

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE NITRIFICADO DA PARBOILIZAÇÃO DE ARROZ UTILIZANDO DESNITRIFICAÇÃO EM REATOR UASB

POST-TREATMENT A NITRIFIED PARBOILIZED RICE WASTEWATER USING DENITRIFICATION IN UASB REACTOR

LORAINÉ ANDRÉ ISOLDI

Engenheira Química, Doutora em Ciências. Professora Adjunta da Universidade Católica de Pelotas – RS

PAULO ROBERTO KOETZ

Engenheiro Químico. Doutor em Engenharia de Anti-poluição. Professor da Universidade de Passo Fundo – RS

LIÉRCIO ANDRÉ ISOLDI

Engenheiro Mecânico. Engenheiro Civil. Doutorando em Engenharia Mecânica – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – RS

Recebido: 09/09/04 Aceito: 11/08/05

RESUMO

Um sistema combinado reator UASB-reator aeróbio foi utilizado para a remoção de nitrogênio total e DQO 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 aeróbio). Os parâmetros de operação pH, temperatura, alcalinidade e concentração de ácidos voláteis foram monitorados durante o período experimental. Para o reator aeróbio de mistura completa, foi determinada, também, a concentração de oxigênio dissolvido. O sistema combinado reator UASB-reator aeróbio apresentou uma eficiência de remoção de carbono de 84% e uma eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldahl de 83%. O sistema proposto, nas condições experimentais, demonstrou ser adequado para remoção, simultânea, de DQO e de compostos oxidados de nitrogênio, em reator UASB.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão anaeróbia, reator UASB, nitrificação, desnitrificação.

ABSTRACT

An UASB-aerobic reactor system was used for the removal of total nitrogen and COD of effluent from industries of parboiled rice. The experiment was performed in reactors with volumes of 4 L (UASB reactor) and 3,6 L (aerobic reactor), respectively. Temperature, pH, alkalinity and volatile acids concentration were monitored during the experiment. Dissolved oxygen concentration was determined for the aerobic reactor. The UASB-aerobic reactor system showed 84% carbon removal efficiency and 83% total Kjeldahl nitrogen removal efficiency. This system was able to remove, efficiently, COD and nitrogen in an UASB reactor.

KEYWORDS: Anaerobic digestion, UASB reactor, nitrification, denitrification.

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 carbonada. Dentro da linha de aumento gradual das exigências em controle de poluição, se coloca o desafio de se encontrar alternativas para a remoção dos compostos nitrogenados das águas residuárias.

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. Esta técnica consome pouca energia, produz pouco lodo 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 despoluição carbonácea das águas residuárias, sendo que o nitrogênio é reduzido para a forma amoniacal, em decorrência do processo anaeróbio (Abreu, 1994).

A digestão anaeróbia é, particularmente, sensível a um controle rigoroso das condições ambientais, como, pH, temperatura, concentração de ácidos voláteis e alcalinidade, uma vez que o pro-

cesso requer uma interação das bactérias fermentativas e metanogênicas. Dessa forma, o sucesso do processo depende de um equilíbrio do sistema ecológico. Atenção especial deve ser dispensada às bactérias metanogênicas, consideradas as mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais (Chernicharo, 1997).

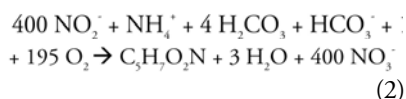
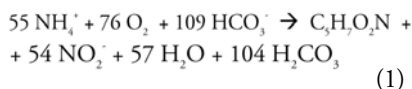
Segundo Chernicharo (1997), os sistemas anaeróbios devem ser encarados como uma primeira etapa do tratamento de efluentes, uma vez que estes não são capazes de produzir efluentes finais com elevado grau de qualidade. A tendência atual é trabalhar com reatores híbridos, aliando assim as qualidades de ambos os

sistemas, principalmente, para tratar efluentes com alta variabilidade em suas características, seja em termos de carga orgânica ou toxicidade (Young, 1991 citado por Beal, 1995). Em estudo realizado por Akunna et al (1992) um sistema combinado desnitrificação/metanogênese é mais indicado para manter uma alta eficiência de remoção de DQO do que o sistema separado digestão anaeróbia/desnitrificação, visto que a perda de biomassa é mínima e é possível a existência de zonas de alta concentração das populações bacterianas envolvidas nos dois processos.

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

Um processo biológico aplicado à degradação 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).

