

Artigo Técnico

Reator anaeróbico compartimentado para o tratamento de águas residuárias de suinocultura

Anaerobic baffled reactor for treatment of swine wastewater

Roberto Alves de Oliveira¹, Rose Maria Duda², Gracie Ferraz Rodrigues Fernandes³

RESUMO

A poluição da água e do solo causada pela suinocultura provoca impactos ambientais severos nas regiões produtoras. Uma alternativa eficiente para atenuar esse problema pode ser a utilização de reatores anaeróbios de alta taxa. Neste trabalho, avaliou-se o efeito das águas residuárias de suinocultura com concentrações de sólidos suspensos totais em torno de 6.000 mg.L⁻¹ no desempenho do reator anaeróbico compartimentado, com três câmaras. O volume da primeira câmara foi de 210 L e da segunda e terceira de 160 L. O reator anaeróbico compartimentado foi submetido a tempos de detenção hidráulica de 56, 28 e 18 horas e a cargas orgânicas volumétricas de 5,0 a 10,1 g DQO_{total} (L.d)⁻¹. As maiores remoções de demanda química de oxigênio total, de 42 a 68%, e das produções volumétricas de metano, de 0,261 a 0,454 L CH₄ (L reator d)⁻¹, ocorreram na segunda câmara.

Palavras-chave: carga orgânica volumétrica; lodo anaeróbico; metano; reator anaeróbico; resíduos de suínos.

ABSTRACT

Water and soil pollution caused by the waste from the swine production causes severe environmental impacts in producing areas. An efficient alternative to reduce these impacts can be the use of high-rate anaerobic reactors. In this work, it was evaluated the effect of the swine wastewater with total suspended solids concentrations around 6.000 mg.L⁻¹ in the anaerobic baffled reactor with three compartments. The volume of the first compartment was 210 L and of the second and third ones of 160 L. The anaerobic baffled reactor was submitted at hydraulic detention times of 56, 28 and 18 hours and to organic load rates of 5.0 to 10.1 g total COD (L.d)⁻¹. The highest total COD removals, of 42 to 68%, and volumetric methane productions, of 0.261 to 0.454 L CH₄ (L reactor d)⁻¹, occurred in the second compartment.

Keywords: organic loading rate; anaerobic sludge; methane; anaerobic reactor; swine waste.

INTRODUÇÃO

A suinocultura no Brasil é uma atividade desenvolvida principalmente em pequenas propriedades rurais e integrada a indústria. Aproximadamente 85% dos suínos são produzidos em áreas de até 100 hectares, constituindo-se uma das mais importantes fontes de receita para 46,5% das 5,8 milhões de propriedades rurais no país (RAMIREZ *et al.*, 2002). Paralelamente ao aumento da produtividade, intensificaram-se os problemas decorrentes da disposição dos resíduos.

Em virtude das altas concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes, metais pesados e patógenos que caracterizam as águas residuárias de suinocultura, sua disposição de forma indiscriminada no solo ou em corpo d'água pode ocasionar sérios problemas sanitários e ambientais (FERNANDES & OLIVEIRA, 2006).

O tratamento anaeróbico pode ser utilizado como uma alternativa a fim de reduzir o poder poluente de águas residuárias de suinocultura, e os subprodutos resultantes desse processo (biogás, efluente e lodo estabilizado) podem ter aplicação direta na propriedade rural.

O reator anaeróbico compartimentado (em inglês, *anaerobic baffled reactor* – ABR) é uma opção para o tratamento de águas residuárias com altas frações de sólidos suspensos orgânicos, como são os efluentes da produção agropecuária, entre eles as águas residuárias de suinocultura. Segundo Barber e Stuckey (1999) e Silva e Nour (2005), o ABR é promissor no tratamento de águas residuárias, em função de sua eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, do baixo custo de implantação e da simplicidade de operação. Observaram ainda como vantagens do ABR, a habilidade de separar

¹Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP), *campus* de São Carlos – São Carlos (SP). Professor-Assistente do Departamento de Engenharia Rural, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), *campus* de Jaboticabal – Jaboticabal (SP), Brasil.

²Doutora em Microbiologia Agropecuária pela Unesp, *campus* de Jaboticabal – Jaboticabal (SP). Professora-Assistente da Faculdade de Tecnologia de Jaboticabal “Nilo De Stéfani” (Fatec) – Jaboticabal (SP), Brasil.

³Mestre em Microbiologia Agropecuária pela Unesp, *campus* de Jaboticabal – Jaboticabal (SP), Brasil. Professora no Centro Universitário UNIFAFIBE – Bebedouro (SP), Brasil.

Endereço para correspondência: Roberto Alves de Oliveira – Avenida Professor Paulo Donato Castellane, s/n – Departamento de Engenharia Rural, Unesp, *campus* de Jaboticabal – 1884-900 – Jaboticabal (SP), Brasil – E-mail: oliveira@fcav.unesp.br

Recebido: 16/04/12 – Aceito: 30/04/14 – Reg. ABES: 336

os micro-organismos acidogênicos dos metanogênicos nas câmaras do reator, o que ocasiona o aumento da resistência a cargas de choque hidráulica e orgânica, de temperatura, de pH e da presença de materiais tóxicos no afluente.

Considerando-se as características do ABR, foram realizados vários trabalhos com a sua aplicação para o tratamento de esgoto doméstico (LANGENHOFF & STUCKEY, 2000; FOXON *et al.*, 2004) e dos resíduos da suinocultura (YANG & MOENGANGONGO, 1987; BOOPATHY, 1998; FERNANDES & OLIVEIRA, 2006; ABREU NETO & OLIVEIRA, 2009).

A utilização do ABR para a suinocultura com manejo de dejetos líquidos, em regiões sob clima tropical e subtropical, depende do conhecimento detalhado da influência das condições operacionais (tempo de detenção hidráulica – TDH e carga orgânica volumétrica – COV) e ambientais (temperatura) e das características do afluente e qualidade do efluente nas câmaras e no conjunto do ABR.

Portanto, com este trabalho pretendeu-se avaliar o desempenho de cada uma das três câmaras de um ABR no tratamento de águas residuárias de suinocultura, com concentrações de sólidos suspensos totais (SST) em torno de 6.000 mg.L^{-1} , variando-se o TDH e a COV em condições de temperatura média do ar de 18 a 25°C.

