

# REMOÇÃO DA DQO E NITRIFICAÇÃO EM REATOR BIOLÓGICO AERADO NO PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA

## COD REMOVAL AND NITRIFICATION OF SWINE SLURRY POST TREATMENT USING AN ACTIVATED SLUDGE REACTOR

PEREIRA-RAMIREZ, Orlando<sup>1</sup>; ANTUNES, Rul M.<sup>2</sup>; QUADRO, Maurício S.<sup>3</sup>; KOETZ, Paulo R.<sup>4</sup>

### RESUMO

As exigências ambientais quanto à qualidade do efluente da agroindústria trazem a remoção de DQO e de nutrientes como prioridades dos tratamentos biológicos e físico-químicos disponíveis e aplicados. A atividade suinícola tem se destacado como fonte de geração de poluentes e requer uma atenção especial no controle da sua poluição. O objetivo deste trabalho foi o de avaliar o desempenho de um reator biológico aerado (RBA), também conhecido por reator de lodo ativado, no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura provenientes de um sistema composto por reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e filtro anaeróbio em série, com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de vinte horas, na remoção da carga orgânica remanescente e na nitrificação. Foi utilizado um único reator para a oxidação combinada com TDH de quatro dias. A relação entre a DQO e a biomassa no RBA (A:M) mais eficiente foi de 0,12 d<sup>-1</sup>. Os resultados mostraram uma eficiência na remoção de 66% em DQO<sub>s</sub> e de 98 e 99% quanto a transformação do NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. A vazão de recirculação do lodo para o melhor desempenho na nitrificação foi de 100% do fluxo original e a idade do lodo de 23 dias. Houve significativa remoção de microrganismos dos grupos coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis* presentes no afluente.

Palavras-chave: efluente de suinocultura, lodo ativado, Nitrificação, coliformes.

### INTRODUÇÃO

O Brasil, nos últimos trinta anos, tem se caracterizado por esforços para o desenvolvimento de tecnologias para a remoção da matéria orgânica de efluentes e atualmente o aumento das exigências ambientais coloca o desafio de buscar alternativas para o controle da concentração de compostos nitrogenados de águas residuárias (ISOLDI & KOETZ, 1998).

CHYNOWETH et al. (1999) afirmam que os dejetos provenientes da suinocultura são constituídos principalmente por fezes, urina e água, constituintes químicos dos resíduos de alimentos e microrganismos danosos à saúde humana e animal.

Segundo SCHÄFER (1985), o acúmulo de nutrientes em águas naturais, causa eutrofização, com efeitos adversos tais como formação de toxinas das algas e resíduos, problemas de

odor, morte de peixes, efeitos nocivos à saúde humana, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (OD), dificultando a autodepuração do corpo receptor. De acordo com CERVANTES et al. (1998), a descarga de efluentes não tratados em corpos de água receptores, resulta em problemas ambientais severos, deterioração dos meios naturais e morte da fauna de rios e lagos, para o que a eliminação do amônio das águas residuais se tornou um problema urgente a ser resolvido.

A portaria 5/89 da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Enrique Roessler do Rio Grande do Sul (FEPAM) limita a descarga do nitrogênio total (NT) e do fósforo (P) em 10,0 e 1,0 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. As estratégias alternativas para a remoção deste nutriente são baseadas no controle das concentrações do NT pela adição e/ou pelo consumo de alguns substratos específicos no processo de nitrificação ou desnitrificação (VILLAVERDE et al., 2001).

SARAIVA (2000) relata que o nitrogênio, devido ao seu alto número de estados de oxidação, existe sob muitas formas no ambiente. As trocas de um estado de oxidação para outro podem ser realizadas por organismos vivos. As formas mais encontradas são as de nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato. As bactérias decompositoras da matéria protéica e a hidrólise da uréia transformam o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal. Normalmente muito pouco nitrogênio da água residual com acentuada carga protéica está na forma oxidada. A remoção biológica de nitrogênio compreende dois processos: a nitrificação e a desnitrificação. A remoção também pode ser via utilização do nutriente para o crescimento celular ou assimilação (SEDLAK, 1991; NOWAK, 1999; POCHANA & KELLER, 1999).

Segundo TORRES et al. (1997), a amônia é oxidada pelas bactérias quimiosintetizantes em um processo de duas fases. Primeiro, a amônia é oxidada para nitrito (nitrificação) pelas bactérias *Nitrosomonas europaea* e *N. monocella* e pelas *Nitrosococcus*. Depois, os nitritos são oxidados para nitratos pelas bactérias *Nitrobacter winogradsky*, *Nitrocystis* sp., *Nitrococcus* sp., *Nitrospina* sp. e *Nitrobacter agilis*. A nitrificação depende da concentração das bactérias nitrificantes presentes no meio (SEDLAK, 1991).

A nitrificação é a oxidação biológica da amônia para nitrato com formação de nitrito como intermediário, via microrganismos específicos envolvidos, assim:

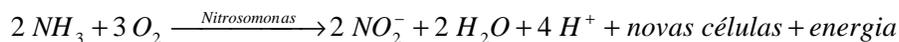
<sup>1</sup> Eng. Químico, Ms. em Eng. de Alimentos, doutorando em Biotecnologia - UFPel. Laboratório de Saneamento Rural - Faculdade de Engenharia Agrícola - UFPel - Campus Universitário CEP 96010-900 - CP 354, Pelotas RS. E-mail: opr@zaz.com.br.

<sup>2</sup> Químico Mestrando em Agronomia (Solos) -FAEM - UFPel. Campus Universitário CEP 96010-900 - CP 354, Pelotas RS.