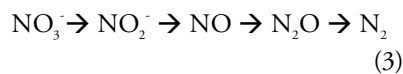
A conversão de amônia em nitrito, que é um produto intermediário, envolve uma série complexa de reações, nas quais a equação (1) descreve a transformação da amônia para nitrito sob a ação de bactérias *Nitrosomonas* e, a equação (2) resume a conversão de nitrito para nitrato sob a ação de bactérias *Nitrobacter* (Metcalf & Eddy, 1991):



A redução biológica de nitrato pode ser assimilatória ou dissimilatória. Quan-

do é assimilatória envolve a redução do nitrato a nitrito e então a amônia, que é utilizada para a síntese celular. Esta redução é regulada pela quantidade de amônia no meio e é comum nos casos onde o nitrato é a única fonte de nitrogênio. Plantas, fungos, algas e algumas bactérias facultativas são capazes de realizar este processo (Akunna et al, 1992; Dertil, 1995).

A desnitrificação, propriamente dita, é a redução do nitrato em condições anóxicas onde bactérias utilizam nitrato, em vez de oxigênio, como acceptor final de elétrons, sendo chamada redução biológica dissimilatória. Dois tipos de reação caracterizam este processo: na primeira reação, o nitrato é reduzido a nitrito, o qual é depois reduzido a produtos gasosos como: nitrogênio molecular ou óxido nitroso, em um processo também chamado respiração do nitrato. A reação abaixo caracteriza o processo de desnitrificação (Metcalf & Eddy, 1991; Akunna et al, 1992; Dertil, 1995; Bernet & Moletta, 1998):



A segunda reação envolve a redução do nitrato a amônia via nitrito, em um processo chamado amonificação, que ocorre em conjunto com o processo de metanogênese (Metcalf & Eddy, 1991, Akunna et al, 1992, Dertil, 1995, Bernet & Moletta, 1998).

O doador de elétrons pode ser obtido pela adição de uma fonte de carbono externa ou pelo uso do carbono que já existe no efluente a ser tratado (Akunna et al, 1992).

De acordo com Tiedje (1988) citado por Akunna et al (1994) os microrganismos que atuam no processo de desnitrificação são basicamente aeróbios e, têm a capacidade alternativa de reduzir nitrogênio (óxido), quando o oxigênio é limitante. Isto indica que as desnitrificantes não requerem condições anaeróbias estritas. Autores como Kuroda et al (1988); Hanaki & Polprasert (1989) citados por Akunna et al (1994) mostraram que estas bactérias podem se desenvolver e se manter em sistemas anaeróbios estritos produzindo metano.

O processo de desnitrificação é predominante quando ocorre aumento do valor do pH pela alcalinidade produzida durante a conversão do nitrato a gás nitrogênio. O pH ótimo situa-se entre 7 e 8. A temperatura afeta a taxa de remoção de nitrato e a taxa de crescimento microbiano (Metcalf & Eddy, 1991; Akunna et al, 1994; Bernet & Moletta; 1998).

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um reator UASB, em termos de eficiência de remoção, simultânea, de DQO e de compostos de nitrogênio, bem como, de um reator aeróbio de mistura completa, onde ocorreu o processo de nitrificação. Observou-se, também, o comportamento dos diferentes fatores ambientais que são responsáveis pelo estabelecimento dos processos de degradação.

METODOLOGIA

Sistema experimental

A água residuária estudada, proveniente da maceração do arroz em casca, no processo de parboilização, foi filtrada para remoção de sólidos suspensos. O pH da alimentação variou entre 5,0 e 8,0. A composição média do efluente está apresentada na Tabela 1.

O sistema de tratamento (Figuras 1 e 2) consistiu em um reator UASB, com um volume útil de 4 L, inicialmente inoculado com 30% de lodo anaeróbio de um reator UASB industrial, um reator aeróbio de mistura completa com um volume útil de 3,6 L, um decantador e um coletor de biogás.

O reator UASB foi alimentado 8 h por dia, continuamente, com água residuária de uma indústria de parboilização de arroz, acidificada em um tanque de equalização. O tempo de detenção utilizado, durante o experimento, foi de 16 h. A seguir, o efluente do reator UASB foi deslocado para o reator aeróbio de mistura completa com o auxílio de bomba peristáltica, onde ocorreu a nitrificação. O tempo de detenção foi de 15 h.