MATERIAL E MÉTODOS

A unidade experimental (Figura 1) utilizada para o tratamento secundário das águas residuárias de suinocultura foi constituída por uma bomba helicoidal, um depósito de dejetos (afluente), um ABR com três câmaras, em escala piloto. Para a medição da produção de biogás, que pôde ser captada, foram instalados gasômetros.

O ABR possuía três câmaras, instaladas em série, identificadas por câmaras 1, 2 e 3. Ele foi construído com tubos de PVC, com diâmetro de 400 mm para a primeira câmara e 300 mm para a segunda e terceira câmaras. A primeira câmara possuía volume de 210 L e a segunda e terceira, 160 L cada uma, conforme descrito por Fernandes e Oliveira (2006).

As câmaras possuíam fundo cônico com conexão para a entrada do afluente e cúpula de fechamento com conexão para a saída do biogás produzido, o qual era conduzido por mangueira de plástico reforçado com lona ao respectivo conjunto de medição de gás, formado por selo hidráulico e gasômetro. O fundo cônico e a cúpula de cada câmara foram unidos ao corpo da câmara por flange a fim de garantir a praticidade de montagem e manutenção, bem como a vedação do reator.

No corpo de cada câmara, foram instalados cinco pontos para a tomada de amostras do lodo, constituídos por registros de esfera, distribuídos proporcionalmente, tanto na altura disponível quanto

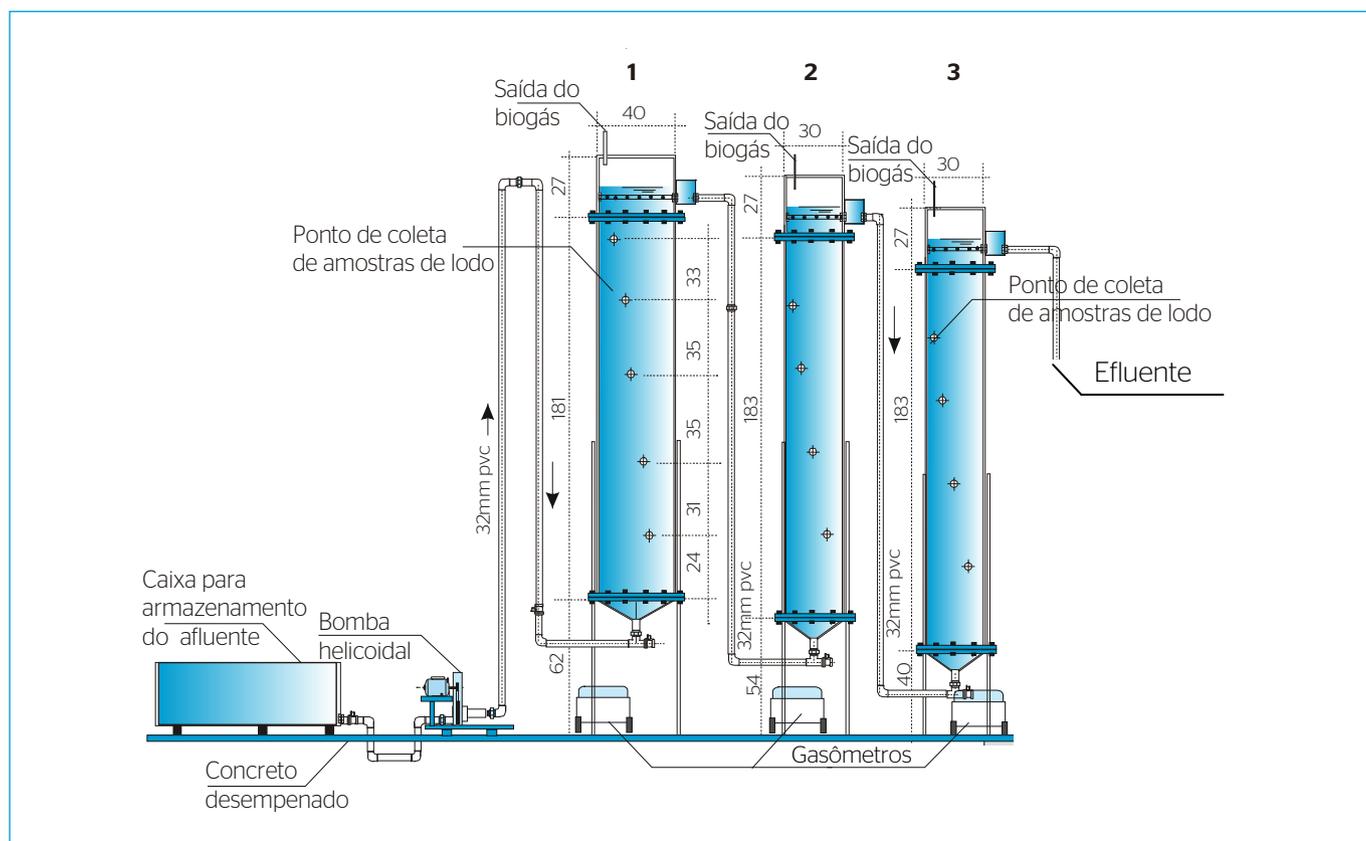


Figura 1 - Corte longitudinal esquemático do reator anaeróbico compartimentado, em escala piloto.

no perímetro. A distribuição teve por base uma espiral imaginária envolvendo o corpo do reator, a qual possibilitou que os pontos de amostragem fossem instalados de forma a não coincidirem. Essa foi a solução encontrada para evitar a possibilidade de obter amostras de “caminho preferencial”, eventualmente formado no interior das câmaras.

O ABR foi inoculado no início do primeiro ensaio com lodo proveniente de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), tratando águas residuárias de suinocultura, com sólidos voláteis (SV) de 16 g.L⁻¹ e atividade metanogênica hidrolítica de 0,167 mmol CH₄ (g.SV.h)⁻¹. O volume de lodo colocado nos reatores foi suficiente para preencher em torno de 30% do volume de cada câmara do ABR, conforme recomendado por Santana e Oliveira (2005) e Oliveira e Foresti (2004). No início dos ensaios 2 e 3, descritos na Tabela 1, foram mantidos 30% do volume de cada câmara preenchida com o lodo e descartado o lodo excedente ou acrescentado o volume faltante. Esse procedimento teve como objetivo tornar similares as condições de partida em cada um dos ensaios.

