

APLICAÇÃO DE EFLUENTE TRATADO DE SUINOCULTURA PARA DILUIÇÃO DE DEJETO SUÍNO E REMOÇÃO DE NITROGÊNIO POR DESNITRIFICAÇÃO

MATHEUS A. G. NUNES¹, AIRTON KUNZ², RICARDO L. R. STEINMETZ³,
JOSÉ N. G. PANIZ⁴

RESUMO: Este trabalho avaliou o efeito da diluição do dejetos de suíno com o efluente tratado a 50% (v/v), com vistas a aumentar a desnitrificação via fornecimento de carbono ao processo. Considerando-se a diluição estudada, a concentração média de N-NO_3^- na mistura foi de $47,9 \pm 14,5 \text{ mg L}^{-1}$, e a DQO da mistura, na faixa de $17.543 \pm 675 \text{ mg L}^{-1}$, resultando numa relação DQO/ N-NO_3^- de 366, extremamente favorável à ocorrência da atividade desnitrificante no tanque de homogeneização da mistura. A concentração de N-NO_3^- foi reduzida biologicamente a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (cerca de 1% da concentração inicial). O procedimento testado promoveu, ainda, uma melhora na etapa de separação sólido-líquido, empregando coagulantes naturais, onde foi observado um consumo de tanino inferior ao esperado.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de efluentes, dejetos de suíno, remoção de nitrogênio.

APPLICATION OF SWINE CULTURE TREATED EFFLUENT FOR SWINE MANURE DILUTION AND NITROGEN REMOVAL BY DENITRIFICATION

ABSTRACT: This study evaluated the effect of swine manure dilution with treated effluent up to 50% volumetric ratio of each part, intending to increase the denitrification by carbon feeding to the process. In studied dilution, the range of NO_3^- -N content in the mixture was $47,9 \pm 14,5 \text{ mg L}^{-1}$ and COD close to $17543 \pm 675 \text{ mg L}^{-1}$, resulting in favorable denitrification activity on equalization tank due to relation COD/ N-NO_3^- upper to 360. The NO_3^- -N concentration was biologically reduced to 0.5 mg L^{-1} (around 1% of initial concentration). An improvement in solid-liquid separation efficiency using natural and synthetic organic polymers was also reached in the diluted effluent when compared to the undiluted manure.

KEYWORDS: waste treatment, swine manure, nitrogen removal.

INTRODUÇÃO

A produção de suínos no Brasil é uma importante atividade pecuária, tendo um rebanho de 37 milhões de cabeças e produzindo cerca de 3 milhões de t ano⁻¹ de carne suína, colocando o País entre os quatro maiores produtores mundiais (ABIPECS, 2007). Nas últimas décadas, a suinocultura vem sofrendo algumas modificações, passando de uma atividade de subsistência para um sistema industrial com grandes unidades de produção, chamadas de SPACs (sistema de produção de animais confinados), visando, principalmente, à redução nos custos de produção e de logística, tanto para o produtor como para a agroindústria (KUNZ et al., 2009a).

Este modelo de produção é responsável pelo surgimento de problemas ambientais relacionados à alta geração de dejetos de animais, sendo que, em algumas bacias hidrográficas, os solos não apresentam capacidade de suporte para sua utilização como biofertilizantes, e os métodos utilizados para mitigação dos impactos são pouco eficientes (SANTOS et al., 2007), ocorrendo a acumulação de nutrientes, metais e agentes patogênicos, podendo alterar a qualidade do solo e da água (VANOTTI et al., 2002; BAUMGARTNER et al., 2007; STEINMETZ et al., 2009).

¹ Químico Industrial, UFSM, Santa Maria - RS, matheusgoncalves@gmail.com.

² Químico Industrial, Doutor, Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia - SC, airton@cnpa.embrapa.br.

³ Químico Industrial, MSc., Analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia - SC, ricardosteinmetz@yahoo.com.br.

⁴ Químico Industrial, Doutor, Prof. Assistente do Departamento de Química, UFSM, Santa Maria - RS, paniz@base.ufsm.br

Recebido pelo Conselho Editorial em: 27-8-2009

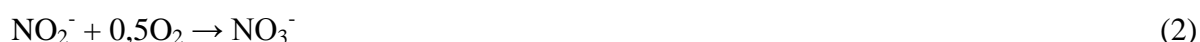
Aprovado pelo Conselho Editorial em: 18-2-2011

Quando a taxa de aplicação do biofertilizante no solo é maior que a capacidade de suporte do sistema solo/planta, duas estratégias podem ser adotadas para gerenciar a questão: a exportação para outras áreas com déficit de nutrientes ou o seu tratamento para reduzir a quantidade de nutrientes e posterior sobrecarga do solo enriquecido com o efluente (KUNZ et al., 2009 a). No que diz respeito ao tratamento, várias estratégias podem ser utilizadas envolvendo processos físicos, químicos e/ou biológicos (BURTON & TURNER, 2003; KUNZ et al., 2006; HIGARASHI et al., 2007).

Etapas de pré-tratamento envolvendo separação sólido-líquido são necessárias para evitar a sobrecarga de material particulado nas etapas seguintes de tratamento (BURTON, 2006; KUNZ & ENCARNANÇA, 2007). O emprego de peneiramento (KUNZ et al., 2009 b) ou substâncias coagulantes (STEINMETZ, 2007; VANOTTI et al., 2002) são algumas das alternativas desenvolvidas para essa fase, mas que necessitam de etapas complementares por não apresentarem eficiência suficiente na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que estão presentes em altas concentrações no dejetos de suínos.

