

FILTRO ANAERÓBIO UTILIZADO COMO PÓS-TRATAMENTO DE UM REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (UASB) PARA DEJETOS DE SUINOCULTURA

ANAEROBIC FILTER AS UP-FLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET POST TREATMENT OF SWINE SLURRY

PEREIRA-RAMIREZ, Orlando¹; ANTUNES, Rui M.²; QUADRO, Maurizio S.³; KOETZ, Paulo R.⁴

RESUMO

*Nas regiões com alta concentração de suínos, grande parte dos resíduos é lançada ao solo, sem critérios, ou em cursos de água sem tratamento prévio, transformando-se em importante fonte de poluição ambiental. As características favoráveis do processo anaeróbico para estabilização dos efluentes, como baixo custo e simplicidade operacional, baixa produção de sólidos e as condições climáticas do Brasil, facilitariam o uso de reatores tipo upflow anaerobic sludge blanket (UASB). O Filtro Anaeróbico (AF) é um reator que favorece a imobilização de biomassa, atingindo uma boa performance na remoção da matéria orgânica. O efluente tratado por um UASB foi introduzido em um Filtro Anaeróbico de doze litros, com material suporte com área específica volumétrica de $450 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$, operando com tempo de detenção hidráulica de 8,5 horas. O efluente na descarga do FA apresentou valores médios da DQO total e solúvel de 1000 e de 680 mg L^{-1} , respectivamente. A remoção da carga orgânica solúvel foi de 2,0 a $4,5 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Verificou-se o efeito residual do tratamento do UASB sobre o desempenho do AF em termos de remoção de Sólidos Totais e da carga de microrganismos dos grupos Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis*. O Filtro Anaeróbico pode ser utilizado como unidade de pós-tratamento, tratando efluente do UASB operando com resíduos líquidos de suinocultura.*

Palavras-chave: efluente suíno, filtro anaeróbico, biofilme, material suporte.

INTRODUÇÃO

Na criação de suínos, dependendo do sistema de manejo, é necessária uma grande quantidade de água (de 6 a 57 L por animal por dia) para higienizar as instalações, e como consequência, os efluentes têm uma concentração de sólidos variando de 0,1 a 3% (OLIVEIRA et al., 2000).

A intensificação das atividades zootécnicas tornaram urgente a solução dos problemas ambientais relacionados ao tratamento e disposição dos dejetos gerados pela produção de suínos. Os dejetos provenientes da suinocultura são compostos principalmente por fezes e urina, água e desperdícios da ração (CHYNOWETH et al., 1999). Segundo DARTORA (1998) os sistemas convencionais em uso para o tratamento de dejetos de suínos são: a bioesterqueira, a separação por fases (particulada e líquida) e as lagoas de estabilização (anaeróbias, facultativas e aeróbias). Os reatores anaeróbios performantes começam a ser estudados e aplicados em pequena escala, ao tratamento de efluentes líquidos de suinocultura, como forma de se reduzir as áreas

necessárias ao tratamento dos efluentes (MORAES & PAULA JR, 2000).

O baixo custo e simplicidade operacional, baixa produção de sólidos aliados as condições ambientais do Brasil, estimulariam o uso de reatores anaeróbios na estabilização de efluentes (CHERNICHARO & NASCIMENTO, 2000).

Os processos formadores de biofilme são baseados em duas configurações gerais: a dos flocos como um consórcio bacteriano anaeróbico, próprio dos reatores como o reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) ou o do conglomerado bacteriano aderido em diferentes meios suportes como nos filtros (GARCIA-MORALES et al., 2001).

Os reatores performantes de biomassa em suspensão são caracterizados por manter altas populações de bactérias, permitindo a degradação em tempos de detenção hidráulica (TDH) reduzidos (NASCIMENTO, 1996).

Os filtros anaeróbios são reatores com fluxo do efluente o qual passa através do lodo retido no leito fixo e do lodo intersticial, de construção e operação simples; com vários formatos, dois sentidos de fluxo (ascendente e descendente) e materiais suportes diferenciados, podendo operar com TDH baixo, mínimo consumo energético e capazes de suportar variações de vazão com baixa perda dos sólidos biológicos. Suas principais limitações decorrem do risco de obstrução do leito (entupimento ou colmatação dos interstícios) e do volume relativamente significativo, função do material de enchimento usado (NETO et al., 2000).

NETO et al. (2000) relatam uma grande variedade quanto ao tipo e natureza do material suporte. A capacidade de acumular lodo ativo nos interstícios e distribuir o fluxo dentro do reator parece ser uma característica muito importante do material. Também são relevantes o custo, a resistência e o peso. O volume necessário do reator depende muito da superfície específica do material suporte.

As principais finalidades do material de enchimento são: permitir a fixação de grande quantidade de biomassa, aumentar o tempo de retenção celular; melhorar o contato entre os constituintes do afluente e os sólidos biológicos contidos no reator; atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento; e ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator. Evidentemente, deve-se preferir materiais de fácil aquisição, estruturalmente resistentes e leves, inertes, que facilitem a distribuição do fluxo e dificultem a obstrução (NETO et al., 2000).

¹ Eng. Químico, MSc. em Eng. de Alimentos, Dr. em Biotecnologia - UFPel. Laboratório de Saneamento Rural - Faculdade de Engenharia Agrícola - UFPel - Campus Universitário CEP 96010-900 - CP 354, RS-Brasil, Fone: (53) 275-7317 ; e-mail: pereira.ramirez@terra.com.br;

² Químico Mestrando em Agronomia na área de Solos-FAEM - UFPel;

³ Eng. Agrícola Msc em Agronomia na área de Solos-FAEM - UFPel;

⁴ Eng. Químico, Dr Engenharia de Anti-polução. Prof. da UPF.

