

REMOÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO E NITRIFICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA INDUSTRIALIZAÇÃO DE ARROZ

ORGANIC CARBON REMOVAL AND NITRIFICATION OF RICE PROCESSING WASTEWATER

ISOLDI, Loraine A.¹; KOETZ, Paulo R.²; FARIA, Osvaldo L. V.³; ISOLDI, Liércio A.⁴

RESUMO

Um sistema combinado reator UASB-reator aerado foi utilizado para a remoção de nitrogênio total Kjeldahl e Demanda Química de Oxigênio de efluente de parboilização de arroz. O experimento foi realizado em reatores de bancada, com volumes de 4 L (UASB) e 3,6 L (reator aerado). Os reatores foram alimentados, continuamente, 8 horas por dia. O processo obteve uma eficiência de remoção de carbono de 85% e uma eficiência de nitrificação de 55%. A eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl para o sistema combinado reator UASB-reator aerado foi de 68%.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia, Reator UASB, Nitrificação, Água residuária.

INTRODUÇÃO

O controle de poluição nos últimos 20 anos, no Brasil, tem se caracterizado por um esforço muito grande no desenvolvimento de tecnologias de remoção de poluição carbonácea. Dentro da linha gradual de aumento das exigências em controle de poluição, coloca-se o desafio de encontrar alternativas para a remoção dos compostos nitrogenados das águas residuárias.

Um acúmulo de nitrogênio em águas naturais causa eutrofização, ou seja, um aumento da produção de algas e plantas aquáticas, com os seguintes efeitos adversos: formação de material tóxico (toxinas de algas); resíduos e problemas de odor; aumento dos custos de tratamentos; morte de peixes; diminuição da concentração de oxigênio, impedindo a auto-depuração do corpo receptor e efeitos nocivos à saúde humana (HAMMER, 1977; SORIA, 1978; RAMALHO, 1983; SAUNDERS, 1986; HÄNEL, 1988).

A essência dos processos biológicos de tratamento de efluentes reside na capacidade dos microrganismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em subprodutos que podem ser removidos do sistema de tratamento.

A digestão anaeróbia é a transformação da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono por um sistema microbiano complexo que funciona na ausência de oxigênio. Este processo de digestão consome pouca energia, produz pouco lodo quando comparado aos processos aeróbios, e gera um biogás combustível utilizável diretamente no local de

produção (METCALF & EDDY, 1991; MOLETTA, 1993). É um método cada vez mais aplicado para a descontaminação carbonada das águas residuárias, sendo que o nitrogênio é reduzido para a forma amoniacal, em decorrência do processo anaeróbio (ABREU, 1994).

De acordo com CHERNICHARO (1997), os sistemas anaeróbios devem ser encarados como uma primeira etapa do tratamento, uma vez que estes não são capazes de produzir efluentes finais com elevado grau de qualidade, principalmente com relação à remoção de nutrientes.

Um método biológico aplicado à transformação do nitrogênio amoniacal, proveniente do tratamento anaeróbio, consiste em uma etapa aeróbia, onde ocorre a oxidação da amônia a nitrato denominada Nitrificação, seguida por uma etapa anóxica, onde o nitrato deve ser reduzido a nitrogênio molecular que é liberado para a atmosfera, em um processo chamado Desnitrificação (BEG, 1980; HÄNEL, 1988; ABREU, 1994).

A tendência atual de acoplar um reator aeróbio a um reator anaeróbio, tem como objetivo a remoção da matéria orgânica remanescente do tratamento anaeróbio, pela aeração e pela redução complementar da matéria orgânica carbonada, bem como, pela remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo. A combinação de processos como, por exemplo, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e processo aeróbio reúne a degradação da matéria orgânica com a remoção do conteúdo de nitrogênio amoniacal do efluente e se caracterizam pelo baixo custo e fácil operação constituindo-se numa alternativa eficaz para novas instalações principalmente quando se considera o espaço físico na planta industrial (DURAN et al., 1993).

