

**SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL DA SUINOCULTURA COM MANEJO DE DEJETOS EM BIODIGESTOR – AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**Alessandro Vieira Veloso¹, Alessandro Torres Campos², Diego Bedin Marin³, Matheus Campos Mattioli⁴ & Antônio Carlos Néri⁵1 - Professor Adjunto do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras. E-mail: alessandro.veloso@deg.ufla.br2 - Professor Associado do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras. E-mail: campos@deg.ufla.br3 - Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Lavras. E-mail: db.marin@hotmail.com4 - Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Lavras. E-mail: mattioli-cmatheus@hotmail.com5 - Professor Adjunto do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras. E-mail: acneri@deg.ufla.br**Palavras-chave:**construções rurais
efluentes
instalações para suínos
reaproveitamento de dejetos**RESUMO**

A suinocultura industrial, caracterizada pelo modelo de criação intensiva, possui alto poder poluidor. Assim, visando contribuir para a mitigação deste quadro, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura por meio do processo de biodigestão anaeróbia, a partir de seus parâmetros físico-químicos. Para tanto, foram coletadas amostras no tanque de equalização, nos dois biodigestores e na lagoa de estabilização. Os parâmetros físico-químicos analisados foram pH; alcalinidade total; acidez total; condutividade elétrica; oxigênio dissolvido; demanda bioquímica de oxigênio; demanda química de oxigênio; sólidos totais; sólidos fixos; sólidos voláteis; nitrogênio total; nitrogênio amoniacal e fósforo total. Pelos resultados obtidos, o sistema mostrou-se eficiente na estabilização dos resíduos, principalmente, da carga orgânica, na qual se constatou uma eficiência global de 85,37% e 81,81% para a remoção de DBO e DQO, respectivamente.

Keywords:rural buildings
effluents
reuse of wastes
swine buildings**ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY OF SWINE PRODUCTION WITH MANURE MANAGEMENT IN ANAEROBIC BIODIGESTER – EVALUATION OF PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS****ABSTRACT**

The industrial swine production, characterized by intensive farming model has high polluting power. Thus, aiming to contribute to the mitigation of this framework, this study aimed to evaluate the performance of a system for management and treatment of swine wastes by anaerobic biodigestion process from their physico-chemicals parameters. Weekly collections were made at each sampling point. The parameters analyzed were: pH; total alkalinity; total acidity; electrical conductivity; dissolved oxygen; biochemical oxygen demand; chemical oxygen demand; total solids; fixed solids; volatile solids; total nitrogen; ammonia nitrogen; and total phosphorus. From the obtained results, the system was efficient for the stabilization of wastes, mainly organic loading, which demonstrated an overall efficiency of 85.37% and 81.81% for the removal of BOD and COD, respectively.

INTRODUÇÃO

Para suprir as necessidades do mercado consumidor de carnes e derivados, a atividade suinícola tem seus atuais moldes de produção caracterizados por sistemas intensivos e tecnificados, os quais preveem a concentração de animais em pequenas áreas, gerando, conseqüentemente, grandes volumes de resíduos poluentes (CAMPOS *et al.*, 2013; CAMPOS *et al.*, 2012; ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2011; KUNZ *et al.*, 2009a; KUNZ *et al.*, 2009b).

As perdas de nutrientes por meio dos resíduos demonstram que a eficiência do processo de digestão do suíno é limitada, o que faz com que a suinocultura seja uma das atividades agropecuárias com maior impacto ambiental e, como tal, fiscalizada com maior intensidade pelos órgãos de proteção ambiental (PALHARES & CALIJURI, 2007).

Além da fisiologia digestiva da espécie suína e dos aspectos nutricionais, a quantidade excessiva de água requerida nas operações de manejo, nos sistemas de produção de suínos, pode contribuir para maximizar os riscos de poluição ambiental (VIVAN *et al.*, 2010; KUNZ *et al.*, 2009a; KUNZ *et al.*, 2009b).

Os problemas ambientais advindos da suinocultura expressam-se mais intensamente em algumas regiões, porém a questão ambiental relacionada com o manejo de dejetos apresenta características que afetam toda e qualquer unidade produtora, pois com base nas suas características quantitativas e qualitativas, torna-se evidente a necessidade do tratamento de resíduos (ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2009).

Nesse contexto, a biodigestão anaeróbia pode ser utilizada para a mitigação do poder poluidor dos dejetos, os quais são expressos, principalmente, pelas demandas química e bioquímica de oxigênio, pela seqüência de sólidos e por macro e micronutrientes. Esse processo ainda reduz os riscos sanitários e promove a geração do biogás e do biofertilizante, contribuindo para a sustentabilidade da atividade (ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2011; GALBIATTI *et al.*, 2010; QUADROS *et al.*, 2010; KUNZ *et al.*, 2009a; KUNZ *et al.*, 2009b; ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2009).

Entretanto, é importante considerar que, mesmo após deixar o ambiente anaeróbio dos biodigestores, os resíduos ainda apresentam poder poluente, não sendo recomendado o seu lançamento em cursos de água. Nesse contexto, várias tecnologias para o pós-tratamento dos resíduos têm sido propostas, dentre elas, sistemas de pós-tratamento em lagoas de estabilização, que promovem melhor qualidade do efluente final por meio da integração de processos físicos, físico-químicos e biológicos (VIVAN *et al.*, 2010).

