> /L	2 x Semana	-	-	2 x Semana
IVL	mL/g	-	-	2 x Semana	-
Microbiologia do lodo	-	-	2x Semana	2x Semana	-

## RESULTADOS ESPERADOS

### Características do lodo ativado

As concentrações médias de sólidos em suspensão do licor misto, durante as Fases I, II e III foram 3541±341, de 3434±190 e de 3007±464. Os valores médios de IVL foram de 189±41mL/g (Fase I), de 210±9mL/g (Fase II) e de 170±9mL/g (Fase III), apesar dos valores do IVL um pouco acima dos encontrados na literatura, não houve problemas na sedimentação do lodo. Através de análises microscópicas, o floco do lodo biológico apresentou-se com boa estrutura e formação, com tamanhos superior a 0,15mm, tamanho que permite a ocorrência de zonas anóxicas dentro do floco (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998). Em relação à microbiologia, observamos durante todo período de estudo uma rica comunidade biológica ativa, característica do processo de lodo ativado. Incluindo: Protozoários, amebas, ciliados e bactérias filamentosas, essas últimas

em pequeno número durante todo período de estudo. Assim, para baixas concentrações de OD e para as condições de operação estabelecidas para o desenvolvimento da NDS não houve problemas de lodo filamentosos, espuma superficial e sedimentabilidade do lodo.

### Remoção de material orgânico

A Figura 2 mostra os resultados experimentais das concentrações afluente e efluente da DQO total. Os valores médios foram de  $511 \pm 87$  e  $46 \pm 26$ , de  $537 \pm 62$  e  $35 \pm 30$  e de  $587 \pm 172$  e  $29 \pm 27$  (mg/L) nas Fases I, II e III, respectivamente. As concentrações de DQO no efluente final após o tratamento foram consideravelmente baixas. Em todo o período do estudo houve alta eficiência na remoção da DQO, sendo superiores a 90% na Fase I, de 95% na Fase II e de 93% na Fase III (Figura 3). Os resultados experimentais demonstram que a baixa concentração de OD e as condições operacionais estabelecidas não afetaram a remoção de material orgânico.

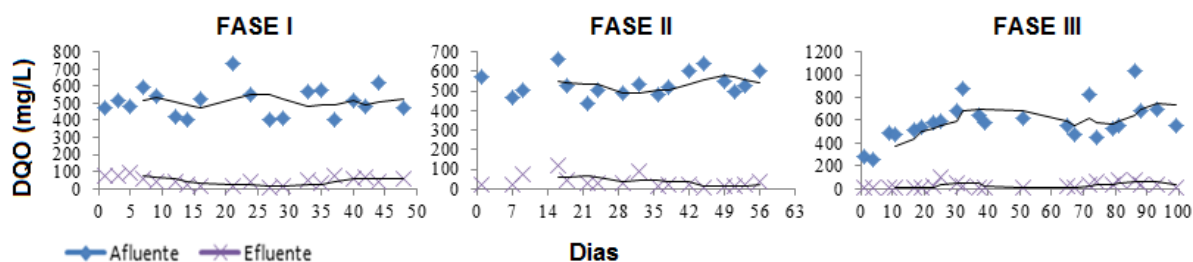


Figura 2: Série temporal com médias móveis de 4 termos: Análise da DQO total do afluente e efluente