Uma das vantagens do processo de remoção biológica de nitrogênio é que ele pode ser adaptado às condições já existentes para o tratamento biológico secundário (HAMMER, 1977). A oxidação da matéria orgânica carbonada e nitrogenada pode ocorrer simultaneamente, no segundo reator ou pode ser realizada em reatores separados, utilizando-se para cada um, uma biomassa específica (RAMALHO, 1983; ABUFAYED, 1986). As bactérias nitrificadoras são responsáveis pela remoção da amônia e os microorganismos heterotróficos são responsáveis pela remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (RAMALHO, 1983).

¹ Engenheira Química – Doutora em Ciências – Professora da UCPel. Rua Félix da Cunha, 412 - Caixa Postal 402 - CEP: 96010-000. E-mail: loraineisoldi@bol.com.br

² Engenheiro Químico – Professor Titular Depto. de Cien. e Tecn. Agrond. FAEM/UFPel. Caixa Postal 354. 96010-900. Pelotas – RS. E-mail: koetzpr@ufpel.tche.br

³ Engenheiro Químico – Mestre em Ciências – Professor da UCPel. Rua Félix da Cunha, 412 - Caixa Postal 402 - CEP: 96010-000. E-mail: osvfaria@terra.com.br

⁴ Engenheiro Mecânico, Engenheiro Civil – Doutorando em Engenharia Mecânica UFRGS. UFRGS - Rua Sarmiento Leite, 425 - Bairro Cidade Baixa CEP:90050-170 - Porto Alegre – RS E-mail: liercioisoldi@bol.com.br

Este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de remoção de carbono orgânico e a eficiência de nitrificação de águas residuárias da industrialização de arroz, utilizando-se um sistema combinado reator UASB-reator aeróbio.

MATERIAL E MÉTODOS

Sistema experimental

A Figura 1 apresenta o fluxograma do processo cujo objetivo foi remover matéria carbonácea e promover a nitrificação durante 280 dias.

A água residuária estudada, proveniente da maceração do arroz em casca, no processo de parboilização, foi submetida a uma filtração em peneira para remoção de sólidos

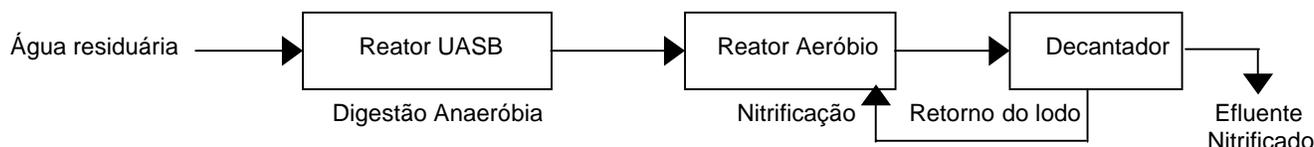


Figura 1 - Fluxograma do processo de remoção de carbono orgânico e nitrificação.

O reator aeróbio de mistura completa tinha um volume de 3,6 L e foi alimentado 8 h por dia com o efluente do reator UASB. A temperatura no reator de nitrificação durante o experimento foi de 24°C e o pH variou entre 7,0 e 9,0. A aeração foi provida através de dispersores colocados no fundo do reator. O tempo de retenção hidráulica para o sistema combinado reator UASB – reator aeróbio foi de 7 horas.

Métodos analíticos

As análises físico-químicas foram realizadas de acordo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1995), no Laboratório de Controle de Poluição, da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, na Universidade Federal de Pelotas, com exceção das análises para determinação da concentração de nitrato e nitrito que seguiram metodologia recomendada por THEROUX et al. (1943).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta a composição do efluente bruto da parboilização de arroz.

O pH da alimentação variou entre 4,0 e 8,0. Os valores da composição do efluente bruto representaram o que ocorre na indústria, dessa forma os resultados obtidos com este sistema de tratamento poderão servir como referência para a utilização dessa tecnologia em escala industrial.

A Tabela 2 apresenta os valores médios dos parâmetros de operação dos reatores anaeróbio e aeróbio, durante o período do experimento.