Assim, o estudo das características da biomassa residual da suinocultura é fundamental para se determinar os principais parâmetros da tecnologia utilizada para o seu tratamento, pois o sucesso e a eficiência de um sistema na estabilização e na redução do potencial poluidor dessa biomassa são fortemente dependentes dos critérios técnicos adotados. Além disso, a análise dos parâmetros físico-químicos são também importantes para o monitoramento das condições ambientais do processo de biodigestão anaeróbia e, conseqüentemente, da produção quali-quantitativa de biogás (GALBIATTI *et al.*, 2010).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o desempenho de um sistema de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura, composto por um tanque de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização, por meio de seus parâmetros físico-químicos.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Granja Niterói, que possui sistema de produção de suínos de ciclo completo, ou seja, unidade de produção que abrange animais do nascimento até o abate, localizada no município de Lavras, estado de Minas Gerais, que está situada à latitude de 21°11'37" Sul e longitude de 45°02'49" Oeste, com 918m de altitude. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima de Lavras é Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico), com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, e temperatura do mês mais quente maior que 22°C (ALVARES *et al.*, 2013). O total anual de precipitação pluvial é de 1.530 mm (EVANGELISTA *et al.*, 2006).

As edificações suinícolas que compõem o

referido sistema de produção totalizam 5.974 m² de área interna, onde são alojados 5.955 animais, dentre os quais estão 411 matrizes e quatro cachasos. Essas instalações são compostas por 15 galpões construídos predominantemente em alvenaria, os quais apresentam pés-direito de 3,0m, possuindo coberturas em telhas de fibrocimento que estão suportadas por tesouras metálicas, as quais estão apoiadas em pilares de concreto. Visando impedir a entrada da água da chuva, os galpões são dotados de beirais com 0,90m. A maioria dos galpões possui piso ripado, sendo que alguns possuem piso compacto.

Os resíduos são manejados na forma líquida, coletados diariamente e transportados em canaletas sob as edificações, de onde são escoados, pela ação da gravidade, para um tanque de equalização através de tubulações de policloreto de vinila (PVC). O volume estimado de biomassa residual produzida foi de 54,85m³ dia⁻¹.

O sistema de tratamento de resíduos (Figura 1) é constituído por um tanque de equalização, dois biodigestores e uma lagoa de estabilização.

O tanque de equalização (“A” da Figura 1) possui 210,33m³ de volume, tendo a base menor (fundo) dimensões de 11 x 6m, a base maior (borda superior do tanque) dimensões de 15 x 10m, com profundidade de 2m. A função desse tanque é armazenar temporariamente os dejetos. Essa estrutura possui um conjunto motobomba

helicoidal de 25m³ h⁻¹ de vazão e 15cv de potência, que propicia a elevação do efluente até uma caixa difusora de fluxo construída em polietileno, que distribui os resíduos para dois biodigestores localizados em nível mais elevado na propriedade.

Dois biodigestores modelo canadense (“B” da Figura 1) realizam o tratamento, propriamente dito, dos resíduos. A parte subterrânea de cada biodigestor possui formato de tronco de pirâmide invertido, tendo a base menor (fundo do biodigestor) dimensões de 27 x 12m, a base maior (superior) dimensões de 32 x 17m e profundidade de 2,5m, perfazendo volume de 1.073,19m³, sendo cobertos com geomembranas flexíveis (gasômetros) de policloreto de vinila (PVC), que apresentam 1,0mm (1.000 µm) de espessura. É justamente nos biodigestores onde ocorre o processo de biodigestão anaeróbia, ou seja, degradação de compostos orgânicos mediada por microrganismos específicos na ausência de oxigênio.

Após um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias nos biodigestores, os resíduos são escoados, por gravidade, através de tubos de policloreto de vinila (PVC) de 200mm, para uma lagoa de estabilização (“C” da Figura 1) de formato elíptico, apresentando eixo maior de 60m, eixo menor de 31m, profundidade de 3,5m e volume de 20.451,82m³. A função dessa lagoa é armazenar o biofertilizante gerado para, posteriormente, ser utilizado em áreas de pastagens e culturas anuais.



Figura 1. Sistema de tratamento de resíduos da suinocultura: A = tanque de equalização; B = biodigestores modelo canadense; C = lagoa de estabilização.

As paredes laterais e os fundos do tanque de equalização dos biodigestores e da lagoa de estabilização são revestidos com lona de impermeabilização de policloreto de vinila (PVC), que possui 0,8mm (800 μ m) de espessura.

Considerando a configuração da planta de tratamento de resíduos da unidade de produção em questão, durante os meses de agosto a novembro de 2012, amostragens de dois litros do afluente e efluente foram realizadas em triplicata (APHA, 2005), em cada ponto de amostragem (Figura 2), ou seja, no tanque de equalização, nas saídas dos biodigestores e na lagoa de estabilização.