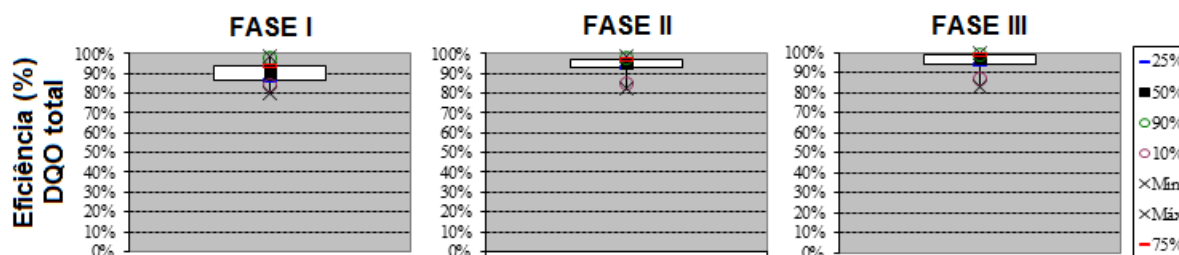
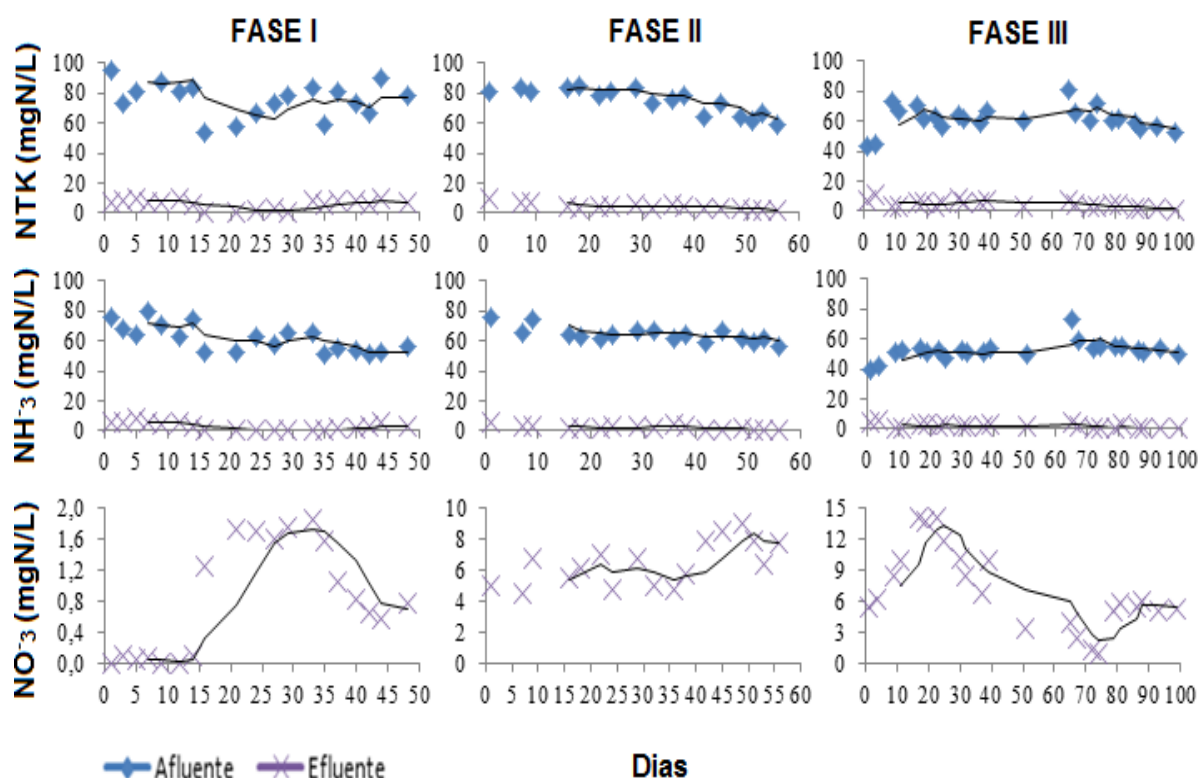


Figura 3: Box e Whiskers: Eficiência na remoção da DQO total nas Fases I, II e III.