Os dejetos de suínos utilizados como afluente do ABR foram coletados diariamente, em confinamento de suínos comercial, de instalações com lâmina d'água e localizadas no município de Jaboticabal, no Estado de São Paulo. Os animais estavam na fase de crescimento e terminação e eram alimentados com ração à base de milho ou sorgo e soja com complemento vitamínico e mineral. O afluente foi peneirado em malha quadrada com 2 mm de lado.

O experimento foi dividido em três ensaios, variando-se o TDH e procurando-se manter as concentrações de SST no afluente em torno de 6.000 mg.L⁻¹, conforme descrito na Tabela 1.

A avaliação de desempenho da unidade experimental baseou-se na monitorização da água residuária de suinocultura afluente e do efluente tratado, em amostras compostas de amostras simples coletadas a cada uma hora, no período das 8:00 às 14:00 horas, duas vezes por semana. Os parâmetros determinados no afluente e efluente foram o pH, a alcalinidade total (AT), a alcalinidade intermediária (AI), a alcalinidade parcial (AP) e os ácidos voláteis totais (AVT), conforme metodologias descritas por Jenkins *et al.* (1983) e Dilallo e Albertson (1961), respectivamente. Também foram determinadas no afluente e efluentes a demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), a DQO dissolvida (DQO_{diss}), a DQO devido aos sólidos suspensos (DQO_{ss}), os SST e os sólidos suspensos voláteis (SSV), conforme metodologias descritas por APHA, AWWA, WPCF (1998). As temperaturas médias do ar foram obtidas na Estação Agroclimatológica do Departamento de Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Unesp), *campus* de Jaboticabal. O número mais provável de coliformes totais e termotolerantes foram determinados no afluente e efluente da unidade experimental, duas vezes por ensaio, utilizando-se a técnica dos tubos múltiplos, de acordo com o que foi apresentado por APHA, AWWA, WPCF (1998).

Tabela 1 – Valores médios e respectivos coeficientes de variação (c.v. em %) da temperatura média do ar e da carga orgânica volumétrica e do tempo de detenção hidráulica aplicados no reator anaeróbio compartimentado, da DQO_{total}, da DQO_{diss}, da DQO_{ss}, dos sólidos suspensos totais e dos sólidos suspensos voláteis do afluente e efluente, e da produção volumétrica de metano no reator anaeróbio compartimentado, nos ensaios 1, 2 e 3.

Parâmetros	Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3	
	Média	c.v.	Média	c.v.	Média	c.v.
Temperatura média do ar (°C)	21,6	-	18,2	-	24,7	-
TDH (h)						
Câmara 1	22,2	-	11,0	-	7,2	-
Câmara 2	16,9	-	8,5	-	5,4	-
Câmara 3	16,9	-	8,5	-	5,4	-
ABR	56,0	-	28,0	-	18,0	
COV (g DQO _{total} (L.d) ⁻¹)						
Câmara 1	12,8	75	19,9	22	25,8	51
Câmara 2	13,1	71	17,0	53	22,7	32
Câmara 3	4,4	66	9,1	36	8,7	48
ABR	5,0	74	7,8	22	10,1	51
COV (g SSV (L.d) ⁻¹)						
Câmara 1	5,3	110	12,2	37	15,7	37
Câmara 2	5,5	90	9,4	77	13,9	44
Câmara 3	2,8	132	5,3	64	6,9	36
ABR	2,1	110	4,8	37	6,3	37
DQO _{total} (mg L ⁻¹)						
Afluente	11640	75	9198	22	7557	51
Câmara 1	9143	71	6049	53	5132	32
Câmara 2	3062	67	3248	36	1976	49
Câmara 3	1480	120	2569	64	1454	52
DQO _{diss} (mg L ⁻¹)						
Afluente	3942	37	2742	66	1994	42
Câmara 1	2312	70	1014	56	414	47
Câmara 2	400	64	302	74	135	71
Câmara 3	219	67	260	83	129	75
DQO _{ss} (mg L ⁻¹)						
Afluente	7698	116	6456	22	5564	72
Câmara 1	6831	86	5035	27	4771	64
Câmara 2	2662	74	2946	27	1841	39
Câmara 3	1261	132	2308	26	1325	68
SST (mg L ⁻¹)						
Afluente	5626	108	6206	34	5645	35
Câmara 1	4370	89	3675	74	4458	38
Câmara 2	2407	134	2162	48	1772	40
Câmara 3	1137	100	1869	98	1207	52
SSV (mg L ⁻¹)						
Afluente	4938	110	5585	37	4710	37
Câmara 1	3861	90	3345	77	3657	44
Câmara 2	2012	132	1896	64	1556	36
Câmara 3	912	110	1682	101	996	46
Produção volumétrica de CH ₄ (L CH ₄ (L reator.d) ⁻¹)						
Câmara 1	0,187	69	0,195	43	0,389	34
Câmara 2	0,454	73	0,310	43	0,261	45
Câmara 3	0,072	44	0,125	59	0,105	54
ABR	0,385	68	0,186	42	0,274	34

TDH: tempo de detenção hidráulica; COV: carga orgânica volumétrica; DQO_{total}: demanda química de oxigênio total; DQO_{diss}: demanda química de oxigênio da fração dissolvida; DQO_{ss}: demanda química de oxigênio da fração dos sólidos suspensos; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis.

O volume de biogás produzido foi medido nos gasômetros e corrigido para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP), como descrito por Santana e Oliveira (2005), e a composição do biogás foi analisada, semanalmente, por cromatografia gasosa, conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998).

As amostras de lodo foram coletadas semanalmente para a determinação de sólidos totais e voláteis, conforme descrito por APHA, AWWA, WPCF (1998). As taxas de carregamento orgânico no lodo (TCL) foram determinadas utilizando-se os valores médios da massa de SV do lodo de cada câmara e da carga diária da DQO_{total} afluente.

A duração dos ensaios do experimento foi de, no mínimo, 50 dias e, no máximo, 70 dias, perfazendo um total de 189 dias de operação ininterrupta. No início de cada ensaio considerou-se um tempo inicial de adaptação, a cada nova condição operacional imposta, com duração em torno de 15 dias. Para tanto, nos valores médios apresentados nas tabelas e figuras, não foram considerados os dados obtidos durante o período de adaptação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As temperaturas médias do ar observadas foram de 21,6, 18,2 e 24,7°C nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 1), indicando que, no ensaio 2, predominaram condições de temperatura psicrófilicas nos ensaios 1 e 3, mesofílicas.