Para efluentes com elevada concentração de matéria orgânica, tratamentos biológicos aeróbios (PAN & DRAPCHO, 2001; DENG et al., 2008; ZHANG & ZHU, 2006) e anaeróbios (AHN et al., 2006; GONZALES-FERNANDES et al., 2008; COTE et al., 2006) têm sido amplamente empregados com relativo sucesso. Os processos anaeróbios inerentemente são eficientes para remoção de carbono, mas não se prestam para remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio, sendo acumulado na forma de amônio (KUNZ & OLIVEIRA, 2006; KURIOKI et al., 2009). Os processos aeróbios, além de reduzirem carbono, também podem contribuir para a transformação de nitrogênio. O processo convencional de remoção de nitrogênio baseia-se na nitrificação (autotrófica) e desnitrificação (heterotrófica) (ZHU et al., 2008):

Na primeira etapa, ocorre a oxidação do íon amônio a nitrito e, posteriormente, a nitrato sob condições aeróbias:



Na segunda etapa, o íon nitrato é reduzido a nitrogênio molecular, desde que sejam fornecidas condições anóxicas e a presença de matéria orgânica (do próprio efluente ou fornecida ao sistema):



Nos processos convencionais, estas reações acontecem em reatores separados sequenciais, reduzindo o teor de matéria orgânica e nitrogênio dos efluentes. Para o tratamento de efluentes de animais, a matéria orgânica presente nos dejetos em grande quantidade pode ser utilizada como fonte de carbono para o processo de desnitrificação (GABIATTI et al., 2009).

Este trabalho teve por objetivo estudar a eficiência de desnitrificação de um efluente produzido em um reator nitrificante quando este é misturado ao dejetos bruto (sem tratamento), no sentido de aproveitar-se a fonte de carbono altamente disponível do efluente bruto para remoção de nitrogênio, facilitando a operacionalização do processo, além dos efeitos da diluição do dejetos em cada etapa de tratamento da Estação.

MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS), localizada na Embrapa Suínos e Aves, no município de Concórdia-SC, no período de 7 semanas, durante os meses de setembro e outubro de 2008. O volume diário de dejetos tratado oscilou entre 20 e 30 m³, em virtude da quantidade diária de resíduo gerado e das condições da Estação. As características do efluente durante o tratamento foram monitoradas por análises periódicas em diversos pontos da

ETDS, de acordo com a Figura 1 e Tabela 1. A simbologia de cada ponto de amostragem é descrita a seguir:

- P1: Tanque de homogeneização do dejetos proveniente das granjas de produção de suínos;
- P2: Entrada do flotodecantador;
- P3: Saída do flotodecantador;
- P4: Meio do Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB);
- P5: Saída do Reator UASB;
- P6: Meio do Reator Biológico Aeróbio (RBA);
- P7: Saída do RBA (efluente final), e
- P8: Reservatório de biogás.

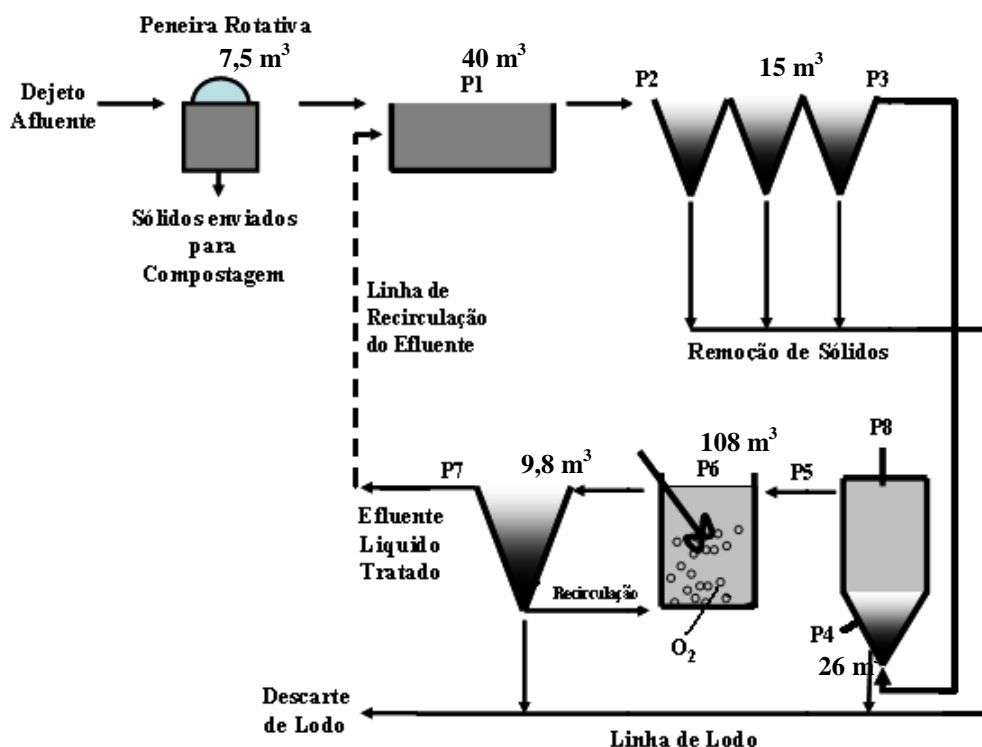


FIGURA 1. Diagrama esquemático da ETDS e distribuição dos pontos de amostragem. (Adaptado de SCHIERHOLT NETO, 2007). **SMTS diagram and distribution of sampling points.**