<sup>3</sup> Eng. Agrícola Mestrando em Agronomia (Solos) FAEM - UFPel. Campus Universitário CEP 96010-900 - CP 354, Pelotas RS.

<sup>4</sup> 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

(Recebido para publicação em 13/03/2003)



ISOLDI (1998), comenta que as variações do pH, temperatura e concentração do nitrogênio amoniacal na água residual influenciam na atividade e na velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes. Acrescenta ainda que a eficácia do processo da nitrificação é moderada pelo desaparecimento do nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

ISOLDI & KOETZ (1998) relatam que a alcalinidade e concentração de oxigênio dissolvido também influenciam a cinética da nitrificação. Para o melhor desempenho das bactérias nitrificantes, autotróficas, a relação DQO:N do efluente deve ser menor do que 3, a concentração de OD maior que 3,5 mg L<sup>-1</sup> e a temperatura entre 28 e 36°C.

Em sistemas nitrificantes ativos, a concentração de nitritos é muito mais baixa do que a concentração de amônia, porque a taxa de oxidação do nitrito pela *Nitrobacter* é maior que a taxa de oxidação da amônia pela *Nitrosomonas*. A taxa de crescimento das nitrificantes no sistema de lodo ativado é dependente da concentração do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e do oxigênio dissolvido (OD), assim como do pH no sistema (SARAIVA, 2000).

O processo de lodos ativados consiste na formação de flocos num efluente bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglêias ou outros organismos na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados. O afluente e o lodo ativado são intimamente misturados agitados e aerados (em unidades chamados tanques de aeração), para logo após se separar os lodos ativados do efluente tratado (por sedimentação em decantadores). O lodo ativado separado retorna para o processo, uma parte é descartada para a destinação final enquanto que o efluente já tratado passa para o vertedor do decantador no qual ocorreu a separação.

Um dos principais objetivos do tratamento de águas residuárias consiste na remoção de organismos patogênicos. Os organismos patogênicos presentes são numerosos (incluem vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e de detecção trabalhosa e demorada. O subgrupo das bactérias coliformes fecais é usado como indicador de poluição fecal mais importante e confiável da qualidade sanitária, sendo associada ao seu número uma certa probabilidade de presença de organismos patogênicos (OLIVEIRA et al., 1999).

A remoção de coliformes fecais é primariamente uma função do tempo, sendo que outros fatores influem, assim: temperatura, radiação solar, pH (acima de 9,0), OD (níveis de supersaturação), efeito de toxinas produzidas, predação, competição, sedimentação, potencial de oxi-redução, inanição e escassez de nutrientes orgânicos. Alguns desses fenômenos podem agir sinergisticamente e com diferente importância durante o processo (OLIVEIRA et al., 1999).

Estudos têm sido realizados com a finalidade de reaproveitamento de águas residuárias de diversas origens, na forma de fertilizante orgânico pela sua alta concentração de NO<sub>3</sub> e P (GOMES FILHO et al., 2002; OLIVEIRA et al., 1999).

O objetivo deste trabalho foi o de avaliar o desempenho de um reator biológico aerado (RBA) no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura, provenientes de um sistema anaeróbio, na remoção da carga orgânica e na nitrificação do efluente. Ainda foi verificado o desempenho do

reator na remoção de microrganismos patogênicos dos grupos coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis*.

## MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado no Laboratório de Saneamento Rural da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEA) e as análises foram realizadas pelo Laboratório de Controle de Poluição do DCTA, da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, na Universidade Federal de Pelotas (UFPel), no Rio Grande do Sul – Brasil.

O efluente utilizado foi proveniente de uma granja de criação de suínos, de ciclo completo, com 500 matrizes, localizado no município de Pelotas-RS. O efluente bruto foi tratado em um reator UASB com um tempo de detenção hidráulico (TDH) de doze horas e um filtro anaeróbio (FA) com um TDH de 8,5 horas, de bancada. O efluente tratado serviu de alimentação para o RBA com as características apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características do efluente de alimentação do Reator Aerado.

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio Padrão
DQO <sub>t</sub>	mg L <sup>-1</sup>	854	192
DQO <sub>s</sub>	mg L <sup>-1</sup>	571	196
Sólidos Totais	mg L <sup>-1</sup>	2295	1067
Sólidos Voláteis Totais	mg L <sup>-1</sup>	1074	528
pH		8,1	0,19
P	mg L <sup>-1</sup>	67	4,2
NTK	mg L <sup>-1</sup>	402	32
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	398	46
Alcalinidade Total	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	3812	416
Acidez Volátil Total	mg L <sup>-1</sup> H Ac	287	40

O RBA foi construído em vidro plano de 6 mm de parede, com um volume de 20 L. O sistema de aeração era formado por bombas de ar (Aquarium Air Pump, modelo NOA 420), sendo a difusão feita por pedras porosas, distribuídas em toda a área do fundo e um decantador externo, com volume de 0,6 L, para coleta e retorno da biomassa suspensa, por meio de bomba peristáltica marca Flex-flow. O RBA operou com um TDH de quatro dias de aeração contínua. O decantador tinha área de 0,010 m<sup>2</sup>.

O inóculo do RBA foi retirado de um reator de lodos ativados que tratava efluentes de uma indústria de extração e refino de óleo de farelo de arroz. A concentração inicial dos Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) no reator foram de 4300 mg L<sup>-1</sup> e 3200 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. As análises da biomassa suspensa foram semanais. A relação SSV/SST também foi monitorada. A concentração de SSV manteve-se através de descartes periódicos na linha de recirculação. O período de adaptação da biomassa aeróbia foi de oito semanas e o período de coleta de dados foi de 18 semanas.