(Recebido para Publicação em 13/03/2003, Aprovado em 15/03/2004)

A área específica superficial está diretamente relacionada à geometria do material, e é fundamental para fornecer uma grande quantidade de biomassa aderida. A capacidade de tratamento em sistemas anaeróbios é dependente da atividade dos microrganismos retidos no reator. PÍCANÇO et al. (2001) enumeram fatores que interferem na aderência da biomassa a suportes inertes, tais como: forma, tamanho, porosidade, superfície específica, natureza dos suportes sólidos e sua carga eletrostática. A presença de poros e rachaduras na superfície do material suporte fornecem espaços para facilitar a aderência inicial dos microrganismos. Ainda em recentes estudos, diferentes suportes têm sido colonizados dentro do mesmo reator, sob as mesmas condições ambientais (temperatura, composição do substrato e sistema operacional), favorecendo a comparação entre os suportes.

Em filtros anaeróbios com leito submerso, a estabilização da matéria orgânica deve-se principalmente aos sólidos acumulados nos interstícios do meio suporte. A capacidade do meio suporte de acumular lodo ativo e distribuir o fluxo dentro do reator parece ser o fator de maior importância. Portanto, há que se atentar para o índice de vazios e a uniformidade do material de enchimento (NETO et al., 2000).

Os filtros com fluxo descendente submerso assemelham-se funcionalmente aos de fluxo ascendente, com menor risco de entupimento e maiores facilidades operacionais. Têm eficiência distribuída em todo o leito, com participação tanto do biofilme aderido ao suporte como do lodo acumulado nos interstícios (NETO et al., 2000).

Segundo PAYRAUDEAU et al. (2000) o desempenho de um filtro depende de alguns parâmetros como tamanho do meio suporte, altura do meio filtrante, velocidade de escoamento superficial, concentração de biomassa fixa ao suporte e a quantidade de SS retidos durante o ciclo.

O objetivo deste trabalho foi a avaliação do efeito residual da alcalinidade aplicada no efluente e das diferentes taxas de reciclo de um UASB, tratando águas residuárias de suinocultura, sobre o desempenho de um Filtro Anaeróbio (AF) submerso de fluxo descendente. Acompanhou-se a eficiência do reator na remoção de microrganismos dos grupos Coliformes fecais e *Salmonella cholerasuis*.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido na unidade piloto de tratamento de efluentes líquidos, do Laboratório de Saneamento Rural da Faculdade de Engenharia Agrícola FEA – UFPel e as análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Controle de Poluição da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel – UFPel.

O filtro anaeróbio cilíndrico foi confeccionado em pvc rígido, com diâmetro de 0,15 m, altura de 0,83 m e volume de 12 l. O meio suporte era de peças plásticas injetadas, previamente tratadas por agente físico e químico para aumento da porosidade superficial, com área específica de 450 m² m⁻³ e peso específico 400 kg m⁻³. O índice de vazios do reator foi de 56% e o meio suporte empacotado ocupava altura de 0,73 m.

O tratamento de estabilização pesquisado foi realizado no AF, que operou em série com um reator UASB com TDH de doze horas. A vazão de alimentação do AF foi de 1,4 L h⁻¹. A alimentação e a recirculação pelo reator UASB, eram realizadas por bombas peristálticas do marca Flex-flow.

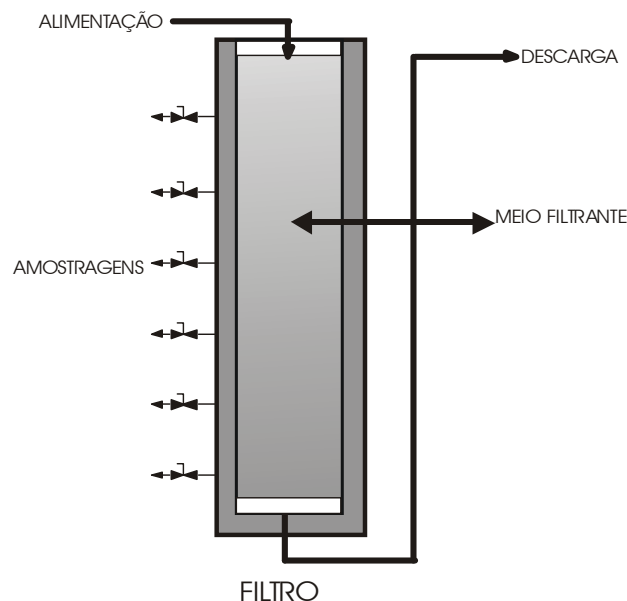


Figura 1 - Esquema simplificado do reator (Filtro Anaeróbio) utilizado no experimento.

O AF era do tipo fluxo descendente de leito fixo submerso. A alimentação era realizada por gravidade, aproveitando a energia potencial da descarga do UASB. A inoculação do AF foi feita com biomassa de um UASB estável operando numa indústria de beneficiamento de arroz por parboilização, com uma concentração de 80 g L⁻¹ em Sólidos Suspensos Totais (SST) em 10% do volume do reator. O período de adaptação do AF foi de sessenta dias. O reator AF operou com um TDH de 8,5 horas.

A temperatura do experimento foi mantida entre 25°C e 30°C através de resistências elétricas no compartimento da pesquisa.

O experimento foi dividido em 6 tratamentos (Tabela 1), resultantes da aplicação de diferentes taxas de reciclo no UASB (relação entre o líquido reciclado ao UASB e a alimentação original ao mesmo reator) e de duas situações na alimentação ao UASB; com efluente de alcalinidade média de 1500 mg CaCO₃ L⁻¹ e de 2500 mg CaCO₃ L⁻¹.

Tabela 1 - Tratamentos aplicados ao UASB associado ao Filtro Anaeróbio.