Reator anaeróbio (UASB)

A carga orgânica aplicada ao reator anaeróbio foi de 8,3 kg DQO m⁻³ d⁻¹, variando entre 4,7 e 11,6 kg DQO m⁻³ d⁻¹, considerando mudanças diárias ocorridas no processo industrial que influenciaram na composição química do efluente da indústria de arroz. Para a carga volumétrica aplicada de N-NTK, a média foi de 0,6 kg N-NTK m⁻³ d⁻¹.

suspensos mais grosseiros (pré-tratamento) e caracterizada quanto ao conteúdo de matéria orgânica, concentração de ácidos voláteis, de nitrogênio total e amoniacal e pH. Após, foi armazenada à temperatura de 4°C.

O reator UASB foi construído em polietileno tereftalato (PET) com um volume útil de 4 L, uma altura de 40 cm e um decantador cônico no topo. Foi inicialmente inoculado com 30% de lodo anaeróbio de um reator UASB industrial. O reator foi alimentado 8 h por dia, continuamente, com água residuária de uma indústria de parboilização de arroz. A temperatura do reator foi mantida em torno de 24°C e o pH variou entre 6,0 e 8,0. A produção de biogás foi medida, diariamente, utilizando-se um gasômetro de deslocamento de líquido.

A remoção de matéria orgânica expressa como eficiência de remoção de DQO filtrada, em função do tempo, está apresentada na Figura 2. A eficiência de remoção média, no mesmo período, foi de 76%, o que está próximo aos valores obtidos por KOETZ et al. (1996), que encontraram uma eficiência de remoção de DQO total de 83,4%, em reator UASB industrial para o mesmo efluente. Também está próximo, da eficiência de remoção encontrada por SOUSA (1996) que foi de 81% tratando esgoto sanitário sintético, em reator UASB.

Tabela 1 – Composição do efluente bruto da parboilização de arroz.

Parâmetro	Unidade	Valor médio	σ	CV (%)
DQO filtrada	mg L ⁻¹	2539,6	613,7	24,2
Ácidos voláteis	mg L ⁻¹	1009,9	310,2	20,5
Nitr. Total	mg L ⁻¹	120,8	22,9	19,0
Nitr. Amoniacal	mg L ⁻¹	37,4	22,9	61,2

A produção de biogás foi de 3,2 L d⁻¹, variando de 1,1 a 10,9 L d⁻¹.

A conversão de nitrogênio total Kjeldahl em nitrogênio amoniacal, em relação ao tempo de operação, está apresentada na Figura 3. A produção média de amônia, no período, foi de 43 mg L⁻¹, o que corresponde a 50% do nitrogênio total não amoniacal na alimentação do reator UASB, considerando os dados da Tabela 2, indicando a transformação do nitrogênio total em amoniacal, fornecendo o substrato necessário para as bactérias autotróficas

Tabela 2 – Valores médios dos parâmetros de operação.

Parâmetros	Unidade	Reator Anaeróbio		Reator Aeróbio	
		Alimentação	Descarga	Alimentação	Descarga
DQO filtrada	mg L ⁻¹	2539,6	575,9	575,9	352,0
N-NTK	mg L ⁻¹	120,8	89,7	89,7	38,1
N-NH ₃	mg L ⁻¹	37,4	81,2	81,2	21,0
N-NO ₂	mg L ⁻¹	-	-	1,3	18,9
N-NO ₃	mg L ⁻¹	-	-	1,4	16,8
Relação C/N	-	21,0	-	6,4	-
Produção biogás	L d ⁻¹	-	3,2	-	-

responsáveis pela eficiência do processo de nitrificação, destacando-se desta forma, a importância do pré-tratamento do afluente do reator aeróbio.

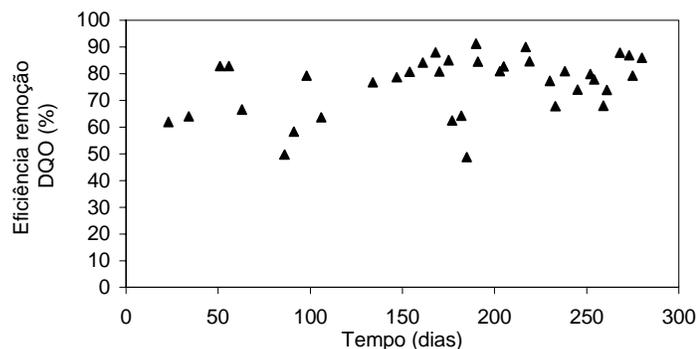


Figura 2 - Eficiência de remoção da DQO filtrada no reator anaeróbio.