### Resultados da série nitrogenada no efluente final

Os valores médios das concentrações de NTK, de  $\text{NH}_3$  e de  $\text{NO}_3^-$ , no efluente final foram de  $5,9 \pm 2,9$ ,  $2,9 \pm 2,5$  e  $0,8 \pm 0,7$  mgN/L (Fase I), de  $4,3 \pm 2,1$ ,  $2,2 \pm 1,4$  e de  $6,5 \pm 1,4$  mgN/L (Fase II) e de  $4,6 \pm 2,5$ ,  $1,8 \pm 1,6$  e  $7,2 \pm 3,9$  mgN/L (Fase III), respectivamente. As concentrações de nitrogênio no efluente final após o tratamento foram consideravelmente baixas, em todas as fases do estudo, como podemos observar na Figura 4. Os resultados experimentais demonstram que a influência da baixa concentração de OD ( $0,3\text{--}0,8$  mgO<sub>2</sub>/L) no licor misto e as condições operacionais estabelecidas não foi limitante no desenvolvimento da nitrificação, ao contrário, essa faixa de OD garantiu uma nitrificação eficiente e estabilidade no processo de NDS. As concentrações de nitrito e nitrato no afluente e do nitrito no efluente final foram menores que 0,5 mgN/L, que, para todos os efeitos, foi desconsiderada. As médias das concentrações de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) no efluente final, foram consideravelmente baixas na Fase I (0,8 mgN/L) onde o sistema foi operado sob condições de tempo de retenção de sólidos elevado (40 dias) e relação (A/M) estimada em 0,050 gDBO/gSSV/d, quando o TRS é reduzido para 30 dias e 20 dias, Fase II e III, há um aumento na concentração do nitrato no efluente final, no entanto a concentração média foi menor que 10mgN/L em ambas as Fases. Quando realizamos o balanço de massa do material nitrogenado nas Fases I, II e III, podemos concluir que: (1) A nitrificação ocorreu com elevada eficiência no tanque de aeração em uma faixa estreita de oxigênio dissolvido ( $0,3\text{--}0,8$  mgO<sub>2</sub>/L); (2) Foi possível obter condições anóxicas no interior dos flocos e a ocorrência da desnitrificação na presença de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (3) Ocorreu no tanque de aeração o desenvolvimento da nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS).



**Figura 4: Série temporal com médias móveis de 4 termos: Concentração de NTK,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NO}_3$  no afluente e efluente final após tratamento nas Fases I, II e III.**

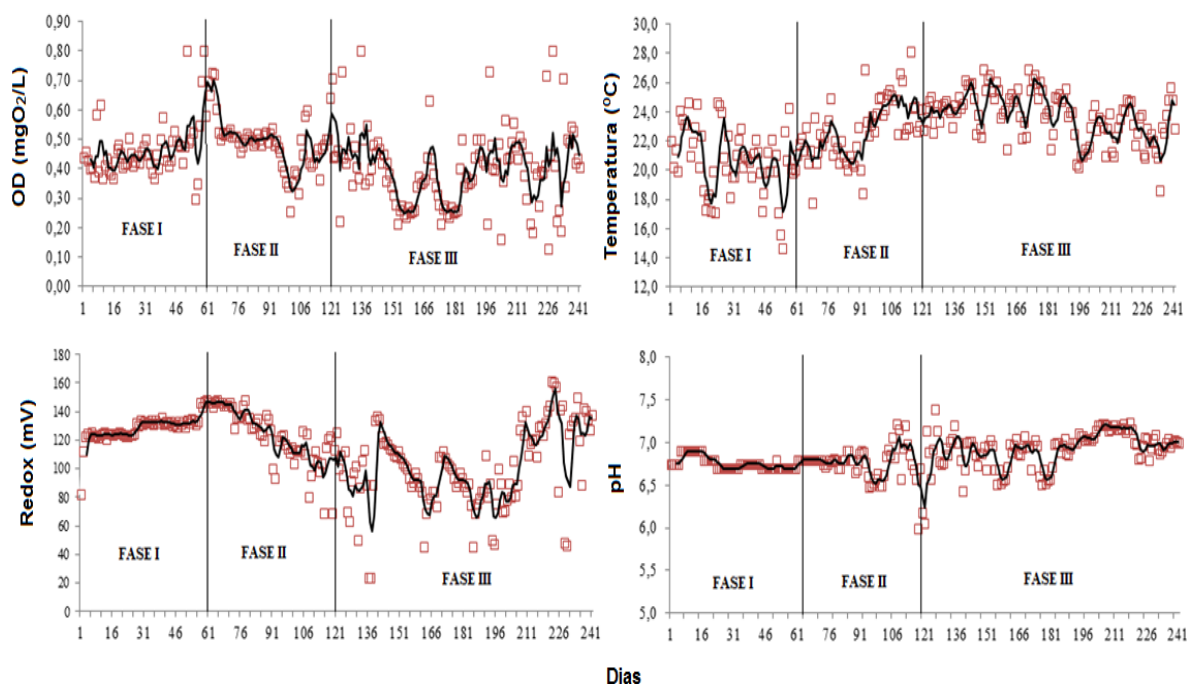
#### **Variação da alcalinidade devido à amonificação, nitrificação e desnitrificação**