Após a nitrificação, o efluente foi introduzido na zona de decantação do reator UASB, onde ocorreu a desnitrificação. Durante o experimento, foram aplicadas duas cargas orgânicas volumétricas diferentes, 0,07 e 0,09 kgN-NO₃.m⁻³.d⁻¹. O tempo de detenção, para o efluente nitrificado, foi de 10,6 h e 6,8 h, respectivamente, durante as duas fases de operação. Não houve adição de fonte externa de carbono, utilizando-se a matéria orgânica remanescente do processo de digestão anaeróbia que ocorreu no reator UASB.

O sistema foi monitorado por 10 meses, as amostras foram coletadas na alimentação e descarga do reator UASB e na descarga do reator aeróbio.

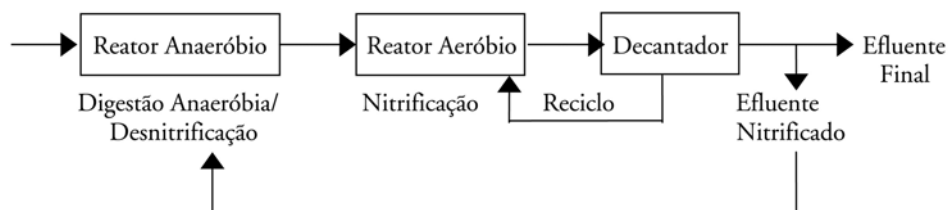


Figura 1 – Fluxograma do processo

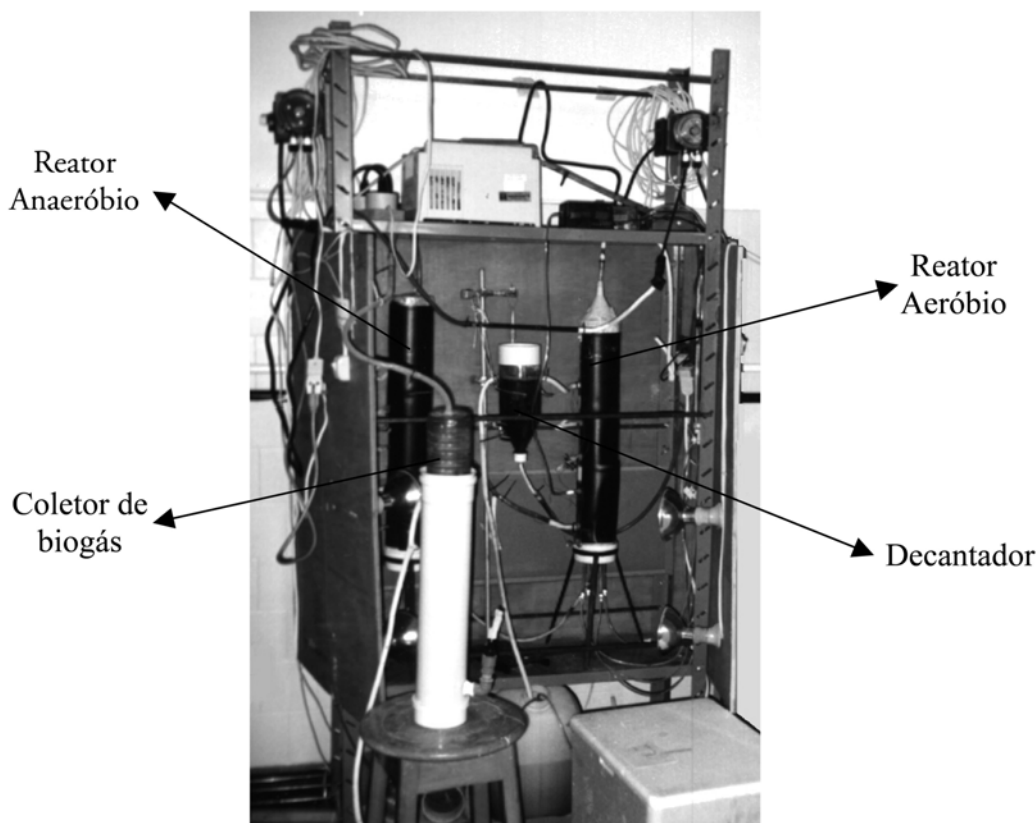


Figura 2 – Sistema experimental

Métodos analíticos

Com exceção das análises para determinação da concentração de nitrato e nitrito que seguiram metodologia recomendada por Theroux et al (1943), as análises físico-químicas foram realizadas de acordo com o Standard Methods (1998), no Laboratório de Controle de Poluição, da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, na Universidade Federal de Pelotas.