As análises foram realizadas em média três vezes por semana e incluíram os seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio total (DQO<sub>t</sub>); Demanda Química de

Oxigênio solúvel ( $DQO_s$ ); Alcalinidade Total e Parcial; Ácidos Voláteis Totais (AVT); Sólidos Suspensos Totais e Voláteis (SST e SSV); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); Nitrogênio

Amoniacal ( $N-NH_4^+$ ); Nitrato ( $N-NO_3^-$ ) e Fósforo (P) segundo o Standard Methods da APHA (1995).

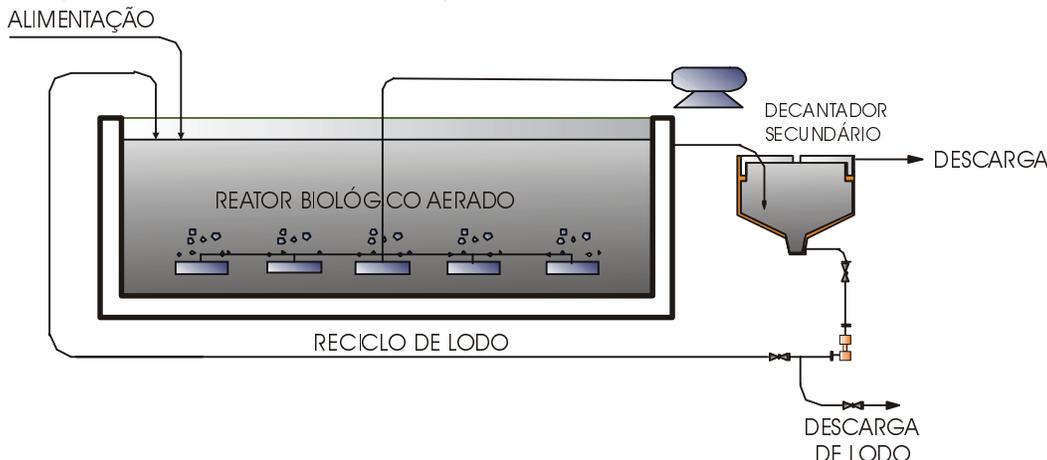


Figura 1 - Fluxograma do experimento, mostrando as etapas de funcionamento de um reator biológico aerado.

O cálculo das eficiências de remoção dos parâmetros analisados é a razão entre a diferença das concentrações (iniciais e finais) e a concentração inicial.

Registraram-se ainda as concentrações de microrganismos pertencentes ao grupo Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis*, nas situações de escoamento estacionário, correspondentes aos três tratamentos aplicados ao RBA.

O pH foi analisado por um potenciômetro Micronal B-474, a temperatura e o OD foram medidos através de um oxímetro digital, marca Oakton DO 100, diariamente.

As amostras foram coletadas na alimentação e na descarga do RBA, em recipientes de vidro e conduzidas para análise ou armazenadas a temperaturas de 4°C.

O efluente em tratamento originou-se da digestão anaeróbia do efluente adicionado de  $NaHCO_3$  e com a taxa de reciclo de 3:1 no UASB precedente. O experimento foi submetido a três tratamentos, em que foi avaliada a influência da taxa de retorno do lodo (50, 100 e 150%) na eficiência de remoção da DQO e da carga amoniacal. As taxas de retorno (relação entre a vazão de retorno do decantador externo e a da descarga do FA e série com o UASB foi a alimentação ao RBA) avaliadas estão na faixa de aplicação mais freqüentemente encontradas em instalações de tratamento de efluentes orgânicos diluídos (METCALF & EDDY, 1991).

O efluente no RBA foi mantido com pH entre 7,5 e 8,3 pela adição complementar de  $NaHCO_3$  quando necessário, de modo a manter a razão alcalinidade/ $N-NH_4^+$  superior à estequiométrica de  $7,14 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1} \text{ mg}^{-1} \text{ N-NH}_4^+$ , mantendo este efluente com alcalinidade mínima de  $3600 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , seguindo recomendações de REDDY (1998) e auxiliando para uma boa nitrificação. A temperatura dentro do RBA foi mantida entre 26 e 33 °C e a concentração de OD esteve superior a  $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

A cepa *S. choleraesuis*, cedida pelo Centro de Pesquisa Veterinária Desidério Finamor, (Fepagro – RS), foi multiplicada em meio Infuso Cérebro Coração (Biobrás, MG-Brasil), em balões arejados, no Laboratório de Bacteriologia do CENBIOT-UFPEL. As culturas foram tituladas por diluição decimal em meio SS. A concentração da suspensão bacteriana foi ajustada em  $10^6 \text{ UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$  para ser inoculada na alimentação do reator RBA.

A carga bacteriana foi adicionada ao fluido de alimentação em cada tratamento, por oito dias seguidos, de modo que o TDH do reator fosse certamente coberto e garantindo assim que ele fosse devidamente contaminado pelo agente. No nono dia e pelos cinco dias consecutivos retiraram-se amostras da descarga do equipamento. As amostras foram remetidas ao Laboratório de Bacteriologia do CENBIOT-UFPEL, onde foram diluídas na escala decimal em meio PBS e semeadas em meio SS para determinar a concentração em  $\text{UFC } 100 \text{ mL}^{-1}$ . A concentração dos Coliformes fecais também foi monitorada.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O tratamento anaeróbio dos dejetos líquidos de uma suinocultura favoreu o uso de um RBA para a remoção complementar de carga orgânica e a conversão do NTK em nitrato, fato já confirmado por outros autores (RANDALL et al., 1992; REDDY, 1998).

A variação da concentração da DQO na alimentação ao RBA é devida ao desempenho dos equipamentos anaeróbios precedentes.