Tratamentos	1	2	3	4	5	6
Taxa de Reciclo	0:1	3:1	5:1	0:1	3:1	5:1
Alcalinidade no Afluente	1500	1500	1500	2500	2500	2500
Alcalinidade residual do UASB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	2000	2600	2650	3100	3800	3870

A avaliação estatística foi realizada com o auxílio do programa Winstat, desenvolvido pelo Núcleo de Informática da Universidade Federal de Pelotas.

A limpeza do filtro por retrolavagem com o mesmo efluente foi realizada a cada quatorze dias e a verificação da formação e evolução do biofilme nos suportes foi programada para ser feita no mesmo evento, por meio da quantificação dos sólidos suspensos totais (SST) e dos sólidos suspensos voláteis (SSV) coletados numa massa de suportes previamente escolhida da parte superior do filtro.

A descarga do reator UASB alimentava o AF através de um espalhador de fluxo colocado em seu centro e o afluente possuía as características apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Características físico-químicas da alimentação do Filtro Anaeróbio.

Parâmetros	Unidade	Valor Mínimo	Média*	Valor Máximo
pH		7,6	7,8	8,1
AVT	mg de H Ac. L ⁻¹	155	360	620
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	2200	3060	3970
DQO _t	mg.L ⁻¹	970	2540	5550
DQO _s	mg.L ⁻¹	500	1140	2547
ST	mg.L ⁻¹	1300	3120	4690
SVT	mg.L ⁻¹	750	1510	2380
NTK	mg. L ⁻¹	380	490	675
P	mg. L ⁻¹	81	110	154

AVT: Acidez Volátil Total; DQO_t: Demanda Química de Oxigênio total; DQO_s: Demanda Química de Oxigênio Solúvel; ST: Sólidos Totais; SVT: Sólidos Voláteis Totais; NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl; P: Fósforo Total.

* Médias de 36 semanas, sendo realizadas três análises semanais.

O AF foi monitorado por 36 semanas, sendo realizadas em média três análises por semana dos seguintes parâmetros: Demanda Química Oxigênio total (DQO_t), Demanda Química Oxigênio solúvel (DQO_s), pelo método de refluxo fechado, Alcalinidade Total e Parcial, Ácidez Volátil Total (AVT), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺) e Fósforo Total (P) segundo o Standard Methods (APHA, 1995).

O pH era analisado por um potenciômetro Micronal B474 e a temperatura medida através de um termômetro digital acoplado em um oxímetro marca Oakton DO100, diariamente. As amostras para análise foram retiradas da descarga do UASB e da descarga do filtro anaeróbio.

O inóculo foi feito na alimentação bruta do efluente com *Salmonella choleraesuis* para monitorar-se a remoção pelo reator UASB e posteriormente pelo AF. Ainda se determinou a remoção dos Coliformes totais pela contagem dos existentes no efluente do UASB e na descarga do reator AF.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores apresentados, na Figura 2, são médias de três amostras semanais das concentrações da DQO, e cada fração vertical inclui resultados de seis semanas, representando tratamento diferente aplicado ao reator UASB. Nota-se uma flutuação na DQO da alimentação do reator AF, certamente devido ao desempenho do reator UASB precedente.

A Figura 3 mostra a variação da concentração da DQO na descarga do AF. O valor médio obtido da DQO_t foi de 1000 mg L⁻¹ e o da DQO_s de 680 mg L⁻¹, valores relativamente menores aos encontrados em tratamentos secundários convencionais para dejetos da suinocultura. O sistema de tratamento que usa lagoas de estabilização, na temperatura ambiente, necessita além de maiores áreas, de um TDH acima de quarenta dias para obter valores de DQO neste nível (ZANOTELLI et al., 2000).

A distribuição da carga orgânica aplicada total (B_t) é ilustrada pela Figura 4. Nota-se que as cargas mais frequentes, resultantes da ação do UASB, tiveram valores entre 4,0 e 10,0 kg DQO m⁻³ d⁻¹.

Os valores da carga orgânica aplicada (B_s) ao AF se mantiveram entre 2,0 e 4,5 kg DQO m⁻³ d⁻¹, com valor médio de 3,3 kg DQO m⁻³ d⁻¹, valor um pouco menor ao aplicado pelo WESTERMAN et al. (2000), em trabalho semelhante. No presente estudo a taxa de aplicação hidráulica foi constante em 2,8 m³ m⁻³ d⁻¹. Em todos os tratamentos o pH manteve-se entre 7,4 a 8,2 na descarga do AF. A relação AVT/Alcalinidade manteve-se próxima a 0,35 nos tratamentos onde não houve adição de NaHCO₃ na alimentação bruta do UASB. Nos tratamentos onde NaHCO₃ condicionou a alimentação ao UASB em 2500 mg CaCO₃ L⁻¹, a relação AVT/Alcalinidade no AF permaneceu em valores próximos de 0,20.

A variação da eficiência de remoção de carga orgânica solúvel pelo AF é expressa na Figura 5. A carga orgânica removida situou-se entre 0,4 e 2,0 kg DQO_s m⁻³ d⁻¹. Observa-se uma maior uniformidade nos valores da descarga resultantes da maior alcalinidade do efluente na alimentação.