Sempre às 9 horas do período estudado, amostras dos resíduos suínos foram coletadas uma vez por semana em cada ponto de amostragem, resultando num total de dezoito amostragens (repetições) em cada ponto de coleta. Após coletadas, as amostras de dejetos eram refrigeradas e transportadas ao laboratório

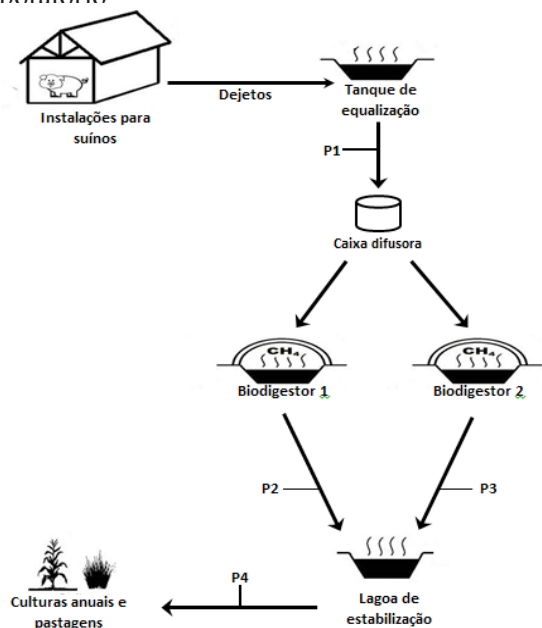


Figura 2. Fluxograma do sistema de manejo e tratamento de dejetos de sistema de produção de suínos. Observação: os pontos P1 a P4 são os locais de amostragem.

As análises físico-químicas para o acompanhamento do processo foram realizadas no Laboratório de Análise de Água (LAADeg) do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras – MG. Os parâmetros

analisados foram pH; alcalinidade total; acidez total; condutividade elétrica (CE); oxigênio dissolvido (OD); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); sólidos totais (ST); sólidos fixos (SF); sólidos voláteis (SV); nitrogênio total (NTK); nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$) e fósforo total (P_{total}), seguindo as metodologias descritas em APHA (2005).

Os dados foram avaliados por meio de estatística descritiva em que as análises estatísticas constaram da avaliação do valor médio, desvio padrão, limite inferior e superior de cada parâmetro físico-químico da biomassa residual da suinocultura no tanque de equalização, nas saídas dos biodigestores e na lagoa de estabilização. Por fim, a eficiência em cada estrutura, isto é, biodigestor 1, biodigestor 2 e lagoa de estabilização, foi obtida por meio da razão dos valores de saída de cada parâmetro estudado pelos valores de entrada do tanque de equalização.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios do pH observados para o tanque de equalização e para os dois biodigestores foram, respectivamente, 7,4 e 7,6 (Tabelas 1, 2 e 3). Foi verificada uma pequena variação do pH ao se comparar os valores obtidos no tanque de equalização e nos dois biodigestores (Tabelas 1, 2 e 3), os quais estão dentro da faixa considerada adequada, que, de acordo com GAO *et al.* (2010) e QUADROS *et al.* (2010), varia de 6,0 a 8,0, demonstrando, assim, o bom tamponamento do sistema.

Nesse trabalho, os valores obtidos para o pH estão em consonância aos que foram constatados por SILVA *et al.* (2012) e QUADROS *et al.* (2010), que estudaram o processo de biodigestão anaeróbia a partir de resíduos provenientes das instalações de animais.

Sobre o pH, é importante mencionar que, em sistemas onde os microrganismos interagem através de reações simbióticas, como é o ambiente anaeróbio dos biodigestores, deve-se buscar valores considerados ideais, a fim de proporcionar o desenvolvimento máximo da maior parte dos microrganismos envolvidos, uma vez que o pH

Tabela 1. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no tanque de equalização.

Parâmetros	Média e Desvio-Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	7,4 ± 0,1	7,3 - 7,5
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	7.970,3 ± 883,5	7.358,0 - 8.582,5
Acidez (mg L ⁻¹)	4.492,8 ± 320,9	4.270,4 - 4.715,1
CE ² (µS cm ⁻¹)	24.849,9 ± 483,0	24.515,2 - 25.184,6
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,5 ± 0,1	1,4 - 1,5
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	14.976,3 ± 1.495,3	13.940,1 - 16.012,4
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	25.199,8 ± 2.127,2	23.725,7 - 26.673,8
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	16.176,4 ± 1.230,9	15.323,4 - 17.029,3
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	6.277,6 ± 500,9	5.930,5 - 6.624,8
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	9.898,8 ± 760,4	9.371,8 - 10.425,7
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	2.981,3 ± 219,2	2.829,3 - 3.133,2
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.718,8 ± 201,9	1.578,9 - 1.858,6
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	7,2 ± 0,2	7,1 - 7,4

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

Tabela 2. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no biodigestor 1.