As maiores COV médias de 12,8; 19,9 e 25,8 g DQO_{total} (L.d)⁻¹ e de 13,1, 17,0 e 22,7 g DQO_{total} (L.d)⁻¹ foram aplicadas nas câmaras 1 e 2, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Na câmara 3 foram utilizadas as COV de 4,4, 9,1 e 8,7 g DQO_{total} (L.d)⁻¹, respectivamente, nos ensaios 1, 2 e 3 (Tabela 1). No reator ABR, as cargas orgânicas de 2,1, 4,8 e 6,3 g SSV (L.d)⁻¹ foram conferidas aos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 1).

Os valores médios da DQO_{total} do afluente foram de 11.640, 9.198 e 7.557 mg.L⁻¹ e dos SST de 5.626, 6.206 e 5.564 mg.L⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Estes corresponderam, conforme descrito por Santana e Oliveira (2005), às águas residuárias de suinocultura provenientes de instalações com uso intensivo de água (lâmina d'água), para transporte dos dejetos, que foram submetidas a tratamento primário por peneiramento ou decantação. Esses valores médios da DQO_{total} diminuíram ao longo das três câmaras do reator ABR de 9.143 para 1.480 mg.L⁻¹; de 6.049 para 2.569 mg.L⁻¹ e de 5.132 para 1.454 mg.L⁻¹, durante os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 1).

Os valores médios da DQO_{ss} do afluente do ABR foram de 7.698, 6.456 e 5.564 mg.L⁻¹ (Tabela 1) e corresponderam na média a 66, 70 e 74% da DQO_{total} do afluente do reator ABR nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Esses resultados indicam a predominância de material orgânico suspenso nas águas residuárias de suinocultura e foram similares aos obtidos por Santana e Oliveira (2005), que trataram águas

residuárias de suinocultura em reatores UASB e obtiveram DQO_{ss} de 66 a 80% da DQO_{total} do afluente.

As eficiências médias de remoção da DQO_{total} na câmara 1, com TDH de 11,0 e 7,2 horas, nos ensaios 2 e 3 foram similares, de 33 e 32%, respectivamente. No ensaio 1 com o TDH de 22,2 horas, a eficiência de remoção da DQO_{total} diminuiu para 23%. Já aquelas de DQO_{diss}, DQO_{ss}, SST e SSV na câmara 1 foram de 41, 63, e 77%; de 13, 21 e 15%, de 23, 38 e 18% e de 18, 34 e 19 %, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Figura 2a).

O melhor desempenho da câmara 1, para remoção de DQO_{total}, DQO_{ss}, SST e SSV de 33, 38, 21 e 34%, respectivamente, ocorreu durante o segundo ensaio, em virtude da diminuição da temperatura favorecer a remoção física dos sólidos suspensos por sedimentação. As maiores eficiências da remoção de DQO_{diss}, de 77%, e de produção volumétrica de metano, de 0,389 L CH₄ (L.d)⁻¹, ocorreram no ensaio 3, com a aplicação do menor TDH (de 7,1 horas) e da maior COV (de 25,8 g DQO_{total} (L.d)⁻¹).

Com acréscimos na COV, na câmara 1, ocorreram aumentos da produção de metano, em condições similares de temperatura. As maiores produções de biogás e velocidade ascensional do líquido no reator intensificaram a mistura e favoreceram a remoção da fração dissolvida da DQO, prejudicando a remoção de sólidos suspensos.

As baixas remoções de DQO_{ss}, SST e SSV na câmara 1, no ensaio 1, podem ser atribuídas ao arraste de lodo leve do inóculo, em virtude do curto período decorrido em relação à partida e, conseqüentemente, ao lodo ainda não ter sido satisfatoriamente adaptado às condições do ABR, ou seja, sem a separação das fases sólido, gás e líquido.

Na câmara 2, com os TDH de 16,9, 8,5 e 5,4 horas e COV de 13,1, 17,0 e 22,7 g DQO_{total} (L.d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, ocorreram eficiências de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss} e DQO_{ss}, SST e SSV de 68, 42 e 61%, de 78, 69 e 60%, de 62, 42 e 60%, de 45, 39 e 58% e de 55, 44 e 55%, respectivamente (Figura 2b). A produção volumétrica de metano foi de 0,454, 0,310 e 0,261 L CH₄ (L reator d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3. Na câmara 2, a eficiência média de remoção de DQO_{diss} e a produção volumétrica de metano decresceram mesmo com o aumento da COV de 13,1, 17,0 e 22,7 g DQO_{total} (L.d)⁻¹ e da velocidade ascensional do líquido no reator, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Na câmara 2 verificou-se o inverso do que ocorreu na câmara 1 para as eficiências de remoção de DQO e sólidos suspensos, e produção de metano, nos ensaios 1, 2 e 3, como pode ser observado, comparando-se as Figuras 2a e 2b. Houve compensação do menor desempenho da câmara 1 nos ensaios 1 e 3, com aumentos acentuados nas eficiências de remoção e maior aproveitamento do remanescente da fração orgânica dissolvida da câmara 1 e dos SSV solubilizados na câmara 2 para a produção de metano, principalmente no ensaio 1. Este efeito da disposição em série de reatores (câmaras) foi descrito e observado por alguns autores (METCALF &

EDDY, 2003; SANTANA & OLIVEIRA, 2005; BARBER & STUCKEY, 1999; FERNANDES & OLIVEIRA, 2006) e pode se tornar superior pela diminuição da temperatura e/ou aumento da COV.

Na câmara 3, com o decréscimo do TDH de 16,9 para 8,5 e 5,4 horas e o aumento da COV de 4,4 para 9,1 e 8,7 g DQO_{total} (L.d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, observou-se diminuição das eficiências de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss}, DQO_{ss}, SST e SSV de 52 para 24 e 29%; de 36 para 15 e 0%; de 53 para 24 e 31%; de 51 para 18 e 32% e de 56 para 54 e 36%, respectivamente (Figura 2c). Esse efeito de decréscimo foi acentuado para a DQO_{total}, DQO_{diss}, DQO_{ss} e SST pelas temperaturas mais baixas durante o ensaio 2. A produção volumétrica de metano na câmara 3 foi inferior àquelas verificadas nas câmaras 1 e 2.