TABELA 1. Frequência das análises realizadas em cada ponto de amostragem. **Analysis frequency realized in each sampling point.**

Parâmetro	Frequência	Ponto de Amostragem
pH	Diária	P4, P6
Oxigênio dissolvido (OD)	Diária	P6
Potencial de oxirredução (pREDOX)	Diária	P4, P6
Sólidos sedimentáveis (SSed)	Diária	P1, P2, P3, P5, P6, P7
Sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV)	Quinzenal	P6
Demanda química de oxigênio (DQO)	Semanal	P1, P3, P5, P7
N-NH ₃ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻	Semanal	P1, P2, P3, P5, P7
Ácidos orgânicos voláteis (AOV)	Semanal	P5
Produção de biogás	Diária	P8

Para o desenvolvimento do trabalho, o efluente do P7 foi recirculado até P1 com o auxílio de uma bomba de recalque, mantendo a diluição do afluente a 50% (v/v) com o efluente tratado (P7).

A etapa de diluição foi feita simultaneamente na chegada do dejetos bruto ao tanque de homogeneização. Algumas características físico-químicas do dejetos *in natura* e do dejetos diluído no tanque de homogeneização são mostradas na Tabela 2.

TABELA 2. Propriedades físico-químicas do dejetos *in natura* e do dejetos diluído com o efluente final. **Physical-chemical properties of *in natura* and diluted manure.**

Propriedade	Dejetos <i>in natura</i>	Dejetos Diluído
pH	7,17 ± 0,30	7,58 ± 0,42
OD, mg L ⁻¹	-	1,1 ± 0,9
pREDOX, mV	- 133,5 ± 21,7	- 43,1 ± 12,9
SSed, mL L ⁻¹	170 ± 42	93 ± 26
DQO, mg L ⁻¹	26560 ± 12700	17540 ± 6720
N-NH ₃ , mg L ⁻¹	865 ± 43	519 ± 38
N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	< 0,5	47,19 ± 19,81

O coagulante utilizado na etapa de separação sólido-líquido foi um extrato aquoso modificado da casca da Acácia Negra (*Acácia mearnsii*), polímero orgânico polifenólico (Veta Organic[®], Brazilian Wattle Extracts, Brasil), comercialmente disponível na forma líquida, contendo 30% de ácido tânico (flavan 3,4-diol), que foi diluído em água na concentração de 10% (v/v). Após a diluição do coagulante, a mistura foi mantida sob agitação vigorosa durante 15 min. Como auxiliar de coagulação, foi utilizada solução aquosa a 0,01% (m/v) de poliacrilamida (Ativador Q[®], Brazilian Wattle Extracts, Brasil), comercialmente disponível nas formas sólida e granular.

As determinações de sólidos sedimentáveis, sólidos totais a 105 °C, pH, potencial de oxirredução (pREDOX) e ácidos orgânicos voláteis (AOV) foram feitas conforme procedimento-padrão descrito em APHA (1995), no Laboratório de Experimentação e Análise Ambiental (LEAA) da Embrapa Suínos e Aves. A digestão das amostras para a determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi feita em sistema fechado, sob refluxo, com aquecimento em bloco digestor (Marconi[®], modelo Dry Block MA 4005, Brasil), utilizando dicromato de potássio como oxidante. As determinações foram feitas por espectrofotometria (DR 2000, USA), segundo APHA (1995). A determinação de N-NH₃ foi feita com eletrodo seletivo à amônia, enquanto N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ foram determinados por sistema de análise por injeção em fluxo FIALab 2500 (FIALab Instruments, USA) com sistema de detecção espectrofotométrica, provido de fonte de luz "LED" de tungstênio-halogênio (400 a 700 nm) e detector UV/VIS USB4000 (Ocean Optics, USA) (SCHIERHOLT NETO et al., 2006). A composição do biogás (CO₂, CH₄, H₂S e NH₃) gerado no reator UASB foi quantificada utilizando-se o do Kit Biogás (KUNZ & OLIVEIRA, 2007).

Separação sólido-líquido

Como na etapa de separação sólido-líquido são empregados tanino e poliacrilamida (PAM) para remoção do material em suspensão, a diluição do efluente pode modificar suas características, aumentando a dispersão das partículas em suspensão e alterando a eficiência da separação sólido-líquido. Para contornar esse efeito, as concentrações ideais dos coagulantes foram avaliadas através de ensaios empregando-se planejamento fatorial 2² com ponto central (BARROS et al., 2003). Os ensaios combinando diferentes proporções dos dois coagulantes são mostrados na Tabela 3. O procedimento de separação dos sólidos foi feito pelo método do teste do jarro (Milan, modelo JTC.3P), com capacidade de três ensaios simultâneos de 2 L cada, agitação controlada e adição simultânea de reagentes. A diluição foi feita no recipiente do teste, com a mistura de 1 L do dejetos bruto e 1 L do efluente tratado na ETDS. As coletas de dejetos bruto e efluente tratado foram efetuadas no momento da realização dos testes. A concentração dos coagulantes, estabelecida para o dejetos suíno diluído, foi comparada com condições anteriores, aplicadas no tratamento do dejetos bruto sem diluição.