Parâmetros	Média e Desvio-Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	7,6 ± 0,1	7,5 - 7,7
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	9.413,0 ± 722,4	8.912,4 - 9.913,6
Acidez (mg L ⁻¹)	4.379,9 ± 208,3	4.235,6 - 4.524,2
CE ² (µS cm ⁻¹)	16.720,0 ± 181,8	16.594,0 - 16.846,0
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,7 ± 0,1	1,6 - 1,7
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	2.780,3 ± 94,8	2.714,5 - 2.846,0
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	5.596,4 ± 403,5	5.316,8 - 5.876,0
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	5.240,3 ± 427,2	4.944,2 - 5.536,3
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	2.444,6 ± 139,7	2.347,8 - 2.541,4
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	2.795,6 ± 304,8	2.584,4 - 3.006,8
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	1.913,9 ± 98,2	1.845,8 - 1.981,9
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.524,0 ± 136,6	1.429,3 - 1.618,7
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	5,8 ± 0,4	5,5 - 6,1

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

Tabela 3. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados no biodigestor 2.

Parâmetros	Média e Desvio-Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	7,6 ± 0,1	7,6 - 7,7
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	9.514,9 ± 617,0	9.087,4 - 9.942,4
Acidez (mg L ⁻¹)	4.165,9 ± 460,8	3.846,6 - 4.485,2
CE ² (μS cm ⁻¹)	15.806,3 ± 208,7	15.661,6 - 15.950,9
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,6 ± 0,1	1,6 - 1,7
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	2.803,9 ± 158,4	2.694,1 - 2.913,7
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	5.557,6 ± 401,6	5.279,4 - 5.835,9
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	4.260,5 ± 140,5	4.163,2 - 4.357,8
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	2.658,6 ± 191,6	2.525,9 - 2.791,4
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	1.601,9 ± 81,2	1.545,6 - 1.658,1
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	1.478,3 ± 84,4	1.419,8 - 1.536,7
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.341,8 ± 121,4	1.257,7 - 1.425,8
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	6,0 ± 0,3	5,7 - 6,2

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio; ⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

está diretamente associado às concentrações de ácidos orgânicos voláteis no meio, resultante do equilíbrio entre populações de microrganismos e a alcalinidade total do sistema. Portanto, o monitoramento do pH é importante para que se obtenha eficiência no processo anaeróbio, pois as bactérias metanogênicas são muito sensíveis às variações deste parâmetro (GAO *et al.*, 2010; QUADROS *et al.*, 2010).

Por outro lado, o pH da lagoa de estabilização apresentou maior variação (Tabela 4), quando comparado aos valores observados pelos outros componentes do sistema de tratamento. Nesse trabalho, o valor médio para o pH da lagoa de estabilização foi de 8,3 (Tabela 4), estando este valor bastante próximo aos encontrados por Vivan *et al.* (2010), que estudaram um sistema de lagoas para o pós-tratamento de resíduos da suinocultura e identificaram o valor de 8,2 para o pH da lagoa facultativa, 8,4 para o pH da primeira lagoa de maturação e 8,6 para o pH da segunda lagoa de maturação.

Nesse trabalho, o maior valor de pH da lagoa de

estabilização (Tabela 4), quando comparado com os valores do afluente (Tabela 1) e do efluente dos biodigestores (Tabelas 2 e 3), pode ser justificado pelo fato de o resíduo passar mais tempo nesta lagoa, possibilitando maior consumo dos produtos (ácidos e/ou compostos intermediários na formação de CO₂ e CH₄) gerados durante a degradação do material pelos microrganismos presentes no ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2011).

É importante considerar que a quantificação dos valores de pH em processos de tratamento biológico de resíduos sólidos ou líquidos auxilia na avaliação preliminar do desempenho do processo. Entretanto, quando analisado, além dos valores de pH, as concentrações de alcalinidade total e dos ácidos graxos voláteis (acidez total) possibilitam uma análise mais consistente (LUNA *et al.*, 2009).

Por isso, no monitoramento de biodigestores anaeróbios, a verificação sistemática da alcalinidade total torna-se mais importante do que a avaliação de pH, em virtude dos valores de pH variarem em escala logarítmica, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de

Tabela 4. Valores médios, desvios-padrão e intervalos de variação dos parâmetros físico-químicos dos resíduos da suinocultura coletados na lagoa de estabilização.

Parâmetros	Média e Desvio-Padrão	Variação (limites inferior e superior)
pH ¹	8,3 ± 0,1	8,2 - 8,3
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	10.890,6 ± 522,1	10.528,9 - 11.252,4
Acidez (mg L ⁻¹)	4.768,0 ± 460,4	4.449,0 - 5.087,0
CE ² (μS cm ⁻¹)	12.593,8 ± 208,4	12.449,3 - 12.738,2
OD ³ (mg L ⁻¹)	1,4 ± 0,1	1,3 - 1,5
DBO ⁴ (mg L ⁻¹)	2.121,3 ± 70,3	2.072,5 - 2.170,0
DQO ⁵ (mg L ⁻¹)	4.406,9 ± 374,0	4.147,7 - 4.666,1
ST ⁶ (mg L ⁻¹)	3.848,5 ± 49,0	3.814,5 - 3.882,5
SF ⁷ (mg L ⁻¹)	2.426,5 ± 120,1	2.343,3 - 2.509,7
SV ⁸ (mg L ⁻¹)	1.422,0 ± 119,8	1.339,0 - 1.505,0
NTK ⁹ (mg L ⁻¹)	1.318,0 ± 58,4	1.277,6 - 1.358,4
N-NH ₃ ¹⁰ (mg LN ⁻¹)	1.042,8 ± 55,7	1.004,2 - 1.081,3
P _{total} ¹¹ (mg L ⁻¹)	2,7 ± 0,2	2,6 - 2,9