Os valores de pH e temperatura foram determinados, diariamente, utilizando-se papel indicador (Universalindikator pH 0-14, Merck) e um termômetro de mercúrio. A concentração de oxigênio dissolvido foi determinada, uma vez por

semana, no líquido do reator aeróbio, de acordo com Standard Methods (1998) através de análise volumétrica. As demais análises foram realizadas duas vezes por semana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta os valores médios dos parâmetros de operação dos reatores UASB e aeróbio, obtidos durante 10 meses de experimento.

Sistema combinado reator UASB - reator aeróbio

A Figura 3 apresenta o comportamento do sistema combinado para a re-

moção de matéria orgânica, em termos de DQO filtrada. A eficiência de remoção média de DQO foi de 84%, variando entre 43,0 e 93,7%, num total de 39 observações. A Figura 4 apresenta os valores de concentração de nitrogênio total Kjeldahl na alimentação e na descarga do sistema combinado, bem como, a eficiência de remoção de nitrogênio total. O valor médio da eficiência de remoção de nitrogênio total foi de 83%, variando entre 29,3% e 96,3%, num total de 36 observações. Estes valores são próximos aos descritos por Sousa (1996), que obteve uma remoção de 95% de DQO e 85% de nitrogênio total para um sistema UASB-SBR-Coluna de Desnitrificação, tratando esgoto sanitário sintético.

Tabela 1 – Valores médios dos parâmetros de operação – reator UASB e reator aeróbio

Parâmetros	Unidade	Reator UASB		Reator Aeróbio	
		Alimentação	Descarga	Alimentação	Descarga
DQO filtrada	mg.L ⁻¹	1673,0	298,6	298,6	223,9
N-NTK	mg.L ⁻¹	140,3	64,6	64,6	24,6
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	70,3	49,6	49,6	7,3
N-NO ₂	mg.L ⁻¹	-	-	1,3	6,4
N-NO ₃	mg.L ⁻¹	-	-	4,3	27,7
Relação C/N	-	11,9	-	4,6	-
Produção biogás	L.d ⁻¹	-	2,8	-	-
pH	-	5,0-8,0	7,0-9,0	7,0-9,0	8,0-9,0
Temperatura	°C	21,9	29,1	29,1	27,8
Alcalinidade a bicarbonato	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	340,6	1369,7	1285,1	1102,9
Alcalinidade dos ácidos voláteis	mg CaCO ₃ .L ⁻¹	1304,0	1718,1	1628,5	1374,1
Ácidos Voláteis	mgHAc.L ⁻¹	1511,1	202,7	202,0	185,9

De acordo com os dados da Tabela 1, a eficiência de remoção média é de 87% para DQO e de 83% para nitrogênio total Kjeldahl. Estes valores estão próximos aos encontrados quando considerados os pares de dados diários de alimentação e descarga do sistema combinado reator UASB-reator aeróbio, indicando ter havido pouca variação nos resultados, quando os dados foram agrupados aos pares, segundo o dia de operação, para cálculo das eficiências de remoção e confecção dos gráficos.

Reator UASB

O pH da alimentação do reator UASB variou de 5,0 a 8,0, enquanto que o pH da descarga permaneceu na faixa de 7,0 a 9,0, conforme Tabela 1. Portanto, pode-se entender que o reator UASB não foi submetido a grandes variações de pH, a ponto de comprometer seu desempenho, favorecendo desta forma o desenvolvimento das bactérias metanogênicas que, de acordo com Ramalho (1983); Metcalf & Eddy (1991); Van Haandel & Lettinga (1994); Chernicharo (1997) e Foresti (1997) têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4. A estabilidade do pH pode ter influenciado a obtenção de uma remoção de DQO filtrada de 79% para o processo anaeróbio.

A concentração média de ácidos voláteis na alimentação foi de 1511,1 mgHAc.L⁻¹, conforme Tabela 1. Esta alta concentração de ácidos voláteis encontrada no reator UASB, se deve, pro-

vavelmente, ao fato de que o reator UASB foi alimentado com efluente proveniente de um tanque industrial de equalização, o que provocou a formação de ácidos voláteis. Durante o período experimental, a concentração de ácidos voláteis diminuiu de 1511,1 para 202,7 mgHAc.L⁻¹, indicando uma alta eficiência do processo de digestão anaeróbia, estando próximo ao valor recomendado por Beal (1995) que diz que para que um processo anaeróbio seja operado corretamente, a concentração de ácidos voláteis no efluente, expressa como ácido acético, não deve ser superior a 200 mg.L⁻¹.