TABELA 3. Volumes e concentrações de tanino (10% v/v) e PAM (0,01% m/v) adicionados ao dejetto para separação sólido-líquido no teste do jarro, conforme planejamento fatorial 2². **Tannin and PAM volumes and concentrations used for solid-liquid separation according to 2² factorial design.**

Ensaio	Tanino		PAM	
	Adição (mL L ⁻¹)	Concentração (g L ⁻¹)*	Adição (mL L ⁻¹)	Concentração (mg L ⁻¹)
1	20	0,60	7,5	0,75
2	20	0,60	12,5	1,25
3	25	0,75	10,0	1,00
4	30	0,90	7,5	0,75
5	30	0,90	12,5	1,25

*Concentração expressa como flavan-3,4-diol, calculada para a solução final.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Otimização da separação sólido-líquido

Em ensaios preliminares utilizando o teste do jarro para o dejetto sem diluição, as concentrações ideais de tanino (10% v/v) e PAM (0,01% m/v), por litro de efluente, foram de 1,5 g L⁻¹ e 2,0 mg L⁻¹, respectivamente, resultando numa DQO do sobrenadante de 10.138 ± 170 mg L⁻¹ e geração média de lodo de 824 ± 10 mL L⁻¹. Essas relações foram proporcionalmente aplicadas ao volume de dejetto tratado na ETDS. Nos ensaios com dejetto diluído a 50%, os testes foram feitos conforme planejamento fatorial 2², utilizando como ponto central a metade das concentrações de cada produto químico citado acima; neste caso, 0,75 g L⁻¹ e 1,0 mg L⁻¹, respectivamente, considerando-se a diluição a 50%. Conforme mostrado na Figura 2, as setas apontam para os ensaios onde o valor da DQO (setas tracejadas) e o volume de lodo produzido (setas sólidas) são inferiores, possibilitando a escolha da melhor razão tanino/PAM para uma redução proporcional e eficiente da DQO e geração de lodo.

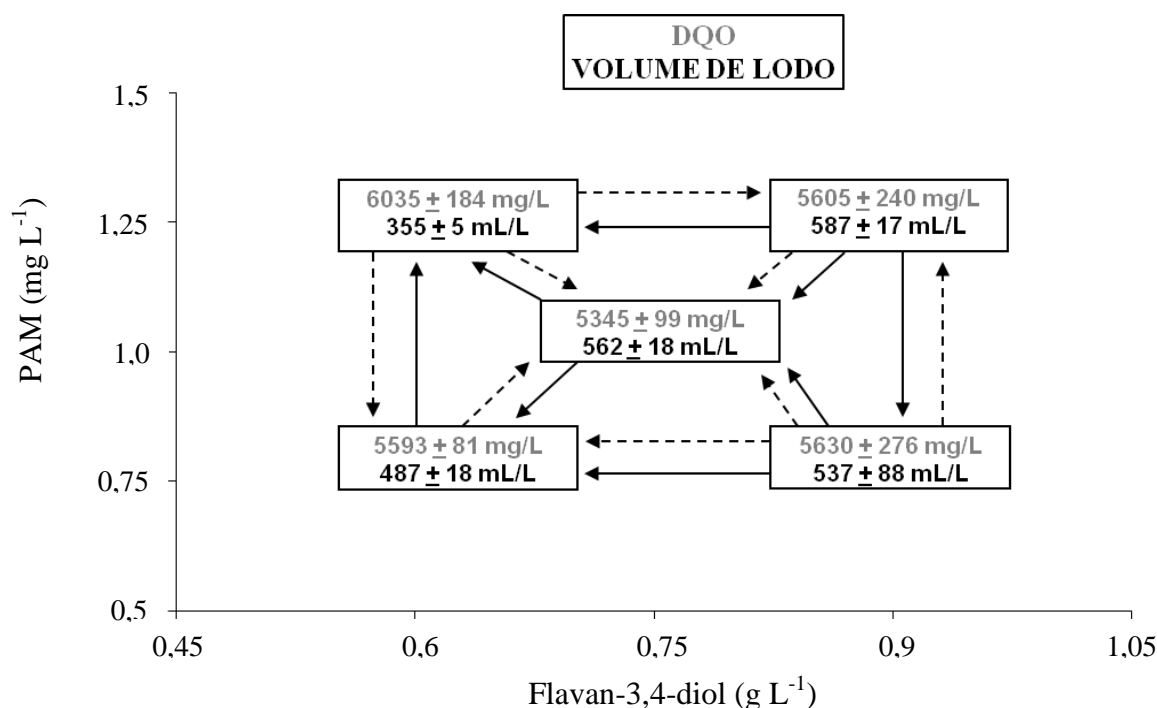


FIGURA 2. Representação geométrica dos ensaios de separação sólido-líquido para dejetto diluído a 50%, empregando planejamento fatorial 2² com ponto central. **Geometric representation of solid-liquid separation experiments for manure diluted at 50%, using 2² factorial design with central point.**

Com o monitoramento do consumo diário dos produtos químicos e o volume de dejetos tratados na ETDS, foi possível observar uma redução média superior a três vezes no consumo de tanino, uma vez que era esperada uma redução do consumo pela metade, visto que o dejetos foi diluído a 50% v/v. Este fato pode estar relacionado à maior dispersão das partículas sólidas que entram no flotodecantador, facilitando a interação com os produtos químicos empregados, devido a um possível aumento da superfície de contato entre coagulantes e partículas presentes no dejetos (MORTIMER, 1991; BURTON, 2006; STEINMETZ, 2007). Na Figura 3, é mostrada a relação volumétrica dejetos tratados/produto químico, onde as linhas horizontais representam as relações médias esperadas para cada produto químico, após a diluição do dejetos suíno. O início do tratamento do dejetos diluído é indicado na figura, pela elipse, a partir do 22º dia de observação.