Os resultados apresentados na Figura 2 mostram que a concentração da DQO<sub>t</sub> na descarga do RBA variou entre 450 e 210  $\text{mg L}^{-1}$ .

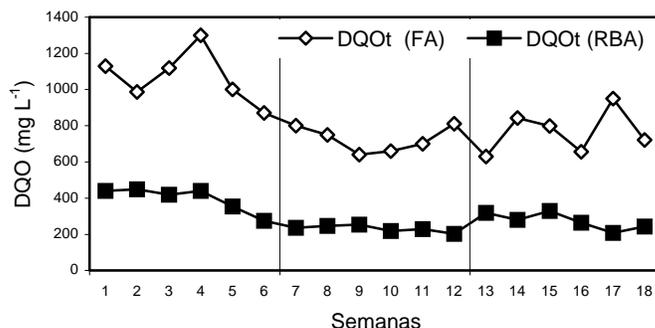


Figura 2 - Variação da DQO<sub>t</sub> na alimentação (FA) e na descarga do Reator Biológico Aerado (RBA) em relação ao tempo de operação.

Os resultados apresentados na Figura 3 mostram que a descarga do efluente final teve concentrações da DQO<sub>s</sub> entre 330 e 150 mg L<sup>-1</sup>.

Os valores da DQO residual são menores do que os obtidos por BORTONE et al. (1992) e por BICUDO & SVODOVA (1995), descarregando efluentes com DQO entre 250 e 300 mg L<sup>-1</sup>, usando reator seqüencial de batelada (RSB), com água residuária de suinocultura. A exigência da legislação ambiental para o efluente e o porte da granja em questão é de uma DQO máxima de 450 mg L<sup>-1</sup>. Provavelmente, a unidade em estudo não tenha conseguido menores DQO, mesmo com o TDH aplicado, pelo fato do efluente estar constituído por parcelas de materiais menos biodegradáveis, fato comentado já por ANDREADAKIS (1992).

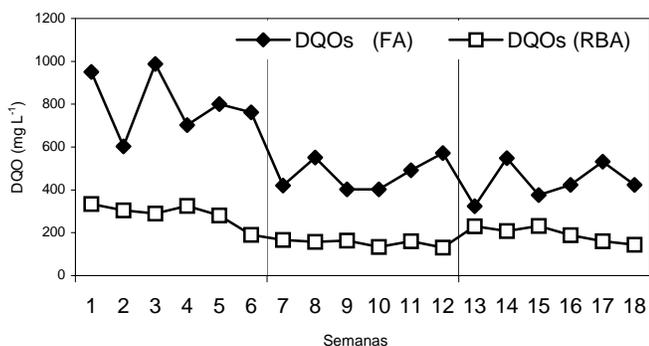


Figura 3 - Variação da DQO<sub>s</sub> na alimentação (FA) e na descarga do Reator Biológico Aerado em relação ao tempo de operação.

A relação DQO:N manteve-se dentro da faixa de 1,0 a 1,5; valores próximos aos sugeridos por METCALF & EDDY (1991) para realizar uma melhor conversão a nitrato, uma vez que os microrganismos nitrificantes presentes, em quase todos os sistemas de tratamento aeróbio, terão melhores condições de desenvolvimento, pois a massa de microrganismos nitrificantes (autotróficos) produzida por unidade de massa de substrato metabolizado é inferior ao rendimento (crescimento celular) dos microrganismos heterotróficos, principais responsáveis pela remoção carbonácea.

A carga orgânica média aplicada ao RBA foi de 0,23 kg DQO<sub>t</sub> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> e a carga orgânica média aplicada solúvel foi de 0,15 kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, valores relativamente baixos por se tratar de efluente já parcialmente degradado por sistema anaeróbio e a carga média nitrogenada foi de 0,11 kg NTK m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>, valor considerado normal se comparado a sistemas tradicionais como os citados por VILLAVERDE et al. (2001) e menores do que os 0,30 kg NTK m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> aplicados no trabalho de PAYRAUDEAU et al. (2000), onde oxidou 85% do NTK presente.

A concentração dos SST no RBA manteve-se entre valores de 4500 e 6500 mg L<sup>-1</sup>, intervalo com valor médio menor do que o registrado por BICUDO & SVODOVA (1995), com 8500 mg SST L<sup>-1</sup>. A concentração dos SSV ficou entre 3400 e 4600 mg L<sup>-1</sup>, intervalo apropriado para este tipo de reator conforme ECKENFELDER (1989). Observa-se na Figura 4 a quantidade de SST maior durante o tratamento três, quando do retorno de biomassa em 150%, que pode ter acontecido devido à precipitação de fósforo na forma de sais.

Na Figura 5, observa-se a relação A:M nas diferentes taxas de retorno. A mesma variou entre 0,25 e 0,11 d<sup>-1</sup>, ficando sempre dentro da faixa recomendada por RANDALL et al. (1992), para uma nitrificação eficiente em reator único de lodo combinado.

A Figura 6 mostra que a idade do lodo no RBA manteve-se um pouco acima do que a recomendada por METCALF & EDDY (1991), que sugere valores entre oito e vinte dias para uma boa nitrificação em reator único com lodo misto.