A concentração média de alcalinidade no efluente final foi de  $35 \pm 20$ , de  $50 \pm 12$  e de  $91 \pm 20$   $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$  nas Fases I, II e III. Considerando que  $1,0 \text{ mgNH}_4^+$  demanda  $3,57 \text{ mg/L}$  de alcalinidade em  $\text{CaCO}_3$  para os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Quando as variações de nitrito e nitrato são negligenciadas, podemos observar que o balanço de alcalinidade no sistema é compatível. Este resultado confirma que todo o processo bioquímico envolvido aconteceu. Dependendo da concentração de amônia e da alcalinidade no afluente, torna-se necessário a introdução de alcalinizante artificial, para não ocorrer limitações no processo de NDS.

#### **Variáveis de controle (monitoramento online)**

##### **Oxigênio dissolvido, ORP, Temperatura e pH no licor misto**

Os valores médios das concentrações de OD, ORP, temperatura e pH obtido através do monitoramento online do licor misto são apresentados na Figura 5, esses valores correspondem à média das medições realizada e registrada a cada 10 segundos diariamente durante cada Fase do estudo. O controle do oxigênio foi um fator “chave” para o desenvolvimento da NDS. Com o uso da aeração por ar difuso, e mediante ao sistema automatizado de controle de OD, a faixa estabelecida de  $0,3$  a  $0,8 \text{ mgO}_2/\text{L}$  foi atendida praticamente durante todas as Fases do estudo. A remoção biológica de nitrogênio nessas condições foi obtida com ótimo desempenho e estabilidade, e os níveis de OD foram ajustados para atender as variações de carga sem comprometer o desenvolvimento da NDS. Os valores obtidos de ORP oscilaram entre  $60$  a  $160 \text{ mV}$  durante todas as Fases do estudo. Valores semelhantes foram descritos por (HONG W. ZHAO, et al, 1998 e D. THAURÉ, et al., 2008), quando operaram sistemas promovendo a NDS. A temperatura média ficou praticamente acima de  $20^\circ\text{C}$ , que teve papel fundamental no desenvolvimento da nitrificação no sistema. Os valores médios de pH ficaram próximos a neutralidade  $6,8 - 7,0$ , faixa que garantiu o desenvolvimento estável do processo de NDS.



**Figura 5: Série temporal com médias móveis de 4 termos: Monitoramento online da concentração de OD, ORP, temperatura e pH no licor misto durante as Fases I, II e III.**

**Constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas *nitrossomonas* ( $\mu_m$ ) e de meia saturação de monod ( $K_n$ )**

Com auxílio da respirometria determinou-se os valores da constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas *Nitrossomonas* ( $\mu_m$ ) e de meia saturação de Monod ( $K_n$ ) que são apresentados na Tabela 2 e 4. Quando se comparam os dados obtidos nesse estudo com os valores encontrados na literatura (Tabela 3) e (Tabela 5), observa-se que as constantes resultaram muito próximas, indicando que é possível com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as demais condições operacionais do processo de NDS obter velocidade de nitrificação similar aos sistemas de lodos ativados convencionais.