¹Potencial hidrogeniônico; ²Condutividade elétrica; ³Oxigênio dissolvido; ⁴Demanda bioquímica de oxigênio; ⁵Demanda química de oxigênio;

⁶Sólidos totais; ⁷Sólidos fixos; ⁸Sólidos voláteis; ⁹Nitrogênio total; ¹⁰Nitrogênio amoniacal; ¹¹Fósforo total.

elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento (PEREIRA *et al.*, 2010).

Considerando o comportamento dos valores médios de alcalinidade total e acidez total encontrados nesse trabalho (Tabelas 1, 2, 3 e 4), verificou-se que ele está consonante com o que é reportado na literatura para o bom tamponamento do processo (DUDA & OLIVEIRA, 2011; SANTOS & OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES *et al.*, 2010).

Dessa forma, nesse trabalho, foi constatado que a alcalinidade apresentou o comportamento de aumentar do afluente para o efluente, isto é, do tanque de equalização para as etapas sucessivas do sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), corroborando os resultados de pesquisa observados por Rodrigues *et al.* (2010). Diante disso, evidencia-se que houve geração de alcalinidade e consumo equilibrado de ácidos graxos voláteis (acidez total), garantindo a estabilidade e o tamponamento do processo (DUDA & OLIVEIRA, 2011; SANTOS & OLIVEIRA, 2011; RODRIGUES *et al.*, 2010). E isso se deve às características da biomassa residual,

das características construtivas das estruturas de tratamento e, sobretudo, das condições onde se desenvolveu o processo de biodigestão anaeróbia.

Tem-se que a condutividade elétrica apresentou variação expressiva, ao longo do sistema de manejo e tratamento de resíduos (Tabelas 1, 2, 3 e 4). Por outro lado, trabalhando com biodigestores anaeróbios para o tratamento de dejetos de caprinos, Quadros *et al.* (2010) não evidenciaram variação expressiva para os valores de condutividade elétrica do afluente e do efluente, destoando, dessa forma, dos resultados obtidos nesse trabalho. Isso pode ser explicado pelo fato dos caprinos serem animais ruminantes, visto que a quantidade de volumoso na dieta influencia a produção de biogás e as características físico-químicas do efluente gerado, conforme identificaram Orrico *et al.* (2011).

A salinização pela aplicação de águas residuais ou outros compostos orgânicos ao solo, é uma preocupação ambiental, que pode ser estimada pela condutividade elétrica (CAMPOS *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2012; SAMPAIO *et al.*, 2007), item que indica a quantidade de sais solúveis presentes na solução do solo e que deve ser mantido

abaixo de $4.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (ABREU JÚNIOR *et al.*, 2000). Portanto, pode-se inferir que as águas residuais obtidas no sistema de tratamento podem representar uma fonte potencial de salinização do solo, principalmente quando os resíduos são aplicados em dosagens superiores à capacidade de retenção do solo.

Além do aspecto ambiental associado à condutividade elétrica de águas residuais, ressalta-se que o aumento na quantidade de sais pode ser um fator determinante para o entupimento dos bicos de sistemas de gotejamento, trazendo prejuízos ao agricultor quando se faz uso da fertirrigação (SAMPAIO *et al.*, 2007).

Os teores médios de oxigênio dissolvidos, observados ao longo do sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), apresentam-se dentro do esperado para um sistema anaeróbio, corroborando com os resultados observados por Silva *et al.* (2012) e Nunes *et al.* (2011).

Os valores médios da DBO e DQO (Tabelas 1, 2, 3 e 4) passaram, respectivamente, de $14.976,3 \text{ mg L}^{-1}$ e $25.199,8 \text{ mg L}^{-1}$ no tanque de equalização para $2.121,3 \text{ mg L}^{-1}$ e $4.406,9 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente da lagoa de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4), possibilitando a unidade de tratamento alcançar eficiência global (Tabela 5) de 85,84% e 82,51% para remoção de DBO e DQO, respectivamente.

Para a DBO e DQO, os resultados encontrados nesse trabalho estão em consonância com os

obtidos por outros pesquisadores (ARAÚJO *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2011; QUADROS *et al.*, 2010; VIVAN *et al.*, 2010; LUNA *et al.*, 2009; ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2009).

Quando se atinge elevada eficiência na remoção de poluentes orgânicos, como é o caso da DBO e DQO, confirma-se a viabilidade do sistema de tratamento de resíduos em controlar a poluição gerada pelas unidades de produção de suínos (SILVA *et al.*, 2012).

Com relação a remoção de DBO e DQO, Araújo *et al.* (2012) ainda reportaram que a decomposição da matéria orgânica em ambientes anaeróbios é muito expressiva, apesar de ocorrer de forma mais lenta do que nos tratamentos aeróbios. Contudo, Vivan *et al.* (2010) apregoaram que devido às condições ambientais favoráveis apresentadas pelo Brasil, ao baixo custo de operação, à boa eficiência de remoção da carga orgânica e à possibilidade de geração de produtos, os sistemas de tratamento anaeróbio da biomassa residual devem ser estimulados.