No período compreendido entre os dias de operação 130 e 210, e após 250 dias, houve um decréscimo na produção de amônia devido a diminuição dos valores de nitrogênio total Kjeldahl na alimentação do reator UASB em função do processamento de matéria-prima proveniente de diferentes fornecedores.

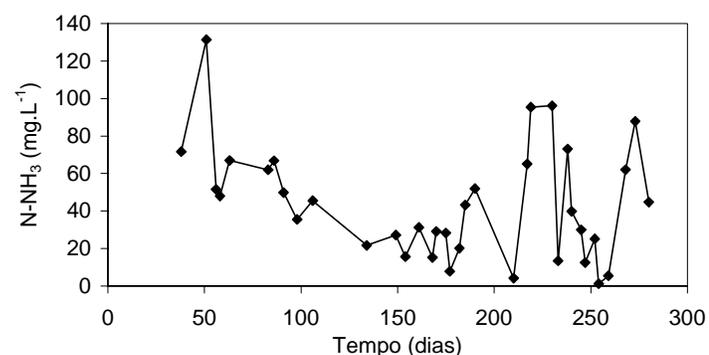


Figura 3 - Produção de N-NH₃ em relação ao tempo de operação, no reator anaeróbio.

Reator aeróbio

A Figura 4 apresenta os valores de concentração de nitrogênio amoniacal na alimentação (N-NH_{3a}) e de nitrogênio amoniacal (N-NH_{3d}), nitrato (N-NO₃) e nitrito (N-NO₂) na descarga do reator aeróbio.

A eficiência de nitrificação, calculada pela diferença entre o N-NO_x na alimentação e na descarga do reator aeróbio dividida pelo N-NH₃ transformado no processo aeróbio, foi de 55%, conforme Tabela 2. Visto que, 55% do nitrogênio amoniacal removido foram utilizados para obtenção de compostos oxidados de nitrogênio, observa-se que os outros 45% restantes foram utilizados na síntese celular (assimilação) e desprendido como gás amônia. A volatilização da amônia foi favorecida pela manutenção do pH acima de 7,2 durante o processo de nitrificação. A nitrificação no sistema proposto, ainda deve ser otimizada, para que se obtenha uma maior conversão do nitrogênio amoniacal em nitrato que é o substrato para as bactérias desnitrificantes, responsáveis pelo processo de desnitrificação que é a etapa final para a efetiva

remoção do nitrogênio de efluentes com a conseqüente diminuição dos riscos de eutrofização nos corpos receptores.

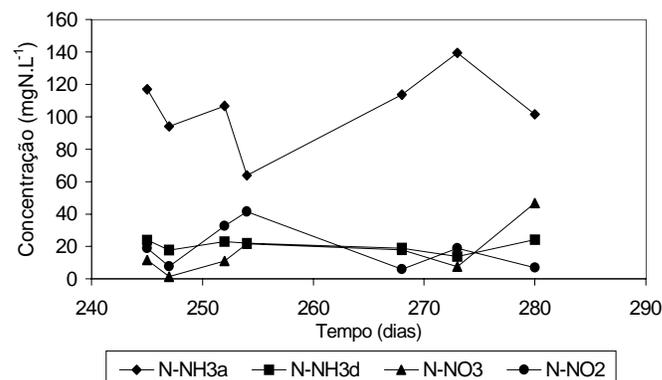


Figura 4 - Valores de concentração de nitrogênio amoniacal na alimentação e na descarga e de nitrato e nitrito na descarga do reator aeróbio.

A concentração de oxigênio dissolvido é um dos parâmetros de importância a ser considerado no processo de nitrificação. Esta concentração variou no experimento, entre 0,6 e 4,3 mg L⁻¹, com um valor médio de 2,8 mg L⁻¹. Este valor é menor do que o citado por BEG et al. (1980), que recomenda um valor maior do que 3,5, o que pode ter influenciado na eficiência de nitrificação obtida.