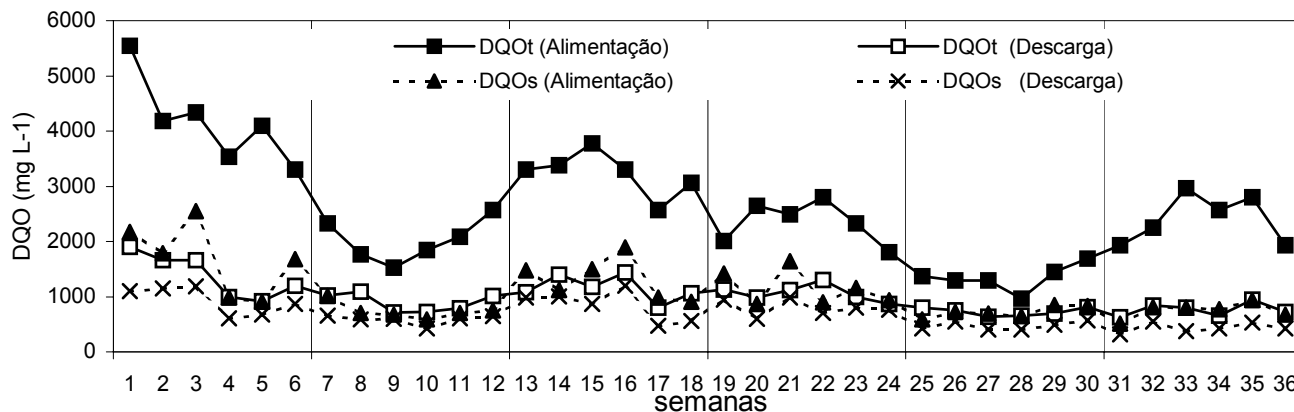


Figura 2 - Variação da DQO na descarga dos reatores UASB e AF em função do tempo de operação.

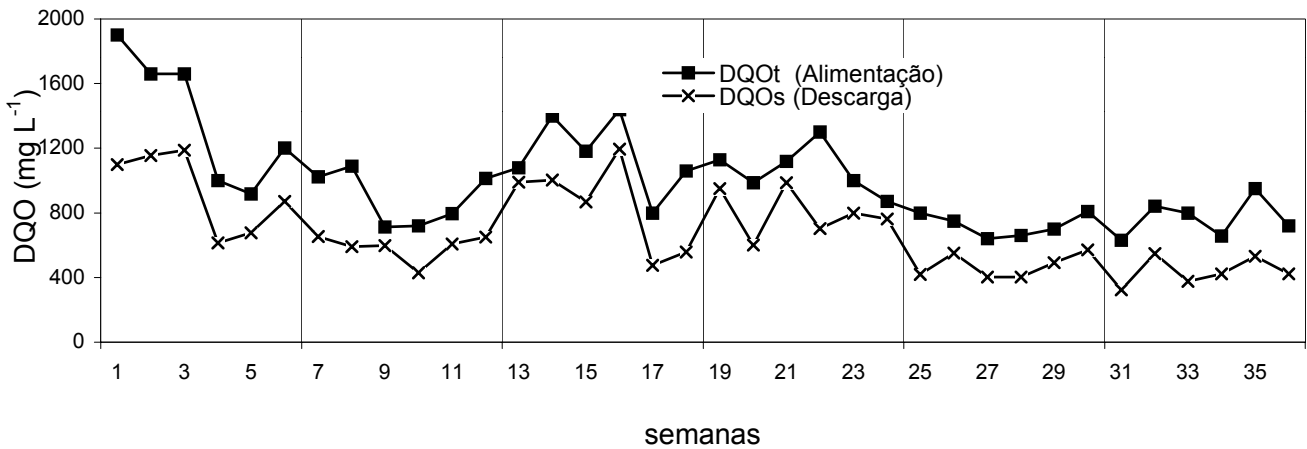


Figura 3 - Variação da concentração da DQO na descarga do Filtro Anaeróbio.

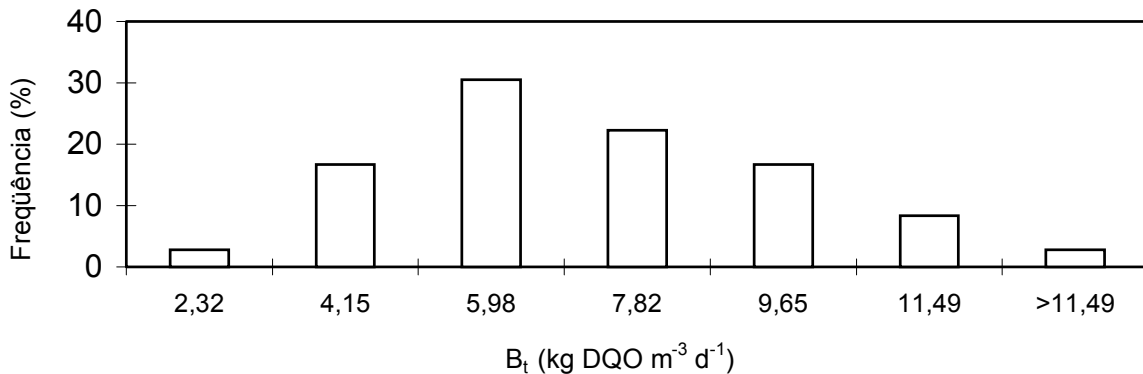


Figura 4 - Histograma da carga orgânica total aplicada (B_t) ao Filtro Anaeróbio.

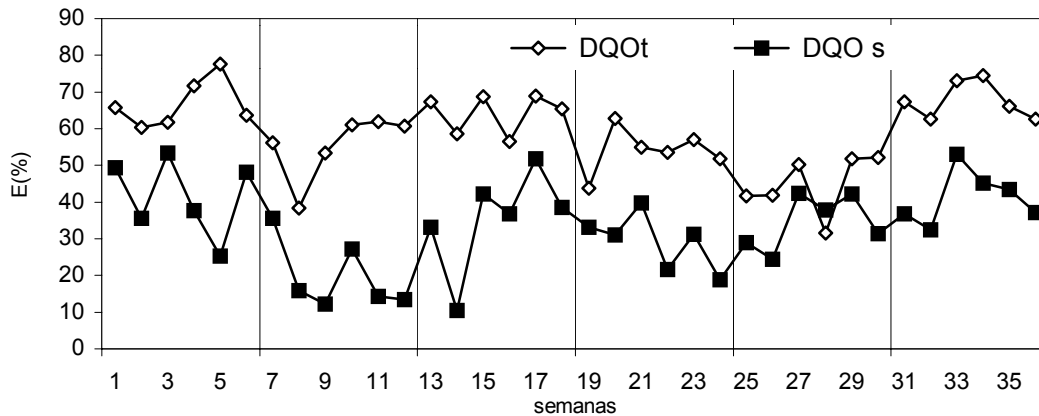


Figura 5 - Variações das eficiências de remoção das DQOs e da DQOt pelo AF em relação ao tempo de operação.