Os valores médios obtidos para a sequência de sólidos, ao longo do sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), possibilitaram a unidade em questão apresentar eficiência global de 76,21%, 61,35% e 85,63% para remoção de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV), respectivamente (Tabela 5), corroborando, dessa

Tabela 5. Valores das eficiências médias de remoção dos parâmetros físico-químicos da unidade de manejo e tratamento de resíduos da suinocultura.

Parâmetros	Eficiência em cada unidade de tratamento (%)		Eficiência Global ⁹ (%)
	Biodigestor 1	Biodigestor 2	
DBO ¹ (mg L ⁻¹)	81,44	81,28	85,84
DQO ² (mg L ⁻¹)	77,79	77,95	82,51
ST ³ (mg L ⁻¹)	67,61	73,66	76,21
SF ⁴ (mg L ⁻¹)	61,06	57,65	61,35
SV ⁵ (mg L ⁻¹)	71,76	83,82	85,63
NTK ⁶ (mg L ⁻¹)	35,80	50,41	55,79
N-NH ₃ ⁷ (mg LN ⁻¹)	11,33	21,93	39,33
P _{total} ⁸ (mg L ⁻¹)	19,44	16,67	62,50

¹Demanda bioquímica de oxigênio; ²Demanda química de oxigênio; ³Sólidos totais; ⁴Sólidos fixos; ⁵Sólidos voláteis; ⁶Nitrogênio total; ⁷Nitrogênio amoniacal; ⁸Fósforo total; ⁹Medida na lagoa de estabilização, que é a última etapa de tratamento do sistema estudado.

forma, os resultados de pesquisa observados por Orrico Júnior *et al.* (2010), Quadros *et al.* (2010), Rodrigues *et al.* (2010), Luna *et al.* (2009), Orrico Júnior *et al.* (2009).

Em contrapartida, na avaliação do desempenho de um sistema de tratamento composto de um biodigestor e lagoas de estabilização, Vivan *et al.* (2010) encontraram 24,16%, 34,63% e 12,72% de eficiência para remoção de sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos, respectivamente. Para esses pesquisadores, o arraste de sólidos foi o principal fator que contribui para essa baixa eficiência, o que aponta para a necessidade de ajustes no biodigestor via aumento do tempo de retenção hidráulica, principalmente, nos meses de inverno, quando ocorre um maior arraste de sólidos em virtude da operação do sistema em condições psicrófilas.

Neste trabalho, foi constatada boa eficiência de transformação de biomassa residual, principalmente de sólidos voláteis, ou seja, 71,76% no biodigestor 1 e 83,82% no biodigestor 2 (Tabela 5). Conforme relataram Orrico Júnior *et al.* (2011), os sólidos voláteis são constituídos pela fração orgânica dos sólidos totais que se convertem em biogás.

De acordo com Luna *et al.* (2009), a eficiência de redução e, conseqüentemente, da conversão de sólidos voláteis em biogás está relacionada à natureza física e química do substrato, da carga orgânica aplicada e do tempo de retenção de sólidos. Portanto, conforme relataram Marcos *et al.* (2010) e Luna *et al.* (2009), a alta eficiência na remoção de sólidos voláteis foi devida aos materiais de fácil biodegradação, tais como proteínas, açúcares e lipídios presentes nos efluentes.

A eficiência de remoção dos sólidos fixos acompanhou as reduções de sólidos totais e sólidos voláteis ao longo do sistema de tratamento (Tabela 5), uma vez que, de acordo com Apha (2005), os sólidos fixos são o resultado da diferença entre os sólidos totais e os sólidos voláteis.

As concentrações médias de nitrogênio total apresentaram variação no sistema de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), passando de 2.981,3 mg L⁻¹ no afluente do tanque de equalização para 1.318 mg L⁻¹ na lagoa de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4), obtendo uma eficiência global de remoção de 55,79% (Tabela 5).

Em se tratando do nitrogênio amoniacal,

observou-se que os valores médios de nitrogênio amoniacal variaram ao longo da unidade de tratamento (Tabelas 1, 2, 3 e 4), passando de 1.718,8 mg L⁻¹ no afluente do tanque de equalização para 1.042,8 mg L⁻¹ na lagoa de estabilização (Tabelas 1, 2, 3 e 4), obtendo uma eficiência global de remoção de 39,33% (Tabela 5).

Neste trabalho, os resultados da eficiência global de remoção para nitrogênio total e amoniacal (Tabela 5) estão abaixo dos verificados por Vivan *et al.* (2010) que constataram, respectivamente, para essas variáveis 89,8% e 87,6% de eficiência de remoção. Contudo, é importante destacar que o sistema de tratamento avaliado por esses pesquisadores era constituído por três lagoas de estabilização (lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e duas lagoas de maturação) ligadas em série, o que possibilitou maior capacidade de remoção.