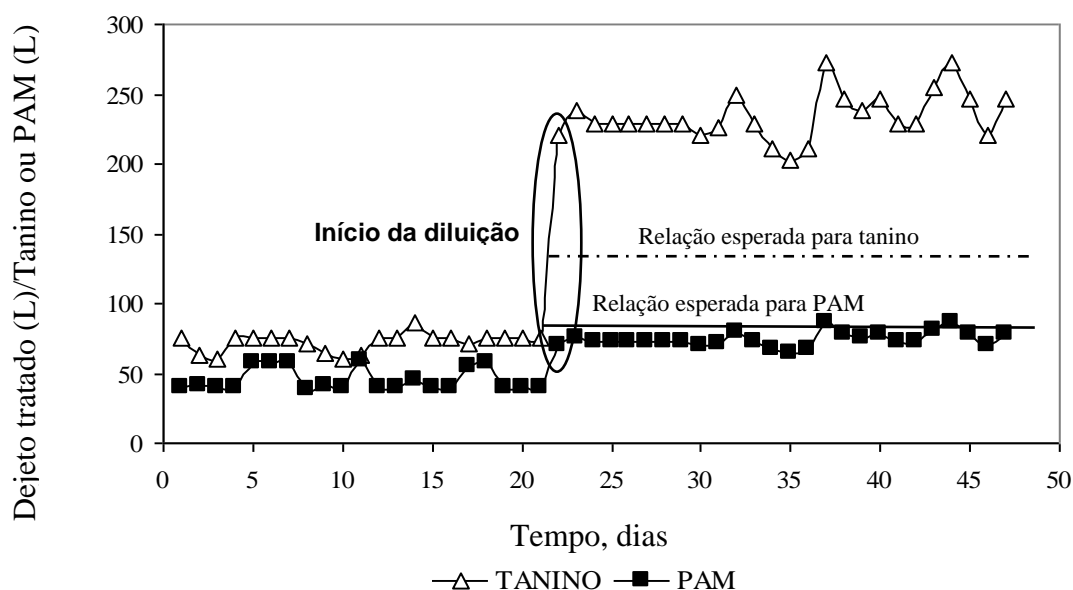


FIGURA 3. Comparação da capacidade de tratamento de dejetos com tanino e PAM, antes e após a diluição do dejetos bruto. **Comparison of manure treatment capacity with tannin and PAM, before and after manure dilution.**

A redução no consumo de tanino é de grande importância em virtude da redução de custos para a operação da ETDS, pois, segundo MIELE et al. (2008), os produtos químicos são responsáveis por cerca de 40% dos custos operacionais do tratamento. A produção média de lodo para cada m^3 de dejetos diluído tratado passou de 120 (dejetos sem diluição) para 65 L, ficando próximo dos 50% de redução esperados.

Comportamento das espécies nitrogenadas antes e após a diluição

O nitrogênio no dejetos bruto de suíno apresenta-se principalmente na forma de N-orgânico e em uma das espécies $N-NH_3/N-NH_4^+$, que estão em equilíbrio em função do pH do substrato (DIESEL et al., 2002; KUNZ et al., 2009). No entanto, a composição do dejetos suíno apresenta grandes variações em virtude da idade, da dieta alimentar empregada e do manejo adotado nas granjas, dificultando a estabilidade desse e de outros parâmetros monitorados no experimento (STEINMETZ, 2007). A diluição do dejetos suíno a 50% não reduziu o teor de $N-NH_3$ na mesma proporção, observando-se uma redução média de 40% em relação ao período anterior à diluição. Esse fato deve-se principalmente à presença de nitrogênio amoniacal no efluente tratado (P7), o qual foi utilizado para a diluição, além das transformações biológicas que acontecem no efluente durante a estocagem/tratamento (KUNZ et al., 2009 b).

A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal passou de 90% para cerca de 95% durante o tratamento (P1 até P7), demonstrando que a atividade microbiana não foi afetada pela diluição. A remoção de nitrogênio via desnitrificação no tanque de homogeneização, após a adição do efluente

tratado da ETDS, foi rápida e eficiente, provavelmente pela alta disponibilidade de carbono proveniente do dejetto bruto, favorecendo a atividade das bactérias heterotróficas redutoras de nitrato e nitrito.

Conforme estudo de ABELING & SEYFRIED (1992), foi verificada a ocorrência de atividade desnitrificante com mais de 80% de eficiência em sistemas mantidos com relações mássicas DQO/N-NO₃⁻ de 4,5 ou superiores.