No processo de digestão anaeróbia, a alcalinidade é gerada a partir da amonificação ou pela remoção dos ácidos voláteis, garantindo assim, a manutenção do valor do pH e a estabilidade do processo. A redução de acidez tanto pode ocorrer por desorção de CO₂ (produção de biogás) como por conversão de ácidos voláteis para metano (Van Haandel & Lettinga, 1994). No experimento realizado, a alcalinidade a bicarbonato variou de 340,7 mgCaCO₃.L⁻¹, na alimentação a 1369,7 mgCaCO₃.L⁻¹, na descarga (Tabela 1).

A relação AOV (ácidos orgânicos voláteis)/alcalinidade teve como valor médio 0,15 considerando valores médios de alcalinidade a bicarbonato e concentração de ácidos voláteis, na descarga do reator que estão apresentados na Tabela 2. Este valor está de acordo com o recomendado por Hirata (1997) que varia de 0,1 a 0,35. A manutenção da temperatura na faixa ideal para as bactérias

metanogênicas, também, pode ter contribuído para a obtenção de uma eficiência de remoção de DQO de 79% e de nitrogênio total Kjeldahl de 58%.

Reator aeróbio

O pH da alimentação, do reator aeróbio, variou de 7,0 a 9,0 enquanto que o pH da descarga permaneceu na faixa de 8,0 a 9,0. Os valores de pH estão de acordo com a faixa recomendada por diferentes pesquisadores, 6,5 a 9,0 (Breed et al, 1957; Hänel, 1988; Metcalf & Eddy, 1991; Abreu, 1994), favorecendo a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 87%. Também, Campos (1989) citado por Victoria (1993), indica que a faixa de pH ótimo para as *Nitrosomonas* está entre 8,5 e 8,8 e para as *Nitrobacter* entre 8,3 e 9,3.

A concentração média de ácidos voláteis na alimentação foi de 202,0 mgHAc.L⁻¹ conforme Tabela 1. Durante o período experimental, a concentração de ácidos voláteis diminuiu de 202,0 para 185,9 mgHAc.L⁻¹, indicando não haver grande variação na concentração de ácidos voláteis, durante o processo de nitrificação, garantindo dessa forma a manutenção do pH, favorecendo o crescimento das bactérias nitrificantes. O resultado obtido está de acordo com Sousa (1996) que, em experimento realizado em reatores SBR, para a nitrificação de efluente de reator UASB, como parte de um sistema de tratamento de efluente sintético, não observou grandes variações na concentração de ácidos

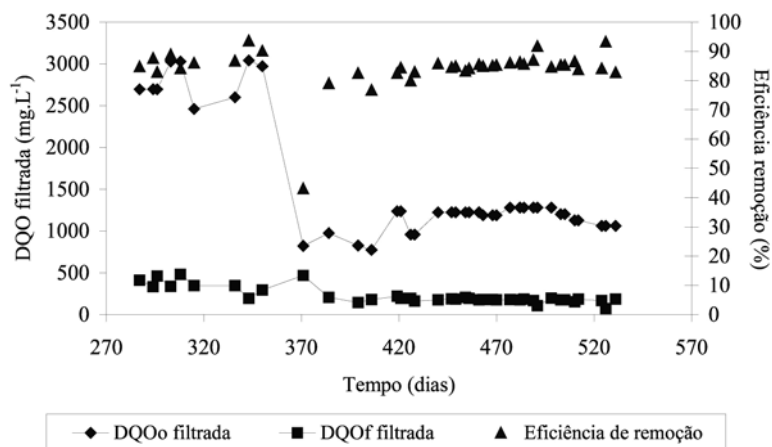


Figura 3 – Valores da concentração na alimentação (DQO_o) e na descarga (DQO_f) e eficiência de remoção da DQO filtrada no sistema combinado reator UASB–reator aeróbio