No ABR, mesmo com o decréscimo do TDH de 56 para 28 e 18 horas e o aumento da COV de 5,0 para 7,8 e 10,1 g DQO_{total} (L.d)⁻¹,

nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, foram observadas eficiências de remoção similares para a DQO_{total}, DQO_{diss}, DQO_{ss}, SST e SSV de 88, 71 e 79%; 95, 90 e 94%; 79, 66 e 73%; 79, 68 e 77% e 78, 80 e 76%, respectivamente (Figura 2d). Os valores um pouco inferiores no ensaio 2 podem ser atribuídos às menores temperaturas e, no ensaio 3, às maiores COV.

Boopathy e Sievers (1991) obtiveram eficiência de remoção de DQO_{total} de 62% tratando águas residuárias de suinocultura com DQO_{total} do afluente de 11.200 mg.L⁻¹, em ABR com três câmaras e volume total de 20 L, TDH de 15 dias e temperatura controlada de 35°C. Comparando-se este resultado com aquele obtido no reator ABR durante o ensaio 1, tem-se remoção de DQO_{total} maior, de 88%, com DQO_{total} do afluente similar e TDH muito inferior (2,3 dias) e temperatura média do ar menor (21,6°C).

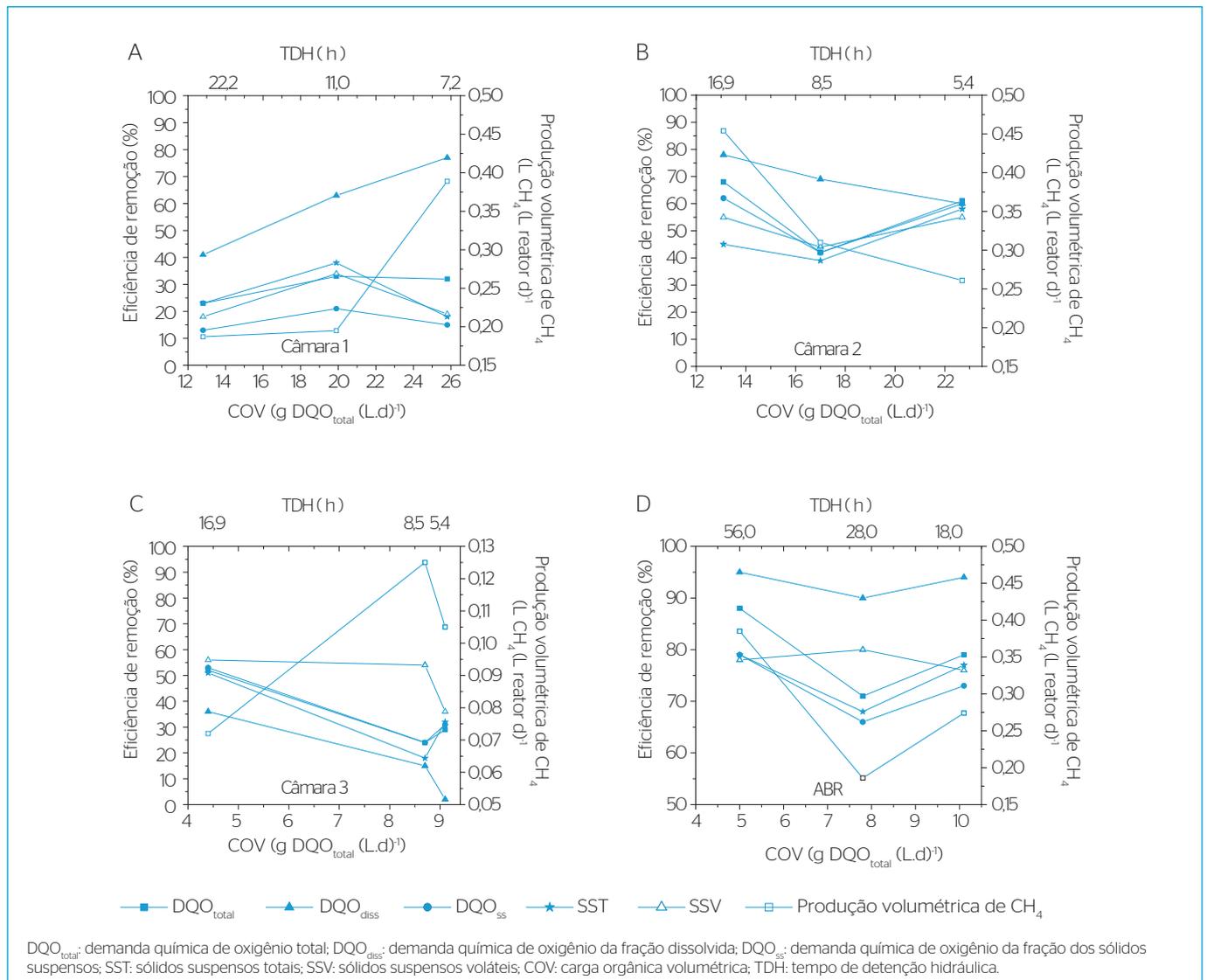


Figura 2 - Eficiências médias de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss}, DQO_{ss} e sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e produção volumétrica de metano nas câmaras 1 (A), 2 (B) e 3 (C) e no reator anaeróbio compartimentado (D) em função da carga orgânica volumétrica e do tempo de detenção hidráulica.

Os valores médios de SSV no efluente do ABR foram de 912 a 1.682 mg.L⁻¹ e corresponderam de 80 a 90% dos valores médios de SST. Isso indicou a composição predominante de material orgânico dos sólidos suspensos também na água residuária tratada, sugerindo a presença das partículas de lodo composto por micro-organismos e sólidos suspensos do afluente, pouco estabilizados, os quais foram arrastados com o efluente.