Considerando-se o efeito da diluição feita na ETDS, a concentração média de N-NO₃⁻ adicionada ao homogeneizador foi de 47,9 ±14,5 mg L⁻¹ e DQO de 17543 ±675 mg L⁻¹, resultando numa relação DQO/N-NO₃⁻ de 366, bastante favorável à eliminação de nitrogênio pelo processo de desnitrificação.

O monitoramento diário da concentração de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻, no princípio do experimento, mostrou que em um período inferior a 24 h, a concentração dessas duas espécies nitrogenadas no tanque de homogeneização já era inferior a 0,5 mg L⁻¹, possivelmente em virtude da elevada relação DQO/N-NO₃ e redução do nitrato a N₂ por bactérias desnitrificantes (AHN, 2006). A remoção de N₂, já no tanque de equalização, evitou que o nitrato e nitrito do dejetto estivessem em concentrações inibitórias à atividade anaeróbia do reator UASB, indicados como responsáveis pelo aumento do potencial redox, reduzindo assim a eficiência de degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, a produção de biogás (TUGTAS & PAVLOSTATHIS, 2007).

Alguns parâmetros utilizados para a avaliação da atividade do reator UASB durante o tratamento do dejetto diluído são mostrados na Tabela 4, sendo comparados com os resultados obtidos anteriormente à diluição do efluente. Pode-se observar que a composição dos gases constituintes do biogás produzido nos dois períodos foi bastante semelhante. Contudo, cabe destacar que a redução no volume de biogás gerado era esperada, pois a diluição reduziu o teor de matéria orgânica no efluente, assim como o tempo de retenção hidráulica (TRH) no reator, que foi reduzido à metade em virtude da necessidade de a ETDS tratar maior volume de efluente pelo sistema utilizando diluição. Além disso, as condições de anaerobiose (metanogênese) do reator UASB não foram afetadas pela diluição do efluente, proporcionando a estabilidade do PREDOX.

TABELA 4. Parâmetros comparativos do reator UASB, antes e após a diluição do efluente.
Comparative parameters of UASB reactor, before and after manure dilution.

Parâmetro	Antes da Diluição	Após a Diluição
AGV, mg L ⁻¹ , (P5)	NM	1084 ±374
pREDOX, mV, (P4)	-286,0 ±43,1	-315,8 ±17,0
Produção de biogás (m ³ kg ⁻¹ SV d ⁻¹)	0,366	0,141
Composição do biogás (P8)	76% CH ₄	75-80% CH ₄
	18% CO ₂	20-25% CO ₂
	0,0124% H ₂ S	0,1% H ₂ S
	0,0001% NH ₃	0,004% NH ₃

NM - não mensurado.

O efeito da diluição do efluente também foi avaliado no reator aeróbio, através da quantificação de N-NH₃ de entrada e saída do reator, além de N-NO₃⁻, como pode ser observado na Figura 4. O monitoramento dessas espécies de nitrogênio, anteriormente à diluição do efluente, apresentava concentrações médias de 824 ±126 mg L⁻¹, 82,3 ±66,1 mg L⁻¹ e 95,7 ±69,1 mg L⁻¹ para N-NH₃ de entrada, N-NH₃ de saída e N-NO₃⁻, respectivamente. Conforme já mencionado acima, a concentração de N-NO₂⁻ manteve-se sempre inferior a 0,5 mg L⁻¹ em todos os pontos amostrados.

A concentração média esperada para N-NO₃⁻ era de cerca de 50 mg L⁻¹, em virtude da diluição do efluente a 50%, mas, como pode ser observado na Figura 4, a média obtida foi de aproximadamente 100 mg L⁻¹. A atividade nitrificante no reator biológico aeróbio (RBA), em conjunto com a alta flutuação dos parâmetros monitorados no dejetto, dentre eles N-NO₃⁻, foram,

possivelmente, responsáveis pelo resultado superior ao esperado, onde a diluição do efluente, em conjunto com a estabilidade microbiológica do reator, proporcionou maior atividade dos microrganismos nitrificantes.