O nitrogênio encontra-se sob a forma orgânica, amoniacal, de nitritos e de nitratos (NUNES *et al.*, 2011). Contudo, a maior parte do nitrogênio está na forma amoniacal, a qual é liberada a partir do momento em que começa a ocorrer a degradação da matéria orgânica, sendo que a volatilização de amônia influencia na eficiência de remoção de nitrogênio (ARAÚJO *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2012; NUNES *et al.*, 2011; QUADROS *et al.*, 2010; VIVAN *et al.*, 2010). Diante disso, a volatilização de amônia presente nos resíduos gera quedas significativas nos teores de nitrogênio do composto final, podendo diminuir a sua qualidade (ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2010).

Portanto, na esfera agrônômica e ambiental, é importante ressaltar que a quantidade de biofertilizante a ser aplicada depende do valor fertilizante, do tipo e condição química do solo e das exigências da cultura a ser implantada (KIEHL, 2010), pois quando volumes de nitrogênio são adicionados em doses superiores à capacidade de retenção do solo, eles passam de fertilizantes a poluentes, alterando a qualidade do solo e, principalmente, da água (CAMPOS *et al.*, 2013), visto que o nitrogênio é um dos nutrientes responsáveis pela eutrofização dos corpos de água (SILVA *et al.*, 2012). Outro tipo de poluição associada ao nitrogênio advindo de dejetos de animais são as emissões de odores e de óxidos de nitrogênio, que afetam a qualidade do ar (ORRICO

JÚNIOR *et al.*, 2011). Ademais, as perdas de nitrogênio contribuem para redução do potencial de biogás dos resíduos (ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2010).

Considerando os valores médios de nitrogênio total ($1.312,50 \text{ mg L}^{-1}$) observados na lagoa de estabilização (Tabela 4), não se recomenda o descarte dos efluentes em corpos d'água, pois de acordo com a Resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), para as águas doces de Classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total não deverá ultrapassar $2,18 \text{ mg L}^{-1}$ para as águas continentais moventes (ambientes lóticos). Portanto, considerando o aporte de nutrientes por meio de resíduos da suinocultura, esses resultados corroboram a importância de se efetuar o pós-tratamento dos efluentes dos biodigestores, conforme foi apregoado por Vivan *et al.* (2010).

Os valores médios de fósforo total (Tabelas 1, 2, 3 e 4) apresentaram variação significativa na unidade de tratamento estudada. Assim, a partir do tanque de equalização até a lagoa de estabilização, esses valores variaram, respectivamente, de $7,2 \text{ mg L}^{-1}$ para $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabelas 1, 2, 3 e 4), possibilitando ao sistema de tratamento alcançar eficiência global de 62,5% para remoção de fósforo total (Tabela 5).

Observou-se que a maior remoção de fósforo ocorreu na lagoa de estabilização (Tabela 5). Assim, os valores elevados de pH constatados nessa lagoa favoreceram a precipitação do fosfato (ARAÚJO *et al.*, 2012; VIVAN *et al.*, 2010).

De acordo com a Resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2005), o valor padrão estabelecido para descarte de fósforo em águas continentais moventes (ambientes lóticos) é de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Dessa forma, não se recomenda o descarte do efluente dos biodigestores diretamente em corpos hídricos, pois poderia causar sérios problemas ambientais, como a eutrofização (OLIVEIRA *et al.*, 2011). Tal informação comprova a importância de se efetuar o pós-tratamento dos efluentes dos biodigestores, conforme foi descoberto por Vivan *et al.* (2010). Por outro lado, o uso desse efluente em culturas

forrageiras mostra-se alternativa interessante, uma vez que a maioria dos solos brasileiros tem baixos teores desse macronutriente (OLIVEIRA *et al.*, 2011).

Pelos resultados obtidos, percebe-se que a biomassa residual da suinocultura apresentou elevada variabilidade ao longo do tempo de amostragem (Tabelas 1, 2, 3 e 4), corroborando, dessa forma, o que foi relatado por Vivan *et al.* (2010), que destacaram que a composição dos dejetos de suínos varia em função do estágio de desenvolvimento dos animais, da nutrição e da quantidade de água utilizada nas operações de manejo.

Embora não tenha sido o objetivo do trabalho, caso o descarte do efluente final em águas continentais moventes (ambientes lóticos) fosse pretendido, seriam necessários investimentos em tecnologias mais eficientes para a depuração e clarificação dos resíduos suínos.

O desafio para a cadeia produtiva de suínos é a exigência da sustentabilidade ambiental nas regiões de produção intensiva, pois de um lado existe a pressão pela concentração de animais em pequenas áreas e pelo aumento da produtividade e, de outro, a pressão para que este aumento não afete o meio ambiente (KUNZ *et al.*, 2009a; KUNZ *et al.*, 2009b).

Nesse contexto, considerando a biomassa gerada nesses sistemas de produção, além das tecnologias disponíveis para o tratamento físico, químico e/ou biológico (CAMPOS *et al.*, 2012; KUNZ *et al.*, 2009a), as estratégias para a mitigação do impacto ambiental dos resíduos da suinocultura podem ainda incluir: aspectos nutricionais e manejo alimentar (ORRICO JÚNIOR *et al.*, 2011); aspectos construtivos e utilização racional dos dejetos como fertilizante orgânico (CAMPOS *et al.*, 2013; CAMPOS *et al.*, 2012).