A Figura 6 mostra relação entre a eficiência de remoção da DQO e a carga aplicada ao Filtro Anaeróbio. Nota-se que existiu uma relação ascendente até aproximadamente a carga de $7,0 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, depois aparece breve estabilidade até a carga de $9,0 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e então declínio no desempenho em relação ao aumento da carga aplicada.

Os valores da carga orgânica aplicada (B_s) ao AF se mantiveram entre $2,0$ e $4,5 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, com valor médio de $3,3 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, valor um pouco menor ao aplicado pelo WESTERMAN et al. (2000), em trabalho semelhante. No presente estudo a taxa de aplicação hidráulica foi constante

em $2,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Em todos os tratamentos o pH manteve-se entre $7,4$ a $8,2$ na descarga do AF. A relação AVT/Alcalinidade manteve-se próxima a $0,35$ nos tratamentos onde não houve adição de NaHCO_3 na alimentação bruta do UASB. Nos tratamentos onde NaHCO_3 condicionou a alimentação ao UASB em $2500 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, a relação AVT/Alcalinidade no AF permaneceu em valores próximos de $0,20$.

A variação da eficiência de remoção de carga orgânica solúvel pelo AF é expressa na Figura 5. A carga orgânica removida situou-se entre $0,4$ e $2,0 \text{ kg DQO}_s \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Observa-se uma maior uniformidade nos valores da descarga resultantes da maior alcalinidade do efluente na alimentação.

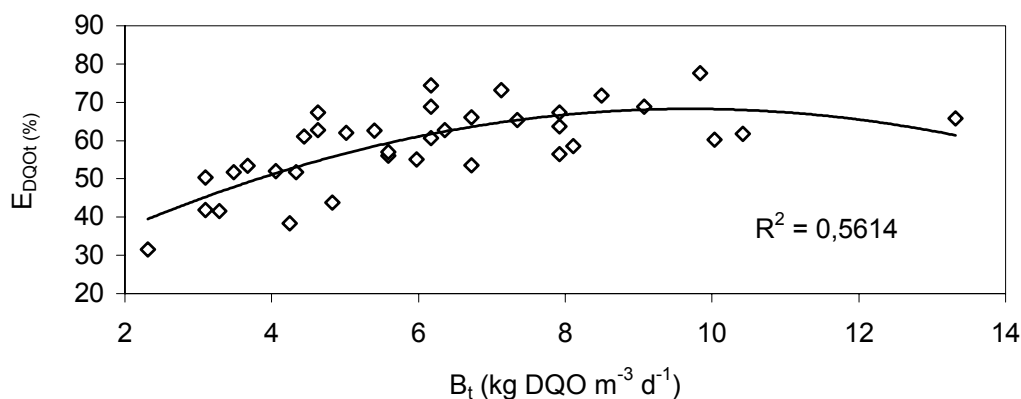


Figura 6 -Curva da tendência da eficiência de remoção de DQOt em função da carga orgânica bruta aplicada (B_t).

As análises estatísticas para os fatores: Taxas de reciclo aplicadas ao UASB e Alcalinidade do substrato, sobre a remoção da DQO pelo Filtro Anaeróbio, são apresentadas pela Tabela 3.

Na Tabela 3, observa-se que a interação entre os fatores taxa de reciclo e alcalinidade foi significativa, tanto para a eficiência de remoção da DQO total quanto da solúvel. Portanto não podemos concluir separadamente para cada fator e sim prosseguir com o estudo da interação, através de testes de significância referentes aos efeitos simples dos fatores.

Tabela 3 - Análise da influencia dos fatores na remoção da DQO pelo Filtro Anaeróbio.

Fonte de Variação	Graus de liberdade	Significância	
		DQOt	DQOs
Taxas de Reciclo	2	1%	5%
Alcalinidade	1	1%	NS
Taxa de Reciclo X Alcalinidade	2	5%	1%
Erro	30		

Quando o UASB operou sem reciclo, o efeito residual da alcalinidade adicionada ao efluente teve maior significância na redução da DQO. Isto se deve ao fato da atuação dos mecanismos bioquímicos, que tiveram uma maior atuação na redução da DQO solúvel dentro do AF (Tabela 4).

Na Tabela 5 é expressa a influência do fator Taxa de Reciclo, sobre a eficiência da remoção da DQOt pelo FA. Esta tabela mostra que independentemente da adição do

bicarbonato de sódio, o FA remove uma parcela da DQO total da descarga do UASB, colaborando assim com aumento da qualidade do efluente descarregado pelo AF.

Tabela 4 - Efeito simples da alcalinidade, para cada nível do fator taxa de reciclo, na eficiência de remoção da DQOt e da DQOs pelo Filtro Anaeróbio.