**Tabela 2: Valores médios das constantes de crescimento específico máximo de *Nitrossomonas***

Constantes de crescimento específico máximo de <i>Nitrossomonas</i> ( $\mu_m$ )			
$\mu_{m20}$ ( $d^{-1}$ )	Fase I	Fase II	Fase III
média	0,20	0,29	0,54
máximo	0,28	0,46	1,45
mínimo	0,11	0,16	0,20
Desvio Padrão	0,05	0,10	0,29
Coef. de variação (%)	25,3	32,8	52,8
Amplitude total	0,2	0,3	1,3

**Tabela 3: Valores de referência das constantes de crescimento específico máximo de *Nitrossomonas***

Constantes de crescimento específico máximo de <i>Nitrossomonas</i> ( $\mu_m$ )			
$\mu_{mT}$ (d <sup>-1</sup> )	T (°C)	$\mu_{m20}$ (d <sup>-1</sup> )	Referências
0,33	15	0,66	BARNARD (1991)
0,47	15	0,45	KAYSER (1991)
0,45	15	0,73	ECKENFELDER (1992)
0,53	25	0,26	SUTTON et al, (1979)
0,40 - 0,50	14	0,80 - 1,00	GUJER (1977)
0,33 - 0,65	20	0,33 - 0,65	EKAMA & MARAIS (1976)
1,08 - 1,44	23	0,75 - 1,02	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,57	16	0,76	GUJER & JENKINS (1975)
0,34 - 0,40	12	0,86 - 1,01	GUJER & JENKINS (1975)
0,50	20	0,50	LAWRENCE & BROWN (1973)
0,94	29	0,33	LIJKELMA (1973)
0,33	20	0,33	DOWNING et al, (1964)
-	-	0,20 - 0,90	METCALF E EDDY (2003)

Fonte: adaptada (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999 e METCALF E EDDY, 2003).

**Tabela 4: Valores das constantes de meia saturação para o crescimento de *Nitrossomonas***

Constante de meia saturação de amônia para o crescimento de <i>Nitrossomonas</i> ( $K_n$ )			
$K_{nT}$ (d <sup>-1</sup> )	Fase I	Fase II	Fase III
média	0,34	0,39	0,42
máximo	0,47	0,52	1,20
mínimo	0,18	0,28	0,11
Desvio Padrão	0,11	0,11	0,30
Coef. de variação (%)	32,1	28,2	71,0
Amplitude total	0,3	0,2	1,1

**Tabela 5: Valores de referência das constantes de meia saturação para o crescimento de *Nitrossomonas***

Constante de meia saturação de amônia para o crescimento de <i>Nitrossomonas</i> ( $K_n$ )			
$K_{nT}$ (d <sup>-1</sup> )	T (°C)	$K_{n20}$ (d <sup>-1</sup> )	Referência
0,0	23	0,04	PODUSKA & ANDREWS (1974)
0,2	15	0,1	DOWNING et al, (1964)
0,2	20	0,2	DOWNING et al, (1964)
0,2	10	0,6	GUJER (1979)
0,5	14	1,0	EKAMA & MARAIS (1976)
1,0	20	1,0	EKAMA & MARAIS (1976)
1,0	20	1,0	LIJKELMA (1973)
-	-	0,5 - 1,0	METCALF E EDDY (2003)

Fonte: adaptada (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999) e (METCALF E EDDY, 2003).

## CONCLUSÕES

Os resultados demonstraram que é possível obter altas eficiências no processo de NDS com TRS de 40, 30 e 20 dias, e baixas concentrações de OD no tanque de aeração. A operação do sistema mostrou que é possível manter uma baixa concentração de OD no tanque de aeração em uma faixa relativamente estreita. Valores ainda mais baixos de TRS deverão ser testados para remoção de fósforo em paralelo a NDS.