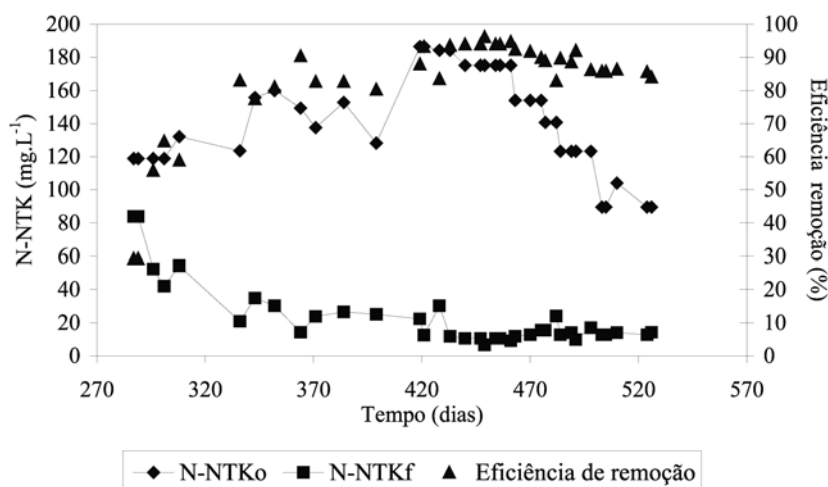


Figura 4 – Valores da concentração na alimentação (N-NTK_o) e na descarga (N-NTK_f) e eficiência de remoção do nitrogênio total Kjeldahl no sistema combinado reator UASB–reator aeróbio

voláteis na alimentação e na descarga do SBR.

A alcalinidade a bicarbonato apresentou valores médios de 1285,1 mgCaCO₃.L⁻¹ e 1102,9 mgCaCO₃.L⁻¹, para a alimentação e a descarga, respectivamente, ocorrendo um consumo médio de alcalinidade de 182,2 mgCaCO₃.L⁻¹. A concentração média de nitrito, no efluente do reator aeróbio, foi de 27,7 mgN.L⁻¹. O consumo de alcalinidade foi de 6,58 mgCaCO₃ por mg de amônia como N-NH₃ oxidada. Esta relação está próxima ao valor recomendado por Metcalf & Eddy (1991) que é de 7,14 mg.L⁻¹ de alcalinidade expressa como CaCO₃ por mg.L⁻¹ de amônia como N-NH₃ oxidada, para a manutenção do pH entre 7,2 e 9,0, ideal para o processo de nitrificação.

O consumo da alcalinidade não provocou grandes variações no pH do efluente do reator aeróbio. O mesmo ocorreu no experimento realizado por Sousa (1996) tratando esgoto sintético, em reator UASB e reatores SBR, indicando que o efluente do reator UASB apresentava boa capacidade de tamponamento, o que garantiu o consumo da alcalinidade e manteve o pH estável.

Os valores médios de temperatura foram de 29,0°C para a alimentação e de 27,8°C para a descarga, conforme Tabela 1. Os referidos valores estão na faixa de temperatura ótima para as bactérias nitrificantes de acordo com Ramalho (1983) e Abreu (1994). Segundo Judkins et al (1992) citados por Victoria (1993) a temperatura ótima para as bac-

térias nitrificantes é de 25°C, mas a nitrificação pode ocorrer entre 5 e 45°C, o que também está de acordo com os valores encontrados neste estudo. Em temperaturas mais baixas, a taxa de reação diminui e pode até cessar à 5°C, segundo Ramalho (1983).

Os valores da concentração de oxigênio dissolvido estão representados na Figura 4. O valor médio foi de 4,2 mg.L⁻¹, nos primeiros 110 dias do experimento, aumentando para 110,1 mg.L⁻¹, nos dias seguintes. Observa-se na Figura 4, que apesar do aumento no valor da concentração de oxigênio dissolvido, a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal se manteve constante em 87%. O valor médio da concentração de oxigênio dissolvido, no início do experimento, está de acordo com o valor recomendado por Beg et al. (1980), que é superior a 3,5 mg.L⁻¹, para o crescimento das bactérias nitrificantes. Mas, é também superior ao encontrado por Green et al (1980), que necessitou de 2 mg.L⁻¹ para nitrificação de efluente de frigorífico. De acordo com Epa (1975) citado por Victoria (1993) não existe uma faixa ótima de oxigênio dissolvido, pois ao lado de bons resultados obtidos com concentrações da ordem de 0,5 mg.L⁻¹ existem outros que demonstraram a necessidade de valores mais elevados.

Desnitrificação

A Tabela 2 apresenta os valores médios de concentração de nitrito e nitrito na alimentação e na descarga, durante as duas fases de operação do processo de desnitrificação, a primeira fase com uma carga aplicada de 0,07 kgN-NO₃.m⁻³.d⁻¹ e a segunda fase 0,09 kgN-NO₃.m⁻³.d⁻¹.