O reator aeróbio contribuiu não só para a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato e nitrito mas, também, para complementar a remoção de matéria carbonada, visto que a relação carbono/nitrogênio foi de 6,4, conforme Tabela 2, o que classifica o processo como combinado, ou seja, ocorre remoção simultânea de carbono e de nitrogênio, segundo METCALF & EDDY (1991).

As concentrações de nitrogênio amoniacal da alimentação e da descarga do reator aeróbio, em relação ao tempo de operação, estão apresentadas na Figura 5. Observa-se que, no fim do período houve uma estabilização dos valores da concentração de nitrogênio amoniacal na descarga, apesar das variações na alimentação, indicando o estabelecimento do estado estacionário.

A eficiência de nitrificação aumentou, aos 80 dias de operação, o que pode ser atribuído a colocação do reciclo do líquido do decantador para o reator de nitrificação, proporcionando uma maior homogeneização da biomassa no reator.

A Figura 5 apresenta, também, a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, que é o substrato das bactérias nitrificadoras, considerando também os processos de assimilação e de volatilização. O valor médio encontrado para a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi de 75% variando entre 35,8 e 94,0%.

Sistema combinado UASB – reator aeróbio

A Figura 6 apresenta o comportamento do sistema combinado reator UASB–reator aeróbio para a remoção de matéria orgânica, em termos de DQO filtrada. A eficiência de remoção média de DQO foi de 85%, variando entre 72,6 e 96,3%. Este valor está próximo ao descrito por SOUSA (1996), que obteve uma remoção de 95% de DQO para um sistema UASB-SBR, tratando esgoto sanitário sintético.

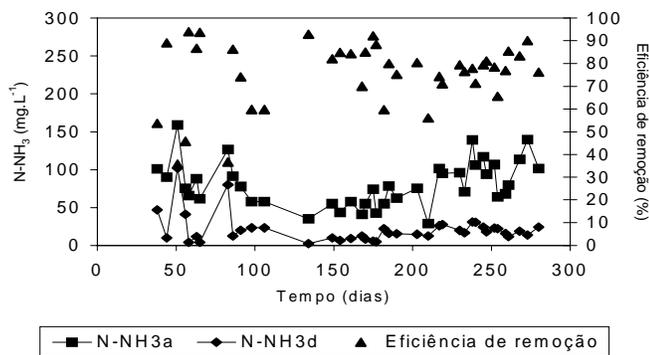


Figura 5 - Valores da concentração e da eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal na alimentação e na descarga do reator aeróbio.

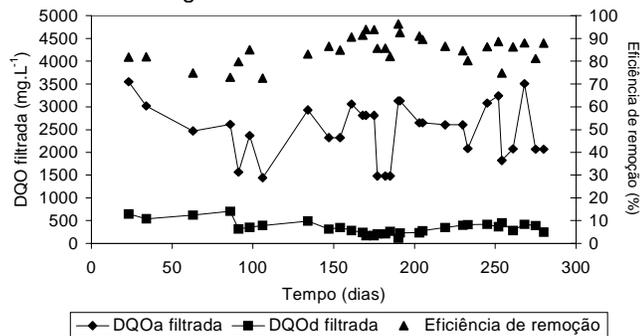


Figura 6 - Valores da concentração na alimentação e na descarga e eficiência de remoção da DQO filtrada no sistema combinado reator UASB-reator aeróbio.

A Figura 7 apresenta os valores de concentração de nitrogênio total Kjeldahl na alimentação (N-NTKa) e na descarga (N-NTKd) do sistema combinado reator UASB-reator aeróbio, bem como, a eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl. O valor médio da eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl foi de 68%, variando entre 30,3% e 90,8%. A eficiência de remoção global para os compostos nitrogenados foi de 38,9%, considerando que no efluente final do sistema combinado a concentração de N-NTK, N-NO₂ e N-NO₃ foi de 73,8 mg L⁻¹, conforme Tabela 2.