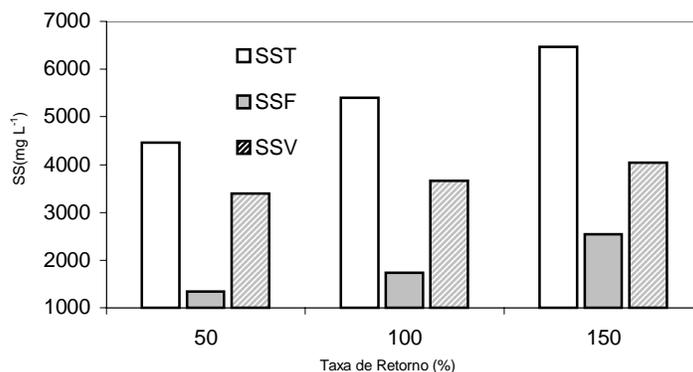


Figura 4 - Composição da biomassa no reator durante os tratamentos.

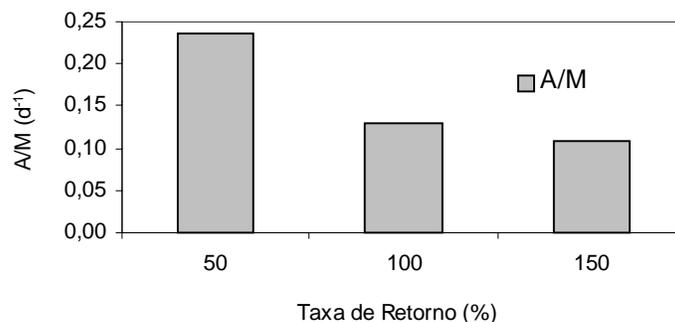


Figura 5 - Valores da relação A:M nas diferentes taxas de retorno aplicadas.

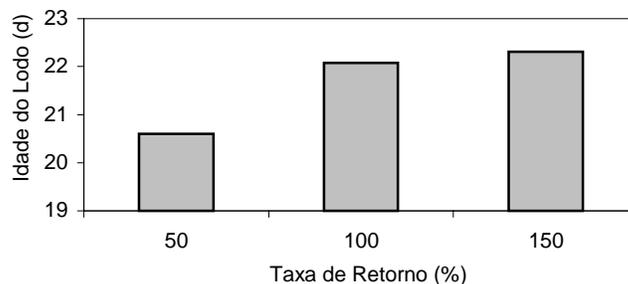


Figura 6 - Valores médios da Idade de Lodo no Reator Biológico Aerado nas diferentes taxas de retorno.

Segundo RAMALHO (1983) uma maneira de melhorar a eficiência do processo é aumentar a concentração de biomassa através da recirculação. Também VAN HAANDEL & MARAIS (1999), comentam que a biomassa nitrificante necessita de um maior tempo de atividade do que a

heterotrófica, para o seu metabolismo ser integral, e assim oxidar as formas de nitrogênio envolvidas. SEDLAK (1991) afirma que em sistemas nitrificantes a população de *Nitrosomonas* costuma ser de 5 a 29% da biomassa e a de *Nitrobacter* de 2 a 8% da biomassa presente no reator de nitrificação. No decorrer do experimento foi registrada atividade específica média de nitrificação do conteúdo amoniacal de 59 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> g<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup>. HARREMOËS & SINKJAER (1995) verificaram a relação entre o substrato e a população nitrificante de uma planta de remoção de nitrogênio por quatro anos e encontraram uma taxa de nitrificação de 54 - 60 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> g<sup>-1</sup> SSV h<sup>-1</sup>.

A manutenção do OD em valores acima de 3,0 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> pela aeração continuada, foi feita para evitar a carência de O<sub>2</sub> no floco, onde o oxigênio é consumido (METCALF & EDDY, 1991). Os efeitos da concentração de oxigênio na taxa de crescimento específico das *Nitrosomonas* devem ser considerados, quando em processos combinados de remoção de carbono e nitrogênio. Em alguns sistemas, as bactérias nitrificantes podem ser apenas 5% do total da biomassa. Com um decréscimo do tempo de retenção celular, a taxa de utilização de oxigênio devido à oxidação do carbono aumenta, diminuindo a penetração de oxigênio no floco da bactéria nitrificante (SEDLAK, 1991). Concentrações menores de OD limitam a transferência de oxigênio através das camadas microbianas, dificultando o metabolismo das bactérias nitrificantes (LAZAROVA et al., 1998).

A eficiência de remoção da DQO<sub>t</sub> foi de 68,0%, quando o retorno foi de 100% e a concentração residual teve um valor médio de 230 mg L<sup>-1</sup>. A eficiência de remoção da DQO<sub>s</sub> foi de 67,0%, quando o retorno era de 100% e a DQO residual teve um valor médio de 150 mg L<sup>-1</sup> (Figuras 7 e 8). Os trabalhos de BICUDO & SVOBODA, (1995) relatam o uso da taxa de retorno de 127% e uma relação de SSV/SST de 0,73 como condição de boa eficiência na remoção da DQO em efluente semelhante.

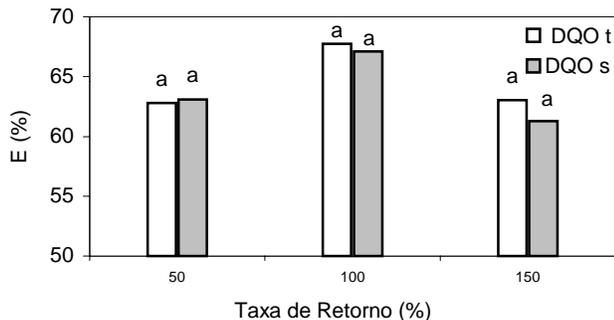


Figura 7 - Eficiência da remoção da Carga Orgânica em função da taxa de retorno. As médias seguidas pelas mesmas letras não diferem a 5% entre si, conforme o teste de Tukey.