As produções volumétricas médias de metano no ABR foram baixas, de 0,385, 0,186 e 0,274 L CH₄ (L reator d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 1 e Figura 2d). Boopathy e Sievers (1991) citaram produções volumétricas de 0,815 L CH₄ (L reator d)⁻¹ em reator ABR operado com COV de 4,0 g DQO (L reator d)⁻¹, tratando águas residuárias de suinocultura. As produções volumétricas de metano observadas nos ensaios 1, 2 e 3 foram inferiores, com a aplicação de COV de 5,0 a 10,1 g DQO_{total} (L.d)⁻¹, e podem ter ocorrido em virtude do aumento da escala (de bancada para piloto) e COV, que prejudicaram a captação do gás produzido, acentuando o efeito da ausência do separador de fases gás/sólido/líquido no ABR.

Na faixa de TDH e COV estudadas, apesar do desempenho diferente entre as três câmaras do ABR, não houve variações significativas entre as eficiências de remoção e as produções de metano nos ensaios 1 e 3. No ensaio 2, que coincidiu com os meses de inverno (junho, julho e início de agosto), ocorreram temperaturas médias abaixo de 20°C, as quais provocaram desempenho pouco inferior do ABR.

Os valores médios de pH foram crescentes do afluente para o efluente das câmaras do reator ABR de 6,3, 5,9 e 6,6 até 8,0, 6,9 e 7,2, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 2), indicando as boas condições de tamponamento desenvolvidas nas câmaras do ABR.

No afluente, os valores médios de AT variaram de 681 a 1.010 mg.L⁻¹, com menor participação da AP, de 112 a 350 mg.L⁻¹, e maior da AI, de 620 a 660 mg.L⁻¹, durante os três ensaios. No efluente do ABR, observaram-se valores de AT e AP maiores do que os encontrados no afluente, indicando que houve acréscimo de alcalinidade que proporcionou capacidade tampão no reator. Houve aumento de AP (bicarbonato) e diminuição da AI (ácidos voláteis), como observado na Tabela 2.

As relações AI/AP foram superiores na câmara 1, de 0,71, 1,81 e 0,39; e diminuíram para 0,12, 0,41 e 0,22 e para 0,17, 0,37 e 0,22 nos efluentes das câmaras 2 e 3 do ABR, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. De acordo com Ripley *et al.* (1986), valores da relação AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Segundo Foresti (1994), é possível ocorrer estabilidade no processo de digestão anaeróbia com valores diferentes de 0,3; sendo prudente a verificação para cada caso em particular, o que ocorreu principalmente na câmara 1, sem comprometer a estabilidade dos valores de pH, alcalinidade e ácidos voláteis totais.

Os valores médios de AVT ficaram entre 735 a 1.108 mg.L⁻¹ no afluente e decresceram acentuadamente para 185 a 587 mg.L⁻¹, 123 a

188 mg.L⁻¹ e de 104 a 170 mg.L⁻¹ nas câmaras 1, 2 e 3, respectivamente. Os valores de AVT, nas câmaras 2 e 3, mantiveram-se abaixo do máximo recomendado por Lettinga e Hulshoff Pol (1991) de 200 mg.L⁻¹, para a ocorrência das condições de estabilidade em reatores UASB tratando esgotos sanitários domésticos.

No efluente da câmara 1 do ABR ocorreram maiores concentrações de AVT do que nas demais. Esses resultados indicam maior produção de ácidos orgânicos nesta câmara, que é uma decorrência de maior atividade das bactérias hidrolíticas e acidogênicas do que nos demais compartimentos do reator, confirmando a possibilidade de separação parcial da fase metanogênica nas câmaras posteriores, como pode ser observado nos ensaios 1 e 2. No ensaio 3, com a adaptação do lodo da câmara 1 ao aumento da COV, a metanogênese também se estabeleceu, inclusive atingindo maior valor de produção de metano.

Nos ensaios 1 e 2, as maiores concentrações de SV do lodo de 40.017 e de 43.587 mg.L⁻¹ foram observadas na região inferior da câmara 3. Enquanto que no ensaio 3, os maiores valores de SV de 79.348 mg.L⁻¹

Tabela 2 - Valores médios e coeficientes de variação (c.v. em %) do pH, ácidos voláteis totais, alcalinidade total, alcalinidade parcial e alcalinidade intermediária nos afluentes e efluentes do reator anaeróbio compartimentado, nos ensaios 1, 2 e 3.

Parâmetros	Ensaio 1		Ensaio 2		Ensaio 3	
	Média	c.v.	Média	c.v.	Média	c.v.
pH						
Afluente	6,3	13	5,9	9	6,6	4
Câmara 1	7,5	7	6,5	6	7,2	2
Câmara 2	7,9	7	6,8	4	7,2	2
Câmara 3	8,0	6	6,9	7	7,2	3
AVT (mg.L ⁻¹ de CH ₃ COOH)						
Afluente	1108	21	856	35	735	34
Câmara 1	664	56	587	45	185	34
Câmara 2	124	42	188	38	123	28
Câmara 3	104	40	170	36	107	32
AT (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)						
Afluente	1010	47	681	29	886	30
Câmara 1	1043	38	769	32	994	29
Câmara 2	1033	35	830	31	984	27
Câmara 3	1020	30	830	23	1036	24
AP (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)						
Afluente	350	97	112	69	249	47
Câmara 1	609	35	273	54	711	30
Câmara 2	916	37	587	35	805	29
Câmara 3	871	30	606	25	851	27
AI (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)						
Afluente	660	26	620	32	637	29
Câmara 1	433	49	496	43	283	33
Câmara 2	116	60	243	36	180	28
Câmara 3	149	106	224	34	185	16

AVT: ácidos voláteis totais; AT: alcalinidade total; AP: alcalinidade parcial; AI: alcalinidade intermediária.

foram observadas na região inferior da câmara 2 (Figura 3). As menores concentrações de SV do lodo na câmara 1 podem ter ocorrido em virtude da perda de sólidos suspensos com o efluente, provocada pela ausência do separador de fases e a turbulência pelo aumento da produção de metano nesta câmara. As maiores remoções de SSV por interceptação e/ou sedimentação (Figuras 2b e c) propiciaram o maior acúmulo de lodo nas câmaras 2 e 3.

A relação SV/ST do lodo variou de 0,81 a 0,94; 0,85 a 0,93; de 0,79 a 0,94 na câmara 1, de 0,80 a 0,95; de 0,85 a 0,97 e de 0,80 a 0,94 na câmara 2 e de 0,70 a 0,80; de 0,78 a 0,84 e de 0,77 a 0,86 na câmara 3, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente (Figura 4). As altas relações SV/ST evidenciam a predominância de matéria orgânica no lodo e, conseqüentemente, a presença de micro-organismos, considerando-se a produção de metano nas três câmaras do ABR.

Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 375, de 29 de agosto de 2006 (BRASIL, 2006), para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado

estável se a relação entre SV/ST for inferior a 0,70. Os valores da relação SV/ST nas câmaras 1 e 2 foram superiores aos observados na câmara 3, indicando a predominância de micro-organismos no lodo presente nas câmaras 1 e 2 com as maiores produções de metano, e a presença de lodo mais estável na terceira câmara.

Os valores médios das taxas de carregamento orgânico no lodo (TCL) na câmara 1, nos ensaios 1, 2 e 3, foram as mais altas, de 1,75, 2,94 e 2,18 g DQO_{total} (g SV_{lodo} d)⁻¹, respectivamente. Nas câmaras 2 e 3 as TCL diminuíram mais no ensaio 3 e foram de 1,08, 2,46 e 0,96 g DQO_{total} (g SV_{lodo} d)⁻¹ e de 0,28, 0,52 e 0,50 g DQO_{total} (g SV_{lodo} d)⁻¹, nos ensaios 2 e 3, respectivamente (Tabela 3).

A TCL, durante o regime permanente, pode atingir, conforme o tipo de água residuária a ser tratada, em torno de 2,0 g DQO_{total} (g SV_{lodo} d)⁻¹ (CHERNICHARO, 1997), o que ocorreu somente nos ensaios 1 e 3, na câmara 1. No ensaio 2, nas câmaras 1 e 2, os valores da TCL foram maiores, quando as remoções de DQO e SSV e a produção de metano no ABR foram inferiores.

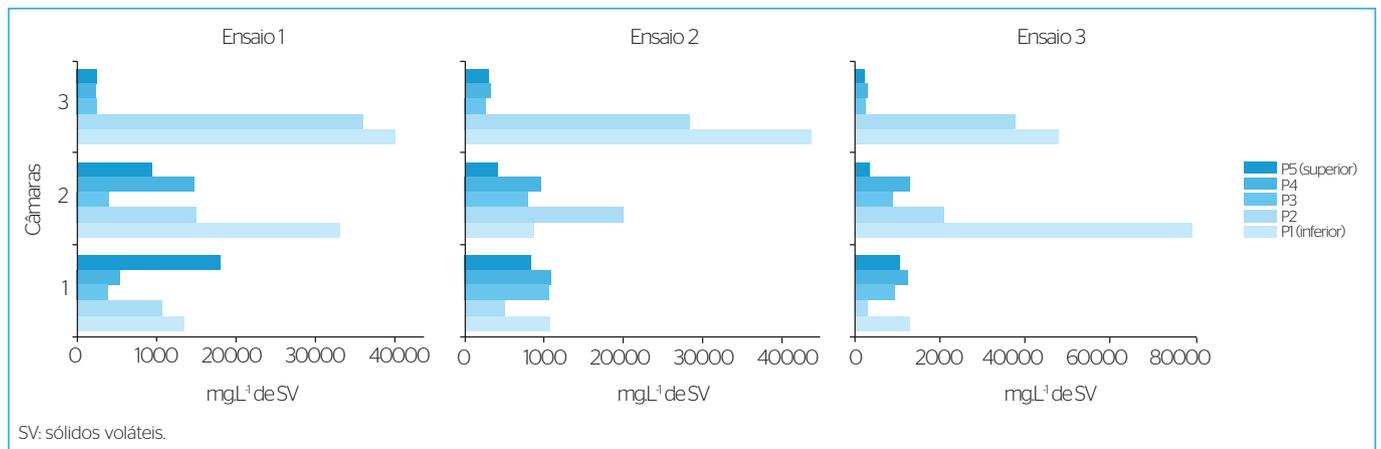


Figura 3 - Concentração de sólidos voláteis do lodo da manta, obtidos das amostras retiradas nos pontos de amostragem equidistantes, da base (P1) até o topo (P5), das câmaras do reator anaeróbio compartimentado, nos ensaios 1, 2 e 3.



Figura 4 - Valores médios da relação sólidos voláteis/sólidos totais do lodo, obtidos das amostras retiradas nos pontos de amostragem equidistantes, da base (P1) até o topo (P5), das câmaras do reator anaeróbio compartimentado, nos ensaios 1, 2 e 3.

Tabela 3 - Valores médios da taxa de carregamento orgânico do lodo e do tempo de retenção dos sólidos nas três câmaras do reator anaeróbio compartimentado, nos ensaios 1, 2 e 3.

Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
TCL (g DQO/g SV d) ¹			
Câmara 1	1,75	2,94	2,18
Câmara 2	1,08	2,46	0,96
Câmara 3	0,28	0,52	0,50
TRS (d)			
Câmara 1	5,2	1,6	1,0
Câmara 2	5,3	1,8	4,4
Câmara 3	9,0	6,4	4,9
ABR	19,5	9,8	10,3

TCL: taxa de carregamento orgânico do lodo; DQO: demanda química de oxigênio; SV: sólidos voláteis; TRS: tempo de retenção dos sólidos; ABR: reator anaeróbio compartimentado.

Com o aumento da COV de 12,8 para 19,9 e 25,8 g DQO_{total} (L.d)⁻¹, nos ensaios 1, 2 e 3, houve diminuição do TRS de 5,2 para 1,6 e 1,0 dia, na câmara 1. De acordo com Ndon e Dague (1997), o aumento da COV provoca maior produção de micro-organismos dispersos e, portanto, o decréscimo do TRS, o que também foi observado na câmara 3.

Segundo Zhang *et al.* (1997), com o aumento da COV, o decréscimo do TRS ocorre em virtude do aumento de sólidos suspensos no reator, o que poderá diminuir a sedimentação do lodo e intensificar o arraste de lodo com o efluente. O TRS mínimo para o processo metanogênico é de aproximadamente 10 dias para 35°C (NDON & DAGUE, 1997). Portanto, nos três ensaios, nas câmaras 1, 2 e 3, foram observados valores de TRS inferiores aos recomendados. No entanto, no reator ABR, o TRS diminuiu com a COV, mas manteve-se no mínimo em torno de 10 dias, nos ensaios 2 e 3, e foi superior no ensaio 1, com 19,5 dias, ocorrendo a produção de metano.