A eficiência de remoção de nitrito foi de 94% (razão de reciclo de 0,33) e a de nitrito 90% para uma carga aplicada de 0,07 kgN-NO₃.m⁻³.d⁻¹, num período de 5 meses. Quando a carga aplicada de nitrito foi aumentada para 0,09 kgN-NO₃.m⁻³.d⁻¹ (razão de reciclo de 0,52), a eficiência de remoção diminuiu, tanto para o nitrito como para o nitrito, passando a ser de 80% para o nitrito e 12% para o nitrito, num período de 5 meses. Os resultados são superiores aos obtidos por Sousa (1996), tratando esgoto sanitário sintético, onde o processo de desnitrificação ocorreu em uma coluna utilizando lodo anaeróbio como fonte externa de carbono. O referido autor encontrou em média 70% de eficiência de remoção de nitrito, durante 38 sema-

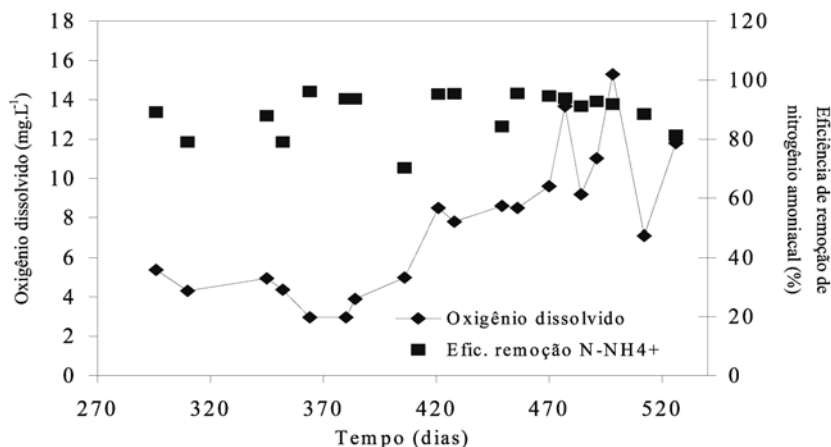


Figura 5 – Valores da concentração de oxigênio dissolvido no reator aeróbio e eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal

Tabela 2 - Valores de nitrato (N-NO₃⁻) e de nitrito (N-NO₂⁻) e eficiência de remoção no processo de desnitrificação, durante as duas fases de operação

Carga aplicada kg-NO ₃ ⁻ .m ⁻³ .d ⁻¹	Alimentação mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹	Descarga mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹	E (%)*	Descarga mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹	Efluente mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹	E (%)**
0,07	29,6	1,7	94	13,6	1,3	90
0,09	26,5	5,1	80	1,4	1,2	12

* Eficiência de remoção de nitrato

** Eficiência de remoção de nitrito

nas de operação do sistema combinado UASB-SBR-Coluna de desnitrificação. Outros pesquisadores, como Bernet & Moletta (1998), encontraram uma eficiência de 72%, utilizando um mesmo reator (UASB) para a metanização e a desnitrificação, alimentando o efluente nitrificado misturado ao efluente bruto, com uma razão de reciclo de 0,5.

A concentração de amônia, no efluente do reator UASB, foi inferior à da alimentação, considerando os dados da Tabela 2, indicando não ter havido redução de nitrato por amonificação. Este comportamento era esperado, visto que, a alimentação do efluente nitrificado não foi feita em conjunto com a do efluente bruto, portanto, o processo de desnitrificação não ocorreu junto à zona de maior concentração de biomassa anaeróbia (lodo anaeróbio), onde acontece o processo de degradação da matéria carbonácea.

O resultado está de acordo com Akunna et al (1994) quando indica que a amonificação parece ser o caminho principal para a redução de nitrato em digestores anaeróbios, se o efluente nitrificado é alimentado, juntamente, com

o efluente bruto. Isto acontece devido à abundância de bactérias anaeróbias facultativas e obrigatórias formadoras de amônia, no lodo anaeróbio. Os autores mostraram, também, que o lodo anaeróbio tem maior capacidade de amonificação (60-70%) do que de desnitrificação (30-40%).

CONCLUSÕES

A eficiência de remoção de matéria orgânica foi de 84% e de nitrogênio total Kjeldahl foi de 83%, para o sistema combinado reator UASB-reator aeróbio. A eficiência de remoção de nitrato foi de 87% e para o nitrito foi de 51%, durante o processo de desnitrificação.

A estabilidade do pH, a diminuição da concentração de ácidos voláteis, a relação entre a concentração de ácidos orgânicos voláteis e alcalinidade e a temperatura foram parâmetros de operação que garantiram uma eficiência de remoção de DQO de 79% e de N-NTK de 58% no processo de digestão anaeróbia.