No presente trabalho as eficiências de remoção da DQO<sub>t</sub> e DQO<sub>s</sub> foram estatisticamente iguais em todos os tratamentos. A Figura 8 ilustra as concentrações médias da DQO na descarga do reator, com as diferentes taxas de retorno aplicadas ao RBA.

A eficiência na remoção de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se mantiveram em valores superiores a 96%, estáveis durante todo o trabalho, como ilustrado pela Figura 9.

A eficiência de nitrificação, calculada pela diferença entre as formas oxidadas na alimentação e na descarga do RBA dividida pelo NTK transformado pelo processo aeróbio, teve valor próximo de 90%. É provável que da parcela

remanescente, parte foi usada na assimilação celular, fato já comentado por ISOLDI (1998), e parte despreendida na forma gasosa como óxido (N<sub>2</sub>O), comentado por CAMPOS et al. (1999).

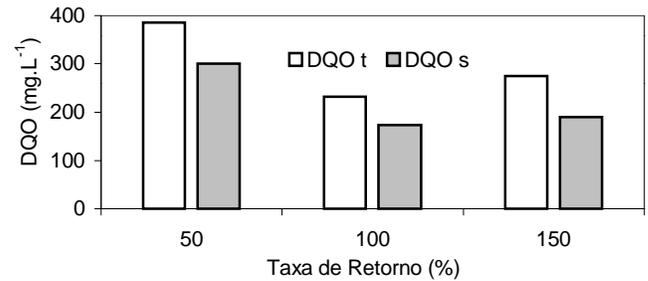


Figura 8 - Concentrações médias da DQO na descarga do Reator em função da taxa de retorno.

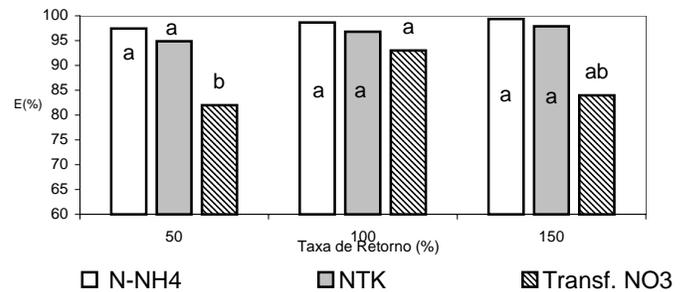


Figura 9 - Eficiências da conversão das formas de nitrogênio em função da taxa de retorno. As médias seguidas pelas mesmas letras não diferem a 5% entre si, conforme o teste de Tukey.

Os tratamentos aplicados ao RBA não tiveram resultados significativamente diferentes quanto à remoção de NTK e de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. A remoção de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtiveram seu melhor desempenho no tratamento três, conseguindo valores de transformação de 98% e 99%, respectivamente.

A nitrificação do tratamento dois foi estatisticamente igual a do tratamento três, porém superior ao do tratamento um. A melhor nitrificação foi obtida no tratamento dois, transformando 90% do NTK inicial em NO<sub>3</sub>. Provavelmente o tratamento três não conseguiu melhor nitrificação, pois a relação A/M diminuiu em razão do aumento da quantidade de microorganismos presentes na mistura e também pelo acúmulo de sais de P particulado dentro do reator, diminuindo a relação SSV/SST, e tornando necessário assim uma maior oferta de OD por um maior tempo.

Não foram encontrados valores significativos de nitrito, isto se deveu ao fato de que a taxa de oxidação do nitrito pela *Nitrobacter* é maior do que a taxa de oxidação do nitrogênio amoniacal pela *Nitrosomonas*, podendo-se dizer que a taxa de conversão de nitrato controla a taxa global da reação. Este fato já tinha sido confirmado por SARAIVA (2000). Ainda foi notado, pelo balanço de massa do nitrogênio, ter havido quebra média de 16%, déficit também comentado por BURTON et al. (1993), como perda pela emissão de até 19% do NTK na forma de N<sub>2</sub>O em processos de lodo ativado com TDH de quatro dias.

Durante o trabalho houve manutenção de temperatura próxima aos 31°C. Segundo REDDY (1998) e FERREIRA (2000), a temperatura ótima para nitrificação se encontra entre 28 e 36°C. WESTERMAN et al. (2000), relatam a influência da temperatura na nitrificação, sendo que com 25°C conseguiram 85% de oxidação e com 10°C a marca atingida foi de apenas 40%.

As concentrações de nutrientes do efluente na descarga do RBA estão ilustradas na Figura 10. Os teores elevados de P e N-NO<sub>3</sub> o tornam potencialmente utilizável na fertilização. O fósforo removido foi de aproximadamente 26% do conteúdo original, provavelmente por incorporação à biomassa e deposição de sais de fosfato precipitado no reator, como já comentado por WESTERMAN et al. (2000).

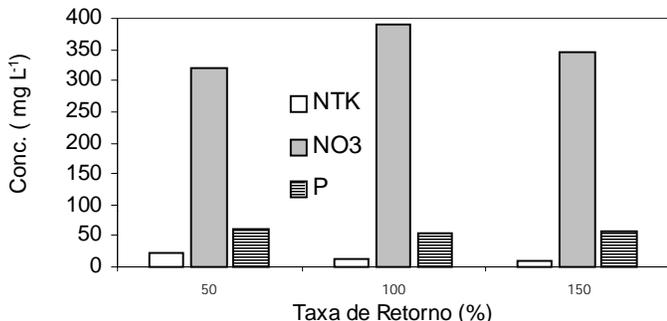


Figura 10 - Concentração de nutrientes na descarga do RBA em função da taxa de retorno.

A Figura 11 ilustra as concentrações médias de Coliformes fecais da descarga do RBA, nota-se que o valor mínimo ainda ficou maior do que o recomendado pela legislação ambiental, caso fosse esse efluente remetido a receptor da classe 2.