Fonte de Variação	GL*	Significância	
		EDQOt	EDQOs
Alcalinidade / Taxa de reciclo 0:1	1	5%	5%
Alcalinidade / Taxa de reciclo 3:1	1	1%	NS
Alcalinidade / Taxa de reciclo 5:1	1	NS	NS
Erro	30		

*GL – Graus de Liberdade

Na Tabela 5 observa-se que o efeito simples da variação da taxa de reciclo foi significativo quando existiu a adição de NaHCO₃ ao afluente do UASB, sobre a performance do AF. Isto aconteceu pelo fato de que existiram efeitos combinados de ordem física e bioquímica atuando simultaneamente dentro do AF. O reator reteve os sólidos retirados do UASB quando da aplicação de taxas de reciclo maiores do que 3:1, mantendo assim a eficiência global de remoção da DQO do sistema UASB-AF nos mesmos níveis.

A distribuição da carga de Sólidos Totais (ST) aplicada ao Filtro Anaeróbio é ilustrada pela Figura 7. Nota-se que as cargas presentes em dois terços dos tratamentos, resultantes do efeito estabilizador do UASB foram de valores entre 3,0 e 6,0 kg ST m⁻³ d⁻¹.

Tabela 5 - Efeito simples da taxa de reciclo, para cada nível do fator alcalinidade, na eficiência de remoção da DQO pelo Filtro Anaeróbio.

Fonte de Variação	Graus de liberdade	Significância	
		EDQOt	EDQOs
Taxa de reciclo / Alcalinidade 0	2	1%	NS
Taxa de reciclo / Alcalinidade 1	2	1%	1%
Erro	30		

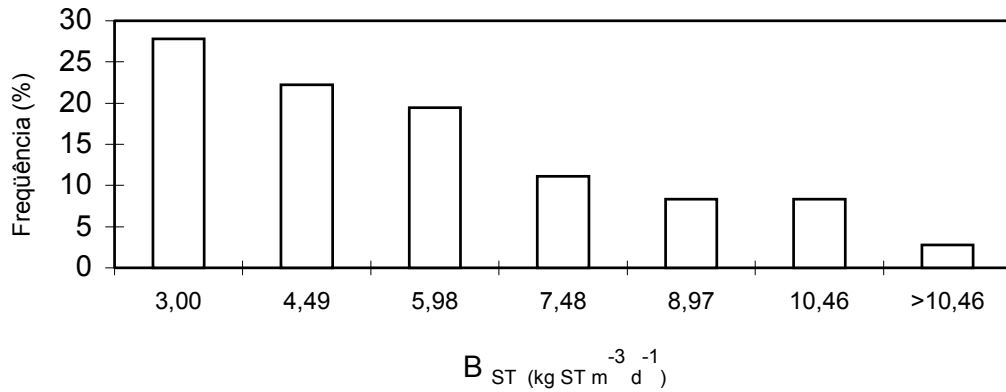


Figura 7 - Histograma das cargas de Sólidos Totais (B_{ST}) ao Filtro Anaeróbio.

A Tabela 6 mostra as eficiências de remoção da DQO pelo AF nos diferentes tratamentos aplicados no pré-tratamento, retirando em média 58,7% da DQO_t e 33,7 % da DQO_s . Isto evidencia uma boa retenção de sólidos (DQO particulada), onde predominaram os mecanismos físicos, pela combinação dos efeitos de filtração através do meio suporte e de sedimentação ao longo da coluna (ELMITWALLI et al., 2002).

Os resultados em termos de remoção da DQO_s mostram que a estabilização complementar da matéria orgânica no AF, ocorre por via bioquímica (hidrólise, acidificação e metanogênese), e não apenas por mecanismos físicos.

A Tabela 6 mostra que o tratamento 1, apresentou melhor eficiência na remoção da DQO solúvel, possivelmente pela carga orgânica aplicada ter sido maior e o UASB não ter removido todo AVT disponível. O tratamento seis foi o mais eficiente para remoção da DQO total pelo AF.

O valor médio da carga aplicada e da carga removida pelo AF, em cada tratamento é mostrado na Figura 8. A carga orgânica aplicada é função da variabilidade do efluente e da remoção específica da DQO pelo UASB, influenciando sobre o desempenho do AF. O reator AF, como pós-tratamento, operou bem em qualquer tratamento deste trabalho, sendo que removeu uma parcela da DQO_s , contribuindo com expressiva remoção da DQO_t . Observa-se que a remoção percentual da carga orgânica aplicada foi maior nos tratamentos um e seis, com 44% e 42%, respectivamente.

O valor médio da carga aplicada em ST (entre as médias dos tratamentos de 4,01 e 10,12 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$) foi de 6,22 $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ e o valor de SSV foi de 3,06 e 5,53 com a média de 4,18 kg

$m^{-3}\ d^{-1}$. A Figura 9 ilustra a eficiência da remoção dos sólidos pelo AF, sugerindo que o suporte plástico usado teve desenho e tratamento superficial apropriados facilitando a formação e manutenção do biofilme. A velocidade do efluente através do AF foi de 0,08 $m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$, valor menor ao testado por ELMITWALLI et al.(2002) que trabalhou com até 1,0 $m^3\ m^{-2}\ h^{-1}$, sem criar riscos de arraste de biomassa do reator. A remoção média foi de 26% para ST e 31% para SSV. Também poderia ter-se obtido melhores resultados se a superfície do material suporte fosse mais preparada para facilitar a aderência do biofilme (PICANÇO et al., 2001).

Tabela 6 - Eficiência da remoção media da DQO pelo Filtro Anaeróbio.

Tratamentos	E% DQO_t	E% DQO_s
1	66,71 ab	41,57 a
2	55,27 bcd	19,78 c
3	64,22 ab	35,54 ab
4	54,01 cd	29,27 bc
5	44,86 d	34,50 ab
6	67,71 a	41,36 a

Os resultados seguidos das mesmas letras não diferem entre si a 5% pelo teste de Tukey.

A Figura 9 mostra que as maiores remoções relativas de sólidos aconteceram quando a taxa de reciclo no UASB foi de 5:1 e a carga aplicada em sólidos ao AF foi maior.