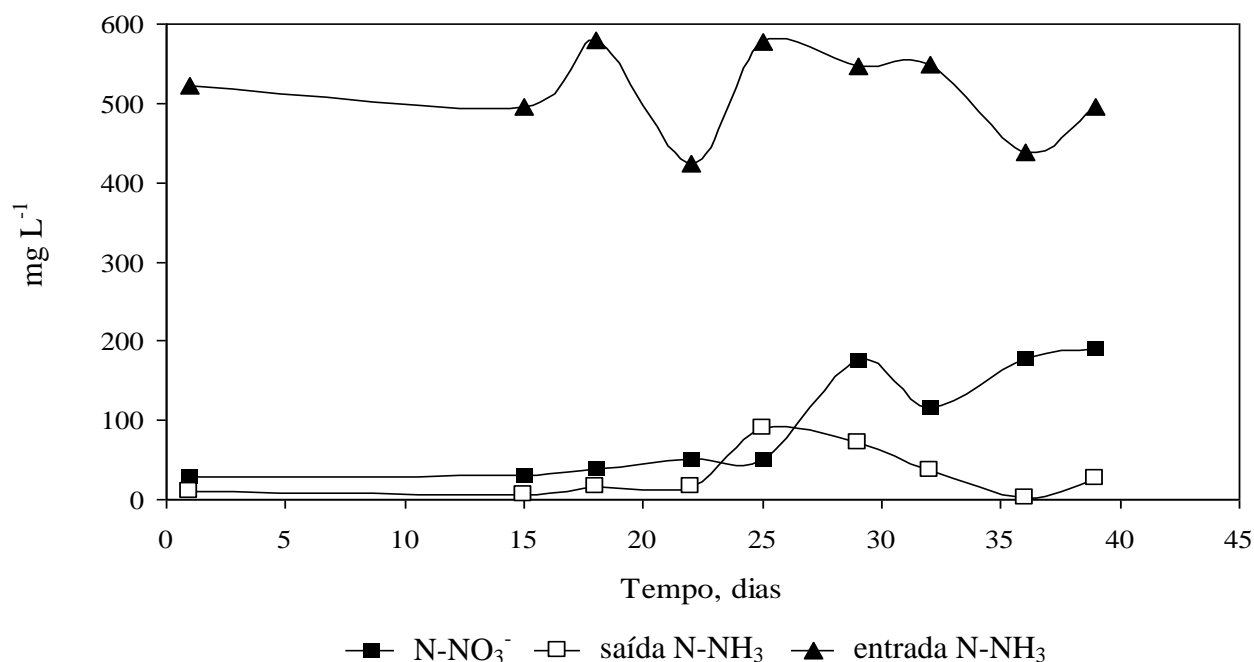


FIGURA 4. Concentração de N-NH₃ de entrada, N-NH₃ de saída e N-NO₃⁻ no reator aeróbio durante o período de diluição do efluente. **N-NH₃ in, N-NH₃ out and N-NO₃⁻ concentration in the aerobic reactor during manure dilution.**

Além das espécies nitrogenadas, o teor de oxigênio dissolvido no tanque do RBA manteve-se em cerca de $1,4 \pm 0,9$ mg L⁻¹. Esse comportamento é bastante semelhante ao teor de OD no tanque durante o tratamento de dejetos sem diluição, que foi de $1,6 \pm 0,8$ mg L⁻¹. Parâmetros como pRedox e Índice Volumétrico de Lodo foram monitorados em períodos aleatórios durante o tratamento do dejetos diluído, mas não apresentaram mudanças significativas quando comparados aos valores durante o tratamento do dejetos bruto.

CONCLUSÕES

A reutilização do efluente tratado para a diluição do dejetos de suínos a 50% v/v condicionou a atividade desnitrificante no tanque de homogeneização da mistura, observada pelo rápido consumo do N-NO₃⁻ adicionado ao tanque. Além disso, com a diluição do dejetos de suínos, houve melhor atividade dos coagulantes na etapa de separação sólido-líquido no flotodecantador, tendo como resultado a redução do consumo de tanino e um volume de efluente tratado acima do esperado. Ainda, a produção de lodo no flotodecantador manteve-se praticamente constante, haja vista que a produção para cada m³ de dejetos tratados foi reduzida de 120 L para 65 L. O monitoramento de parâmetros como oxigênio dissolvido, produção de biogás e pRedox demonstrou que as etapas biológicas de tratamento não foram afetadas, mantendo-se as condições essenciais nos tanques aeróbio e anaeróbio.

AGRADECIMENTOS

À Empresa Brazilian Wattle Extracts Ltda., pela doação do coagulante e do floculante utilizados no estudo.

REFERÊNCIAS

- ABELING, U.; SEYFRIED C.F. Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater - nitrogen removal via nitrite. *Water Science and Technology*, Kidlington, v.26, p.1.007-1.015, 1992.
- ABIPECS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA. *Relatório Anual 2007*. São Paulo: ABIPECS, 2007. 20 p. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>. Acesso em: 20 out. 2008.
- AHN, J.; DO, T.H.; KIM, S.D.; HWANG, S. The effect of calcium on the anaerobic digestion treating swine wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, Amsterdam, v.30, p.33-38, 2006.
- AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. *Process Biochemistry*, London, v.41, p.1.709-1.721, 2006.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. Washington, 1995. 1.325 p.
- BARROS NETO, B. de; SCARMÍNIO, I.S.; BRUNS, R.E. *Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria*. Campinas: Editora da Unicamp, 2003.
- BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S.C.; SILVA, T.R. da; TEO, C.R.P.A.; VILAS BOAS, M.A. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alface. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.27, n.1, p.152-163, jan./abr. 2007.
- BURTON, C.H.; TURNER, C. *Manure management, treatment strategies for sustainable agriculture*. 2nd ed. Betford: Ed. Lister and Durling Printers, 2003.
- BURTON, C.H. The contribution of separation technologies to the management of livestock manure. DIAS Report. In: RAMIRAN INTERNATIONAL CONFERENCE, 12., 2006, Dinamarca. *Proceedings...* Dinamarca: Danish Institute of Agricultural Sciences, 2006.
- COTE, C.; MASSE, D.I.; QUESSY, S. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms by psychrophilic anaerobic digestion in swine slurries. *Bioresource Technology*, Essex, v.97, p.686-691, 2006.
- DENG, L.; ZHENG, P.; CHEN, Z.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresource Technology*, Essex, v.99, p.3.136-3.145, 2008.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. *Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 31 p. (Bipers, 14). Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 10 nov. 2008.
- GABIATTI, N.C.; ZACHARIAS, N.D.; SCHMIDELL, W.; KUNZ, A.; SOARES H.M. Comparação entre os sistemas de digestão anaeróbia e nitrificação/desnitrificação no tratamento de águas residuárias da suinocultura. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis. *Anais...* Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções Agropecuária e Agroindustrial, 2009.
- GONZALEZ-FERNANDEZ, C.; NIETO-DIEZ, P.P.; LEON-COFRECES, C.; GARCÍA-ENCINA, P.A. Solids and nutrients removals from the liquid fraction of swine slurry through screening and flocculation treatment and influence of these processes on anaerobic biodegradability. *Bioresource Technology*, Essex, v.99, p.6.233-6.239, 2008.
- HIGARASHI, M.M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A. Redução da carga poluente: sistemas de tratamento. In: SEGANFREDO, M. O. (Org.). *Gestão ambiental na suinocultura*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p.120-148.
- KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.V. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. *Revista Brasileira de Política Agrícola*, Brasília, v.15, p.28-35, 2006.