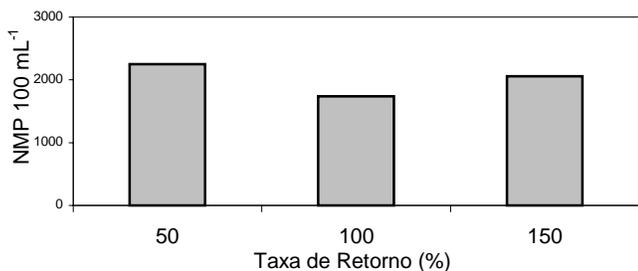


Figura 11 - Concentração média de coliformes fecais na descarga do Reator Biológico Aerado em função das taxas de retorno.

A Figura 12 apresenta as concentrações de microrganismos do grupo *S. choleraesuis* na descarga do RBA. Os valores encontrados são menores aos encontrados em descarga de tratamentos de efluentes de suinocultura efetuados por outros processos (SOBSEY & HILL, 1999).

A Tabela 2 apresenta as eficiências na remoção de coliformes fecais e *S. choleraesuis*. Aparentemente as taxas de retorno testadas não tiveram efeito diferenciado sobre a remoção dos Coliformes Fecais, provavelmente em função do TDH elevado do tratamento aeróbio.

Os resultados se assemelham aos valores que FERREIRA (2000) comenta sobre redução de coliformes fecais em 99,96% em tanques aerados e de 99,85% em tanques não aerados no pós-tratamento de um UASB. Também ZANOTELLI et al. (2000), tratando efluente de

suinocultura, usou um sistema combinado de lagoas com TDH de 125 d, sendo que numa lagoa facultativa de polimento com TDH de 20 d reduziu em 7 ciclos logarítmicos os coliformes fecais presentes na fração líquida dos dejetos.

As menores concentrações residuais de coliformes fecais chegaram a 1,8 10<sup>3</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup>. Este baixo valor é de significativa importância quanto à possibilidade de reutilização do efluente em casos de demanda hídrica.

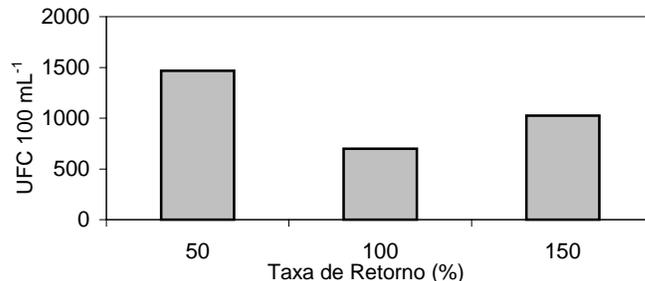


Figura 12 - Concentração média de *Salmonella choleraesuis* na descarga do Reator.

Tabela 2 - Eficiências de remoção de *Salmonella choleraesuis* e coliformes fecais em função da taxa de retorno aplicada ao RBA.

Taxa de Retorno	50%	100%	150%
E(%) <i>Salmonella choleraesuis</i>	88,60702	94,88496	92,25736
E(%) coliformes fecais	99,99857	99,99949	99,99907

## CONCLUSÕES

O reator biológico aerado pode ser usado, para o pós-tratamento de sistema anaeróbio (UASB-FA) de efluente de suinocultura.

As melhores eficiências de remoção de matéria orgânica foi de 67% para DQO<sub>s</sub> e DQO<sub>t</sub>, quando a taxa de retorno da biomassa foi de 100%. A razão A:M mais eficiente foi de 0,12 d<sup>-1</sup>.

As eficiências de transformação de NTK e N-NH<sub>4</sub> foi acima de 95% e de 98% respectivamente, nas taxas de retorno testadas.

A máxima nitrificação foi obtida com a taxa de retorno de 100%, tendo uma eficiência de conversão a nitrito de 90% e a idade média do lodo foi de 23 dias nesta situação.

A remoção de microrganismos do grupo coliformes fecais e a remoção de *Salmonella choleraesuis* pelo RBA permitiriam o reuso restrito do efluente em locais de demanda hídrica expressiva.

## ABSTRACT

The increasing demands of the environmental laws for the development of technologies for the organic matter removal from industrial wastewater raise the challenge to reach alternatives for nutrient removal. The swine raising is an important pollution agent because of deject generation and there is a special need to control this problem. The objective of this work was to evaluate the activated sludge reactor (ASR) performance in the stabilization of swine wastewater pretreated by an anaerobic system, an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and an anaerobic filter (AF), with a 20 h hydraulic retention time, in the remaining organic load removal and

*nitrification. The COD:NTK ratio less than 1.50, allowed the reactor use for the nitrification. The best F:M ratio was 0.12 d<sup>-1</sup>. The results showed an organic removal efficiency of 66% in soluble COD and of 98 and 99% for NTK and N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> removal. The best acting recycle ratio for the nitrification was 100% of the original flow and the cellular residence time was 23 days. There was an expressive removal of pathogenic microorganisms.*