CONCLUSÃO

- Os resíduos da suinocultura avaliados apresentam alta variabilidade em sua composição, sendo que o sistema de tratamento estudado mostrou-se eficiente para a estabilização dos dejetos, principalmente da carga orgânica. Embora o processo de biodigestão anaeróbia

em biodigestores tenha contribuído para mitigar a problemática ambiental associada aos resíduos da suinocultura, para o caso específico deste trabalho, as concentrações das formas nitrogenadas e de fósforo total observadas ainda não permitem o descarte do efluente final em ambientes lóticos. O efluente da lagoa de estabilização pode ser utilizado como biofertilizante e na eventual utilização desse composto na agricultura é necessário o acompanhamento de um profissional para estabelecer as dosagens recomendadas para cada tipo de solo e cultura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU JÚNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A.F.; ALVAREZ, F.C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n.3, p.635-647, 2000.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington: APHA, 2005. 1.600p.
- ARAÚJO, I.S.; OLIVEIRA, J.L.R.; ALVES, R.G.C.M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.7, p.745-753, jul. 2012.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União, Poder Executivo**, Brasília, 18 de março de 2005.
- CAMPOS, A.T.; VELOSO, A.V.; SILVA, E.B.; YANAGI JÚNIOR, T.; MATTIOLI, M.C. Nitrogen fertilization by deep bedding swine production and its effects on dry matter production and accumulation of nutrients by maize. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.6, p.1257-1267, nov./dez. 2013.
- CAMPOS, A.T.; VELOSO, A.V.; SILVA, E.B. et al. Nitrogen fertilization by deep-bedding swine production and its effects on the properties of a quartzarenic neosol. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.32, n.4, p.756-764, jul./ago. 2012.
- DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p.91-100, jan./mar. 2011.
- EVANGELISTA, A.W.P.; CARVALHO, L.G.; DANTAS, A.A.A.; BERNARDINO, D.T. Potencial erosivo das chuvas em Lavras, MG: distribuição, probabilidade de ocorrência e período de retorno. **Irriga**, Botucatu, v.11, n.1, p.1-11, jan./mar. 2006.
- GAO, W.J.J.; LIN, H.J.; LEUNG, K.T. et al. Influence of elevated pH shocks on the performance of a submerged anaerobic membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, Oxford, v.45, n.8, p.1279-1287, aug. 2010.
- GALBIATTI, J.A.; CAMELO, A.D.; SILVA, F.G. et al. Estudo qualitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.4, p.432-437, abr. 2010.
- KIEHL, E.J. **Novo Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Degaspari, 2010. 248p.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, Oxford, v.100, n.22, p.5485-5489, nov. 2009a.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; RAMME, M. et al. Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, Oxford, v.100, n.5, p.1815-1818, mar. 2009b.

- LUNA, M.L.D.; LEITE, V.D.; LOPES, W.S. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.113-121, jan./mar. 2009.
- MARCOS, A.; AL-KASSIR, A.; MOHAMAD, A.A. et al. Combustible gas production (methane) and biodegradation of solid and liquid mixtures of meat industry wastes. **Applied Energy**, Oxford, v.87, n.5, p.1729-1735, may. 2010.
- NUNES, M.A.G.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; PANIZ, J.N.G. Aplicação de efluente tratado de suinocultura para diluição de dejetos suíno e remoção de nitrogênio por desnitrificação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.2, p.388-398, mar./abr. 2011.
- OLIVEIRA, A.B.M.; ORRICO, A.C.A.; ORRICO JÚNIOR, M.A.P. et al. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ceres**, Viçosa, v.58, n.6, p.690-700, nov./dez. 2011.
- ORRICO, A.C.A.; ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; LUCAS JÚNIOR, J. Biodigestão anaeróbia dos dejetos de cabritos Saanen alimentados com dietas com diferentes proporções volumoso e concentrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.40, n.2, p.448-453, fev. 2011.
- ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.2, p.399-410, mar./abr. 2011.
- ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frangos e carcaças. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v.30, n.3, p.546-554, mai./jun. 2010.
- ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v.29, n.3, p.474-482, jul./set. 2009.
- PALHARES, J.C.P.; CALIJURI, M.C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínos em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.37, n.2, p., mar./abr. 2007.
- PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambi-Água**, Taubaté, v.5, n.1, p.79-88, 2010.
- QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U. et al. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.3, p.326-332, mar. 2010.
- RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J.; ZOCRATO, M.C.O. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.1, p.94-100, jan. 2010.
- SAMPAIO, S.C.; SILVESTRO, M.G.; FRIGO, E.P.; BORGES, C.M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, Botucatu, v.12, n.4, p.557-562, out./dez. 2007.
- SANTOS, A.C.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.4, p.781-794, jul./ago. 2011.
- SILVA, W.T.L.; NOVAES, A.P.; KUROKI, V. et al. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Química Nova**, São Paulo, v.35, n.1, p.35-40, 2012.
- VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.C.; TECHIO, V.H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.3, p.320-325, mar. 2010.