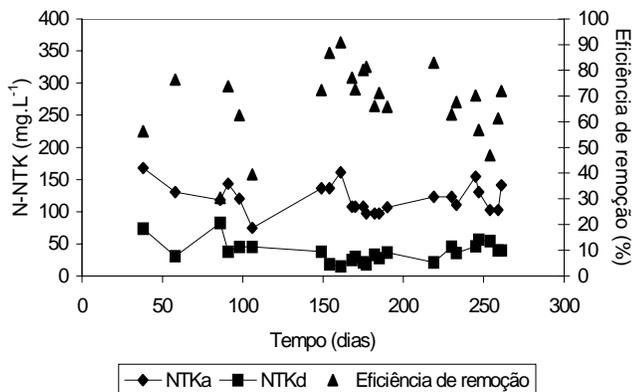


Figura 7 - Valores da concentração na alimentação e na descarga e eficiência de remoção do nitrogênio total no sistema combinado reator UASB-reator aeróbio.

CONCLUSÕES

A eficiência de remoção de matéria orgânica foi de 85% para o sistema combinado reator UASB-reator aeróbio e de 76% para o reator UASB. A eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl foi de 68%, para o sistema de tratamento proposto. A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, no reator aeróbio, foi de 75% e a eficiência de nitrificação, de 55%.

ABSTRACT

The combined system UASB and aerobic reactors was monitored for the removal of N-NKT and COD in an effluent of parboiled rice industries. The experiment data was performed in reactors of 4.0 L (UASB) and 3.6 L (aerobic reactor). The process efficiency of Chemistry Oxygen Demand removal was 85% and the nitrification efficiency was 55%. The efficiency of N-NKT in the combined system was 68%.

Key words: anaerobic digestion, UASB reactor, nitrification, wastewater.

REFERÊNCIAS

- ABREU, L. M. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-denitrificación. In: TALLER 3, SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUALES, 1 Montevideo-Uruguai, 1994. p. 55-63.
- ABUFAYED, A. A.; SCHROEDER, E. d. Performance of SBR/denitrification with a primary sludge carbon source. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.58, n.5, p.387-397, 1986.
- BEG, S. A.; SIDDIQI, R. H.; ILIAS, S. Effect of toxicants on biological nitrification for treatment of fertilizer industry wastewater. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 35. 1980, Illinois, Purdue University. **Proceedings...** Ann Arbor Science, p. 826-834.
- CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 1997. 246 p.
- DURAN, J.; GOMEZ, C.; LOPOLITO, M.F. et al. Tratamiento anaerobico/aerobico a temperatura ambiente de efluentes pouco concentrados. In: REUNION TECNICA DE DESARROULO TECNOLOGICO Y TECNOLOGIAS PARA EL SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE, 5. 1993, Mar del Plata.
- FORESTI, E. **Sistemas de tratamento anaeróbio**. In: CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS, 3. Santa Catarina, 1997. Florianópolis: UFSC.
- HÄNEL, K. **Ellis Horwood series in water and wastewater technology biological treatment of sewage by the activated sludge process**. Ellis Horwood Limited, 1988.
- HAMMER, M.J. **Water and wastewater technology**. New York: Jonh Wiley & Sons, 1977.
- KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; NUNES, W. A. Tratamento de efluentes da parboilização do arroz por digestão anaeróbia em reatores de fluxo ascendente. *Revista Brasileira de Agrociência*, v.2, n.2, p.117-120, 1996.
- METCALF, C.; EDDY, F. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3.ed. MacGraw-Hill, 1991. 1334 p.
- MOLETTA, R. La digestion anaerobic: du plus petit au plus grand. *Biofur*, p.16-25, 1993.
- RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment processes**. 2.ed. Academic Press, 1983. 483 p.

SAUNDERS, F. J. A new approach to the development and control of nitrification. **Water & Waste Treatment**, p.33-39, 1986.

SORIA, F. de L.; CHAVARRIA, J. M. **Técnicas de Defensa del Medio Ambiente**. Barcelona: Labor, 1978.

SOUSA, J. T. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para**

desnitrificação. São Carlos, 1996. 257p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo.

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19 ed. Washington: American Public Health Association, 1995. 1268 p.

THEROUX, F. R.; ELDRIDGE, E. F.; MALLMANN, W. L. **Laboratory manual for chemical and bacterial analysis of water and sewage**. 3.ed. New York: Mc Graw-Hill, 1943. 267 p.