A concentração de ácidos voláteis, o consumo de alcalinidade, a estabilidade do pH, a concentração de oxigênio dis-

solvido e a temperatura proporcionaram o estabelecimento do processo de nitrificação no reator aeróbio.

O sistema proposto, nas condições experimentais, demonstrou ser adequado para remoção simultânea, de DQO e de compostos oxidados de nitrogênio, no reator UASB.

REFERÊNCIAS

ABREU, L.M. *Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-denitrificación*. In: 3º TALLER Y SEMINARIO LATINO-AMERICANO DE TRATAMIENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUALES. Montevideo, Uruguay, p. 55-63. 1994.

AKUNNA, J.C.; BIZEAU, C.; MOLETTA, R. *Denitrification in anaerobic digesters: possibilities and influence of wastewater COD/N-NOx ratio*. Environmental Technology, v.13, p. 825-836, 1992.

_____, _____. *Nitrate reduction by anaerobic sludge using glucose at various nitrate concentrations: ammonification, denitrification and methanogenic activities*. Environmental Technology, v.15, p. 41-49, 1994.

BEAL, L.L. *Avaliação de processo anaeróbio em duas fases tratando efluentes de curtume*. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, UFRGS, 1995.

BEG, S.A.; SIDDIQI, R.H.; ILIAS, S. *Effect of toxicants on biological nitrification for treatment of fertilizer industry wastewater*. In: 35th INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, Illinois, Purdue University. Proceedings. Ann Arbor Science, p.826-834. 1980.

BERNET, N.; MOLETTA, R. *Anaerobic digestion and nitrogen removal from wastewaters*. In: IV SEMINARIOTALLER LATINOAMERICANO SOBRE TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES. Mar del Plata, p. 495-506. 1998.

BREED, R.S.; MURRAY, E.G.D.; SMITH, N.R. *Bergey's manual of determinative bacteriology*. Baltimore: Williams and Williams Co., 627 p. 1957.

CHERNICHARO, C.A.L. *Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 246 p. 1997.

DURÁN, J. et al. *Tratamiento anaeróbico/aeróbico a temperatura ambiente de efluentes poco concentrados*. In: 5^o REUNIÓN TÉCNICA DE DESARROLLO TECNOLÓGICO Y TECNOLOGIAS PARA EL SANEAMIENTO Y MEDIO AMBIENTE, Mar del Plata. 1993.

DRTIL, M. et al. *Acidobasic balances in the course of heterotrophic denitrification*. Water Research, v.29, n.5, p. 1353-1360, 1995.

FORESTI, E. *Sistemas de tratamento anaeróbio*. In: III CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS. Santa Catarina, Florianópolis: UFSC. 1997.

GREEN, T.; SHELL, G.; WITMAYER, G. *Case history of nitrification of a rendering-meat packing wastewater*. In: 35th INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, Illinois, Purdue University. Proceedings. Ann Arbor Science, p. 353-364. 1980.

HÄNEL, K. *Ellis Horwood series in water and wastewater technology biological treatment of sewage by the activated sludge process*. New York: Ellis Horwood Limited, 1988.

HIRATA, Y. S. *Parâmetros de controle de processo*. In: III CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS, Florianópolis: UFSC. 1997.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3ed. New York: McGraw-Hill, 1334 p. 1991.

MOLETTA, R. *La digestion anaérobic: du plus petit au plus grand*. Biofutur, p.16-25, 1993.

RAMALHO, R.S. *Introduction to wastewater treatment processes*. 2 ed. New York: Academic Press, 483 p. 1983.

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*. Tese de Doutorado. São Carlos, Universidade de São Paulo, 1996.

Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington: American Public Health Association, 1268 p. 1998.

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

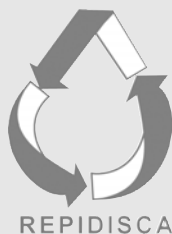
VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos*. Campina Grande: Epgraf, 1994.

VICTORIA, J.A.R.. *Nitrificação de efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em filtro aeróbio*. Dissertação de Mestrado. São Carlos, Universidade de São Paulo, 1993.

Endereço para correspondência:

Loraine André Isoldi
Universidade Católica de Pelotas
Rua Paul Harris, 366
96077-200 Pelotas - RS - Brasil
Tel.: (53) 3027-2935
E-mail: loraineisoldi@bol.com.br

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental



Repidisca - Rede Panamericana de Informaciones en Salud Ambiental

<http://www.cepis.org.pe>



Scientific Electronic Library Online

<http://www.scielo.org>