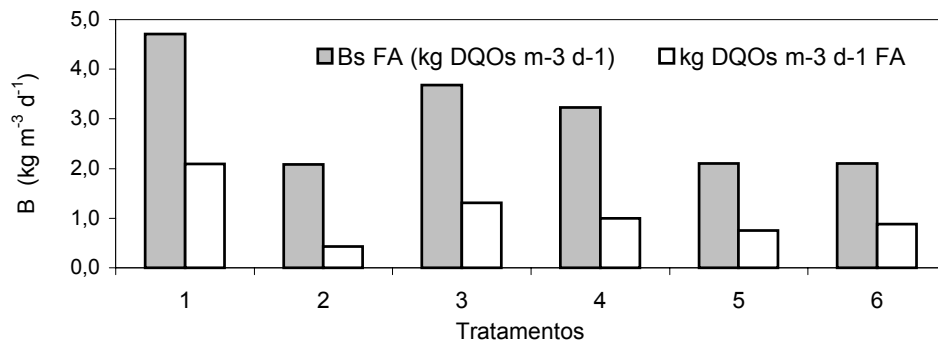


Figura 8 - Variação da Carga Orgânica Aplicada (B_s) e Removida pelo Filtro Anaeróbio.

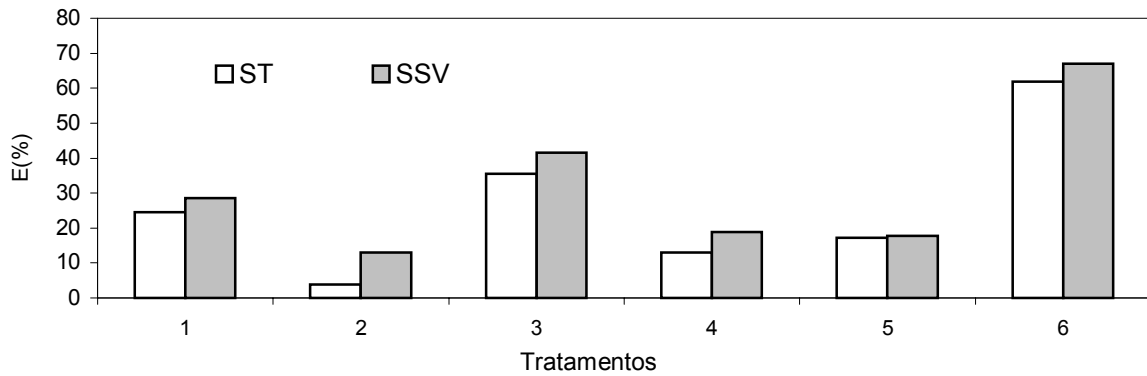


Figura 9 - Variação na Eficiência de remoção de Sólidos pelo AF nos diferentes tratamentos.

A Figura 10 ilustra a eficiência na remoção de nutrientes dentro do AF. As formas nitrogenadas foram removidas na média de 11,34%, remoção devida a metabolismo celular para manutenção da biomassa do reator. A remoção do fósforo, além do consumo pelo metabolismo da biomassa, também deve ter sido causada pela formação e adesão de sais de fosfato precipitado, especialmente nas partes mais internas do material suporte, especialmente quando da aplicação de NaHCO_3 no efluente bruto.

Segundo ELMITWALLI et al. (2002) estes resíduos poderiam ser revalorizados para fins de fertirrigação, principalmente em

regiões deficitárias de recursos hídricos.

O AF recebeu efluente com expressiva concentração de patógenos, oriundos do UASB precedente e removeu entre 80 e 96% dos Coliformes fecais e entre 50% e 70% de *Salmonella Choleraesuis*.

O efluente apresentou concentrações residuais de Coliformes fecais com valor médio de $2,51 \cdot 10^7$ NMP 100 mL^{-1} e de $1,7 \cdot 10^4$ UFC 100 mL^{-1} para *Salmonella choleraesuis*, na descarga do Filtro Anaeróbio.

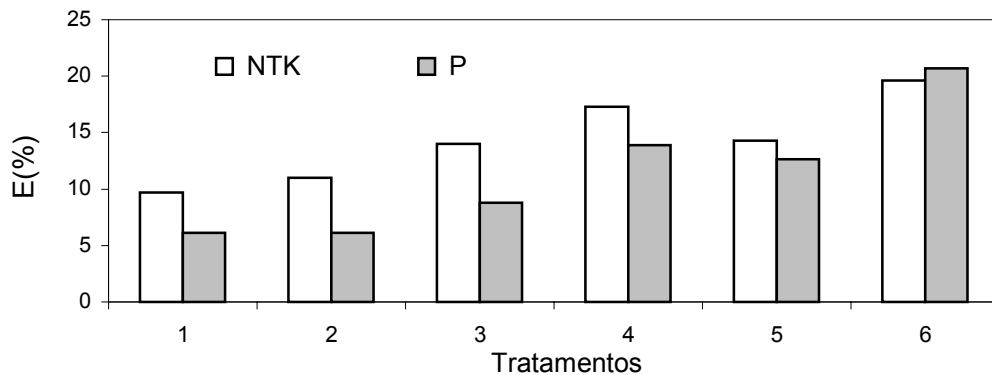


Figura 10 - Eficiência de remoção de nutrientes pelo Filtro Anaeróbio nos tratamentos.