*Key words: Swine slurry, activated sludge, Nitrification, coliforms.*

## REFERÊNCIAS

- ANDREADAKIS, A. D. Anaerobic Digestion Of Piggery Wastes. **Water Science and Technology**, London, v.25, n.1, p.9-16, 1992.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington, DC. 1995.
- BICUDO, J.; SVODOVA, I. F. Intermittent aeration of pig slurry – farm scale experiments for carbon and nitrogen removal. **Water Science and Technology**, London, v.32, n.12, p.83-90, 1995.
- BORTONE, G.; GEMELLI, S.; RAMBALDI, A. et al. Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater. **Water Science and Technology**, London, v.26, n.5-6. p.977-85, 1992.
- BURTON, C. H.; SNEATH, R. W.; FARRENT, J. W. Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries - Short Communication. **Bioresource Technology**, v.45, p.233-235, 1993.
- CAMPOS, J. L.; GARRIDO-FERNANDEZ, J. M.; MENDES, R. et al. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. **Bioresource Technology**, v.68, p.141-48, 1999.
- CERVANTES, F.; MONROY, O.; GOMEZ, J. Eliminación potenciada de altas concentraciones de nitrógeno por dos vías respiratorias distintas. In: TALLER Y SEMINARIO LATINO-AMERICANO DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE AGUAS RESIDUALES, 5, 1998, Viña del Mar, **Anales...** Viña del Mar: UCVP/IAWQ/UTFSM, 1998.
- CHYNOWETH, D. P.; WILKIE, A. C.; OWENS, J. M. Anaerobic treatment piggery slurry. **Asian- Australian Journal Animal Science**, Armidale, v.12, n.4, p.607-628, 1999.
- ECKENFELDER, W. **Industrial water pollution control**. 2. ed. New York: McGraw-Hill. 1989. 203 p.
- FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** ABES:Rio de Janeiro, 2000.CD-ROM.
- GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, E. P. et al. Remoção de nutrientes de água residuária da suinocultura utilizada no cultivo hidropônico da aveia forrageira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 21. 2002, Salvador, **Anais...** Salvador, SBEA/UFBA/ EMBRAPA., CD-ROM.
- HARREMOËS, P.; SINKJAER, O. Kinetic interpretation of nitrogen removal in pilot scale experiments. **Water Research**, Oxford, v.29, n.3, p. 899-905, 1995.
- ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R. Remoción de nitrógeno de aguas residuales de la industrialización de arroz en reactores performantes. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE AGUAS RESIDUALES, 5., 1998, Viña del Mar. **Anales...** Viña del Mar: UCVP/IAWQ/UTFSM, 1998. p. 234.
- ISOLDI, L. A. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias da industrialização de arroz por tecnologias performantes**. Pelotas: 1998. 153p. Tese (Doutorado em Biotecnologia)- Centro de Biotecnologia (CENBIOT), Universidade Federal de Pelotas.
- LAZAROVA, V.; NOGEIRA, R.; MANEM, J. et al. Influence of dissolved oxygen on nitrification kinetics in a circulating bed reactor. **Water Science and Technology**, London, v.37, n.4-5, p.189-193, 1998.
- METCALF; EDDY INC. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. 3.ed. New York :McGraw-Hill, 1991.
- NOWAK, O.; KÜHN, V.; MÜLLER, V. A. Comparison of different concepts of the running-off nitrification and denitrification in activated sludge plants. **Water Science and Technology**, London, v.39, n.6, p. 53-60, 1999.
- OLIVEIRA, R.; SILVA, J. B. P.; ATHAYDE JR, G. B. et al. Velocidade de remoção de coliformes fecais em um reservatório de estabilização alimentado com esgoto doméstico bruto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro, **Anais...** ABES: Rio de Janeiro, 1999. CD-ROM
- PAYRAUDEAU, M.; PAFFONI, C.; GOUSAILLIES, M. Tertiary nitrification in an upflow biofilter on floating media: influence of temperature and COD load. **Water Science and Technology**, London, v.41, n.4-5, p. 21-27, 2000.
- POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, London, v.39, n.6, p.61-68, 1999.
- RAMALHO, R. S. **Introduction to wastewater treatment processes**. 2º ed. San Diego: Academic Press Inc., 1983. 580p.
- RANDALL, C. W.; BARNARD, J. L.; STENSEL, H. D. **Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal**. Lancaster, Ed. Technomic Publishing Company Inc, 1992, 420p, v.5.
- REDDY, M. **Biological and chemical systems for nutrient removal**. Alexandria USA:. Ed Water Environment Federation, 1998.
- SARAIVA, L. B. **Remoção de nutrientes em efluente de indústria de parboilização de arroz**. Rio Grande, 2000, 81p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Departamento de Química, Fundação Universidade Federal do Rio Grande.
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre. Ed UFRGS. 1985. 533p.
- SEDLAK, R. **Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater**. New York: ED. Lewis, 1991. 240p.
- SOBSEY, M. D.; HILL, V. R. Reduction of *salmonella* and other fecal microbes in swine waste treatment systems. 1999. Disponível em: <http://www.porkenvironment.org/download/research/99-112-sobsey-hill-pdf> Acesso em: 23 jan 2003.
- TORRES, S.; ASPÉ, E.; MATI, M. C. et al. Differential bacterial growth kinetic and nitrification of fisheries wastewaters containing high ammonium and organic matter concentration by using pure oxygen. **Biotechnology Letters**, v.19, n.3, p.241-244, 1997.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande. Epgraf. 1999. 488p.
- VILLAVARDE, S.; GARCIA-ENSINA, P.; LACALLE, M. L. et al. Nitrification-denitrification of UASB effluents highly loaded with nitrogen in an activated sludge reactor operated with short cycled aeration. **Water Science and Technology**, London, v.44, n.4, p.279-286, 2001.

ZANOTELLI, C.T.; MEDRI, W.; BELLI FILHO, P. et al. Performance of a baffled facultative pond treating piggery wastes. **Water Science Technology**, London. v. 45, n.1, p.49-53, 2000.

WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R.; KANTARDJIEFF, A. Up flow biological filters for the treatment of flushed swine manure. **Bioresource Technology**, v.74, n.3, p.181-190, 2000.