O processo de tratamento permaneceu estável durante todo o período de observação, ou seja, nas Fases I, II e III. Sempre resultando em alta eficiência na remoção de DQO. A concentração de SST no efluente manteve-se sempre baixa, demonstrando que a baixa concentração de OD no tanque de aeração e as demais condições operacionais da NDS não causaram danos significativos na floculação biológica.

Os valores da constante de crescimento específico máximo das bactérias autotróficas *Nitrossomonas* ( $\mu_m$ ) e de meia saturação de Monod ( $K_n$ ) obtidos nesse estudo resultaram muito próximas aos encontrados na literatura, indicando que é possível com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as demais condições operacionais do processo de NDS obter velocidade de nitrificação similar aos sistemas de lodos ativados convencionais.

Novos estudos devem ser conduzidos a fim de trazer um melhor entendimento desse fenômeno, pois no Brasil, muitas estações de tratamento de esgoto foram construídas ou estão sendo projetadas para operarem sob as condições da variante do processo de lodo ativado conhecida por aeração prolongada, reconhecidamente eficiente na remoção de matéria orgânica e na nitrificação do esgoto. Tais estações podem ser adaptadas para estas novas condições, de forma a se obter o benefício técnico da desnitrificação e o ganho econômico relativo à redução no consumo de energia elétrica para aeração.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALEM SOBRINHO, P. Contribuição ao estudo de remoção biológica de fósforo em excesso, de esgoto sanitário, por modificação do processo de lodos ativados. Tese (Livre Docência) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1991.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - WATER ENVIRONMENT FEDERATION, Washington, DC, USA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21<sup>th</sup> edition, 2005.
3. BUENO, R.F. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensão em Fluxo contínuo de Esgoto. Dissertação de mestrado - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.
4. COLLOVOGNARELLI, C.; BERTANZA, G. Simultaneous Nitrification-Denitrification Processes in Activated Sludge Plants: Performance and Applicability. *Water Sci Technol*, 40 (4-5), 187-194, 1999.
5. HONG W. ZHAO; DONALD S. MAVINIC; WILLIAM K. OLDHAM; FREDERIC A. KOCH. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a TWO-STAGE intermittent aeration process treating domestic sewage. *Water Research*, v.33 N°4, p. 961-970, 1998.
6. METCALF e EDDY, Inc. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. McGraw Hill, 4<sup>th</sup> edition, p.1819, 2003.
7. MUINCH, E.; LANT, P.; KELLER, J. Simultaneous Nitrification and Denitrification in Bench-Scale Sequencing Batch Reactors. *Water Res.*,30 (2). 277-284, 1996.
8. POCHANA K, KELLER J, LANT P. Model development for simultaneous nitrification and denitrification. *Water Sci Technol*, vol. 39(1): 235–243, 1999.
9. THAURÉ D, LEMOINE C, DANIEL O, MOATAMRI N, CHABROL J. Optimisation of aeration for activated sludge treatment with simultaneous nitrification denitrification. *Water Sci Technol*, vol.58(3), 639–645, 2008.
10. VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações. Campina Grande: epgraf, 472 p., 1999.
11. VAN LOOSDRECHT, M. C. M. e JETTEN, M. S. M. Microbiological Conversions in Nitrogen Removal. *Water Science and technology*, v.38, n.1, p1-7, 1998.
12. VON SPERLING, M. Lodos Ativados 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.
13. WENTZEL, M. C.; EKAMA, G. A.; DOLD, P. L.; MARAIS, G. v. R. Biological excess phosphorus removal – Steady state process design . *Water SA*, Vol 16, No 1, January 1990
14. ZENG, R. J.; LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; KELLER, Y. J. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor. *Biotechnol. Bioeng.*, 84 (2), 170-178, 2003.
15. ZHANG P, ZHOU QI. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Front. Environmental Sciences Eng. China*, 2007, 2(1): 1–4
16. ZHAO H W, MAVINIC D S, OLDHAM W K, KOCH F A. Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. *Water Res.*, v.33(4): 961–970, 1999.