Os coliformes totais e termotolerantes no afluente variaram, respectivamente, de 1,0x10¹⁰ a 2,1x10¹¹ NMP/100 mL e de 1,0x10¹⁰ a 2,1x10¹⁰ NMP/100 mL, nos ensaios 1, 2 e 3.

No sistema de tratamento com o ABR verificaram-se altas eficiências de remoção de coliformes, mas com concentrações nos efluentes acima de 2,5x10⁵ e 2,3x10⁵ NMP/100 mL para coliformes totais e termotolerantes, respectivamente. Assim, permaneceram as restrições quanto

ao número de coliformes termotolerantes para a aplicação das águas residuárias tratadas na irrigação de plantas, tomando-se por base os limites estabelecidos na Resolução do CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), na qual estão definidos os limites de coliformes termotolerantes de 200, 1.000 e 4.000 NMP/100 mL em corpos d'água doce de classes 1, 2 e 3, dos quais podem ser captadas águas para irrigação. O limite de 1.000 NMP/100 mL (WHO, 1989; 2006) é para a irrigação irrestrita com águas residuárias tratadas. Isso indica a necessidade de pós-tratamento do efluente para atender a essa utilização.

CONCLUSÕES

As maiores remoções de DQO_{total} e produções volumétricas de metano de até 78% e 0,454 L CH₄ (L.d)⁻¹, respectivamente, ocorreram na segunda câmara do ABR. Houve compensação do menor desempenho na câmara 1, com acréscimos acentuados na câmara 2 das eficiências de remoção, do aproveitamento do remanescente da fração orgânica dissolvida da câmara 1 e dos SSV solubilizados para a produção de metano, evidenciando o efeito positivo da disposição em série de reatores.

Com o ABR, as eficiências de remoção de DQO_{total}, DQO_{diss} e SSV foram acima de 70%, com COV crescentes de 5,0 a 10,1 g DQO_{total} (L.d)⁻¹. A redução da temperatura média do ar, para valores próximos ou inferiores a 20°C, provocou decréscimo da eficiência de remoção de DQO, SST e da produção volumétrica de metano. O aumento da COV e a adaptação do lodo tornaram a produção volumétrica de metano superior na câmara 1. Para o reator ABR, o efeito foi inverso, em virtude da diminuição do TDH e do aumento da velocidade ascensional, que prejudicaram ainda mais a captação de biogás nas câmaras 2 e 3.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo (FAPESP) e à TIGRE S. A. pelo auxílio financeiro.

REFERÊNCIAS

ABREU NETO, M. & OLIVEIRA, R.A. (2009) Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 148-161.

APHA, AWWA, WPCF. (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 15. ed. Washington. 1.268 p.

BARBER, W.P. & STUCKEY, D.C. (1999) The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review. *Water Research*, Oxford, v. 33, n. 7, p. 1559-1578.

BOOPATHY, R. (1998) Biological treatment of swine waste using anaerobic baffled reactor. *Bioresource Technology*, Barking, v. 64, p. 1-16.

BOOPATHY, R. & SIEVERS, D.M. (1991) Performance of a modified anaerobic baffled reactor to treat swine waste. *Transaction American Society Agricultural Engineering*, St. Joseph, v. 34, n. 6, p. 2573-2578.

BRASIL. (2005) Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Brasília. 23 p.

- BRASIL. (2006) Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. *Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências*. Brasília. 32 p.
- CHERNICHARO, C.A.L. (1997) *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 246 p.
- DILALLO, R. & ALBERTSON, O.E. (1961) Volatile acids by direct titration. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365.
- FERNANDES, G.F.R. & OLIVEIRA, R.A. (2006) Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 243-256.
- FORESTI, E. (1994) Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: *Taller y Seminario Latinoamericano, 3, Memórias...*. Montevideo: ICA. p. 96-109.
- FOXON, K.M.; PILLAY, S.; LALBAHADURS, T.; RODDA, N.; BUCKLEY, C.A. (2004) The anaerobic baffled reactor (ABR): an appropriate technology for on-site sanitation. *Water SA*, v. 30, n. 5, p. 44-50.
- JENKINS, S.R.; MORGAN, J.M.; SAWYER, C.L. (1983) Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 448-453.
- LANGENHOFF, A.A.M. & STUCKEY, D.C. (2000) Treatment of dilute wastewater using a anaerobic baffled reactor: effect of low temperature. *Water Research*, Oxford, v. 34, n. 15, p. 3867-3875.
- LETTINGA, G. & HULSHOFF POL, L.W. (1991) UASB: process design for various types of wastewater. *Water Science Technology*, Oxford, v. 24, n. 8, p. 87-107.
- METCALF, E. (2003) *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1819 p.
- NDON, U.J. & DAGUE, R.R. (1997) Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor in the treatment of low-strength wastewater. *Water Research*, Oxford, v. 31, n. 10, p. 2455-2466.
- OLIVEIRA, R.A. & FORESTI, E. (2004) Balanço de massa de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) tratando águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 807-820.
- RAMIREZ, O.P.; QUADRO, M.S.; KOETZ, P.R. (2002) Avaliação de um sistema combinado de UASB-Filtro no tratamento anaeróbio de águas residuárias de suinocultura. *Olam-Ciência. & Tecnologia*, Rio Claro, v. 2, n. 2, p. 1-12.
- RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v. 58, n. 5, p. 406-411.
- SANTANA, A.M. & OLIVEIRA, R.A. (2005) Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 817-830.
- SILVA, G.H.R. & NOUR, E.A.A. (2005) Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para o tratamento de esgotos de pequenas comunidades. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 268-275.
- YANG, P.Y. & MOENGANGONGO, T.H. (1987) Operational stability of a horizontal baffled anaerobic reactor for diluted swine wastewater in tropics. *Transactions American Society Agricultural Engineering*, St. Joseph, v. 30, n. 4, p. 1105-1110.
- ZHANG, R.H.; YIN, Y.; SUNG, S.; DAGUE, R.R. (1997) Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing batch reactor. *Transactions of the American Society Agricultural Engineering*, St. Joseph, n. 40, p. 761-767.
- WORD HEALTH ORGANIZATION - WHO. (2006) *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - policy and regulatory aspects*. Genebra. v. 1. 100 p.
- WORD HEALTH ORGANIZATION - WHO. (1989) *Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Genebra. Technical Report Series, 778. 74 p.