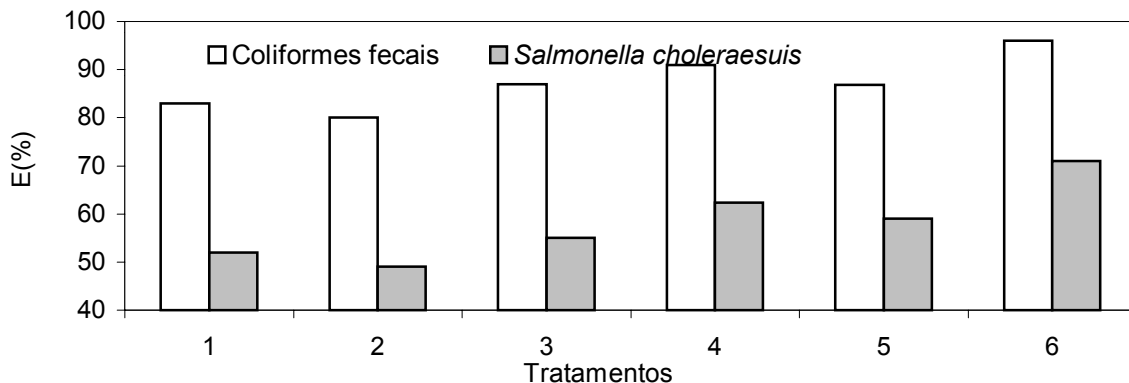


Figura 11 - Eficiência média da remoção dos grupos Coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis* pelo Filtro Anaeróbio durante os tratamentos.

CONCLUSÕES

As eficiências de remoção da matéria orgânica indicaram que o Filtro Anaeróbio pode ser utilizado como unidade de pós-tratamento, tratando efluente do UASB operando com resíduos líquidos de suinocultura.

O AF apresentou boa estabilidade quando da relação AVT/Alcalinidade em níveis inferiores a 0,20, pela adição de bicarbonato de sódio na alimentação bruta.

A maior eficiência de remoção da matéria orgânica pelo AF foi obtida durante o tratamento em, com alcalinidade de 1500 mg CaCO₃ L⁻¹ na alimentação do UASB e com a velocidade ascensional de 0,08 m³ m⁻² h⁻¹ no reator, tendo uma remoção de 66,71% da DQO total e 41,57% para a DQO solúvel.

Os valores médios da DQO total e da solúvel, na descarga do reator AF foram de 1000 mg L⁻¹ e de 680 mg L⁻¹, respectivamente.

O AF removeu parcialmente os Coliformes fecais (80-96%) e a *Salmonella choleraesuis* (50 - 70%) colaborando com a qualidade do efluente em tratamento.

ABSTRACT

In high swine concentration areas, mostly of the residues are thrown in the soil, without treatment, or in water streams without previous treatment, causing important source of environmental pollution. favorable characteristics of the anaerobic process for wastewater stabilization, as low cost and operational simplicity, low production of solids and the brazil weather conditions, stimulate the use of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) to solve this problem. the anaerobic filter (af) is a reactor that favors the fixed-film adherence, reaching a good performance in the organic matter removal. UASB treated effluent was fed to a 12 l anaerobic filter, with 450 m² m⁻³ specific area medium supports, operating with 8.5 h hydraulic retention time. the af effluent presented total and soluble cod medium values of 1000 and 680 mg l⁻¹, respectively. the soluble organic load removal was from 2.0 to 4.5 kg cod m⁻³ d⁻¹. UASB residual effect was verified on the af performance in terms of total solids, fecal coliforms and salmonella choleraesuis removal. the anaerobic filter can be used as post-treatment unit, treating UASB effluent.

key words: swine slurry, anaerobic filter, fixed-film, medium supports.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington, DC. 1995.
CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, M.C.P.A. New Configuration of Trickling Filter Applied to the Post-Treatment of Effluents from UASB Reactors. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6, 2000, Recife. **Anais....** Recife: UFPE, 2000, v. 01. p.336-343.

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.
DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos de Suínos**. Concórdia: EMBRAPA- CNPSA; EMATER, 1998. 40 p. (Boletim informativo.)
ELMITWALLI, P.A.; SKLYAR, V.; ZEEMAN, G. et al. Low temperature pre-treatment of domestic sewage in a anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. **Bioresource Technology**, v. 82, p. 233-239, 2002.
GARCIA-MORALES, J. L.; ROMERO, L. I.; SALES, D. Influence of operational conditions on the specific activity of an anaerobic filter. In: WORLD CONGRESS ANAEROBIC DIGESTION, 9., 2001, Antuerpia, **Proceedings...** Antuerpia, Technological Institute, 2001. v. 02. p.261-263.
MORAES, L. M.; PAULA Jr, D. R. Biodegradabilidade Anaeróbia de dejetos da bovinocultura e da suinocultura. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2000. v. 02. p.251-4.
NASCIMENTO, R. A. **Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústria alimentícia**. Campinas, 1996. 123p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas.
NETO, C. O. A.; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S. Materiais alternativos para enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6, 2000, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2000, v. 01. p.28-35.
OLIVEIRA, R. A.; LEITE, M. A. S.; LUCAS Jr, J. Effect of hydraulic loading rate and excess sludge discharge of two UASB reactors operated in series treating swine wastewater. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6., 2000, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2000, v. 02. p. 41-44.
PAYRAUDEAU, M.; PAFONNIE, C.; GOUSAILLES, M. Tertiary nitrification in an upflow biofilter on floating media: influence of temperature en COD load. **Water Science and Technology**, London, v. 41, n. 4-5, p. 21-27, 2000.
PICANÇO, A. P.; VALLERO, M. V. G.; GIANOTTI, E. P. et al. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, London, v.44, n. 4, p. 197-204, 2001.
ZANOTELLI, C. T.; MEDRI, W.; BELLI FILHO, P. et al. Performance of a baffled facultative pond treating piggery wastes. **Water Science and Technology**, London, v. 45, n. 1, p.49-53, 2000.
WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R.; KANTARDJIEFF, A. Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure. **Bioresource Technology**, v. 74, p.181-190, 2000.