- KUNZ, A.; SCHIERHOLT, G.; MENOZZO, G.; BORTOLI, M.; RAMME, M.; COSTA, R. *Estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS) como alternativa na redução do impacto ambiental da suinocultura*. Embrapa Suínos e Aves, p. 1-6, 2006. (Comunicado Técnico 452)
- KUNZ, A.; OLIVEIRA, L. Sistema e método de análise química qualitativa e quantitativa de gás. P.I.: 012070001117. 2007.
- KUNZ, A.; ENCARNAÇÃO, R. Tratamento de dejetos animais. In: GEBLER, L.; PALHARES, J.C.P. (Ed.). *Gestão Ambiental na Agropecuária*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p.169-191.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.L.R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, Essex, v.100, p.5.485-5.489, 2009a.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; RAMME, M.A.; COLDEBELLA, A. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. *Bioresource Technology*, Essex, v.100, p.1.815-1.818, 2009 b.
- KURIOKI, V.; ALMEIDA, L.F.; NOVAES, A.P.; MAGNONI, JÚNIOR, L.; NOGUEIRA, A.R.A.; SOUZA, G.B.; SILVA, W.T.L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio visando à aplicação como fertilizante orgânico. In: SIGERA, I., 2009. p.452-457. *Anais...* 2009. Disponível em: <<http://www.sbera.org.br>>. Acesso em: 31 mar. 2009.
- MIELE, M.; KUNZ, A.; SEGANFREDO, M.A.; BORTOLI, M.; STEINMETZ, R.L.R. Viability analysis of Embrapa's swine Manure Treatment System. In: CIGR INTERNATIONAL CONFERENCE OF AGRICULTURAL ENGINEERING, CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 37. 2008, Foz do Iguaçu. *Proceedings...*
- MORTIMER, D.A. Synthetic polyelectrolytes: A review. *Polymer International*, London, v.25, p.29-41, 1991.
- PAN, P.T.; DRAPCHO, C.M. Biological anoxic/aerobic treatment of swine waste for reduction of organic carbon, nitrogen, and odor, *Transactions of the ASAE*, St. Joseph, , v.44, p.1.789-1.796, 2001.
- SANTOS, M.A.A. dos; SCHMIDT, V.; BITENCOURT, V.C.; MAROSO, M.T.D. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.27, n.2, p.537-543, maio/ago. 2007.
- SCHIERHOLT NETO, G.F.S. *Desenvolvimento de uma flora de microrganismos oxidadores anaeróbios de amônia utilizando inóculos provenientes de dejetos suíno*. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- SCHIERHOLT NETO, G.F.; KUNZ, A.; HIGARASHI, M.M.; MATTEI, R.M.; MENOZZO, G.F. Análise por injeção em fluxo para determinação de nitrato e nitrito em amostras de águas e dejetos de animais. In: MET - ENCONTRO NACIONAL SOBRE METODOLOGIAS DE LABORATÓRIOTRABALHOS TÉCNICO-CIENTÍFICOS, 14., 2006, Concórdia. *Anais...* Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. p. 35.
- STEINMETZ, R.L.R. *Aplicação de polieletrólitos para a separação de metais em efluentes da suinocultura*. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- STEINMETZ, R.L.R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V.L.; FLORES, E.M.M.; MARTINS, A.F. Study of metal distribution in raw end screened swine manure. *CLEAN-Soil, Air, Water*, Weinheim, v.37, p.239-244, 2009.
- TUGTAS, A.E.; PAVLOSTATHIS, S.G. Inhibitory effects of nitrogen oxides on a mixed methanogenic culture, *Biotechnology and Bioengineering*, USA, v.96, p.444-455, 2007.

VANOTTI, M.B.; RASHASH, D.M.C.; HUNT, P.G. Solid–liquid separation of flushed swine manure with PAM: Effect of wastewater strength. *Transactions of the ASAE*, St. Joseph, v.45, n.6, p.1.959–1.969, 2002.

ZHANG, Z.J.; ZHU, J. Characteristics of solids, BOD5 and VFAs in liquid swine manure treated by short-term low-intensity aeration for long-term storage. *Bioresource Technology*, Essex, v.97, p.140-149. 2006.

ZHU,G.; PENG, Y.; LI, B.; GUO, J.;YANG, Q.; WANG, S. Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews Of Environmental Contamination And Toxicology*, New York, v.192, p.159-195, 2008.