



II-071 - TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATORES UASB EM DOIS ESTÁGIOS SEGUIDOS DE REATOR SEQUENCIAL EM BATELADA AERÓBIO

Rose Maria Duda ⁽¹⁾

Engenheira Química; Mestre em Microbiologia Agropecuária pela UNESP, Campus de Jaboticabal; Doutoranda em Microbiologia Agropecuária pela UNESP, Campus de Jaboticabal.

André Arroyo Fachinni ⁽²⁾

Médico Veterinário, UNESP, Campus de Jaboticabal.

Roberto Alves de Oliveira ⁽³⁾

Engenheiro Agrônomo e Tecnólogo em Construção Civil; Mestre em Agronomia – Produção Vegetal pela UNESP, Campus de Jaboticabal; Doutor em Engenharia Civil - Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP); Professor Assistente Doutor, Departamento de Engenharia Rural, UNESP, Campus de Jaboticabal.

Endereço ^{(1), (3)}: Departamento de Engenharia Rural - Via de acesso Prof. Paulo Donato Castellane - s/n - Jaboticabal/SP - Cep. 14884-900 – Brasil - Tel: (16) 3209-2638 - **e-mail:** oliveira@fcav.unesp.br; roseduda@zipmail.com.br;

RESUMO

Foi avaliado o desempenho de um reator em batelada sequencial aeróbio com alimentação contínua (RBS) com volume de 3000 L, no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura tratadas em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios. Os reatores UASB foram instalados em série, com volumes de 908 L e 188 L, para o primeiro e segundo reatores, respectivamente. As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no primeiro reator UASB foram de 6,1; 5,2; 4,4; 4,4 e 7,8 g DQO_{total} / L d. Os tempos de detenção hidráulico (TDH) aplicados nos sistemas de tratamento anaeróbio e aeróbio foram de 245; 327 e 338 h. As eficiências médias de remoção da demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P-total), Cu e Zn variaram de 96 a 98%; 90 a 99%; 47 a 74%; 55 a 89%; 80 a 95% e 91 a 99%, respectivamente, para o sistema de tratamento anaeróbio composto pelos reatores UASB em dois estágios e o RSB. O número de coliformes termotolerantes foi reduzido a até $2,0 \times 10^3$ NMP/100 mL.

PALAVRAS - CHAVE: resíduos de suínos, digestão anaeróbia, pós-tratamento, nutrientes, coliformes.

INTRODUÇÃO

A criação intensiva de suínos aumenta a eficiência na produção de carnes, entretanto resulta em abundante produção de fezes e urina em áreas restritas, causando sérios problemas ambientais. Nos últimos anos, muitos estudos têm sido conduzidos buscando-se o desenvolvimento de tecnologias que minimizem o impacto desses dejetos no ambiente (OLIVEIRA et al., 2000; PAGILLA, 2000).

Segundo DENG et al (2008) o reator em batelada aeróbio (RBS) é frequentemente utilizado para o tratamento de águas residuárias de suinocultura brutas, com remoções de até 95% para a demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total (NT) e de 90% para o fósforo total (P-total). Entretanto o TDH aplicado varia de 9 a 16 dias, resultando em altos custos para a construção do sistema de tratamento e alto consumo de energia (aproximadamente $4,67 \text{ kW h} / \text{m}^3$).

Para águas residuárias com altas concentrações de matéria orgânica, como as águas residuárias de suinocultura, a combinação do tratamento anaeróbio e aeróbio apresenta como vantagens a remoção da matéria orgânica na fase anaeróbia e a produção de biogás e o decréscimo da carga orgânica aplicada no RBS. Entretanto são encontradas dificuldades na remoção do nitrogênio amoniacal (N-N-am.) do efluente dos reatores anaeróbios no RBS, em virtude da baixa relação DQO/N-am, pois para que ocorra a desnitrificação pelas bactérias heterotróficas é necessária uma fonte de carbono (DENG et al., 2008). Metanol, glicose e acetato são fontes de carbono externas utilizadas (ZHU et al., 2006), mas o seu custo é elevado (DENG et al., 2008). Segundo OBAJA et al (2005) e DENG et al (2008) as águas residuárias de suinocultura brutas podem

ser utilizadas como fonte de carbono para a desnitrificação no RBS, com desempenho semelhante aos observados com a adição da glicose e do acetato.

Desta forma no presente estudo o objetivo foi investigar o desempenho do tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores UASB em série, seguidos de um RBS com alimentação contínua, quanto à remoção de DQO, sólidos, nitrogênio total, fósforo total, Cu, Zn e coliformes termotolerantes, variando-se o TDH e a COV dos reatores UASB e RBS e o ciclo operacional do RBS.

MATERIAIS E MÉTODOS

A unidade experimental foi constituída por dois reatores UASB, instalados em série, com volumes de 908 e 188 L para o primeiro (R1) e segundo (R2) reatores, respectivamente, caixa para armazenamento de afluente, bomba helicoidal, selos hidráulicos e gasômetros. O pós-tratamento do efluente do sistema de tratamento anaeróbio foi feito em reator em batelada seqüencial com alimentação contínua (RBS) construído em tanque de polietileno com volume de 3000 L (Figura 1).

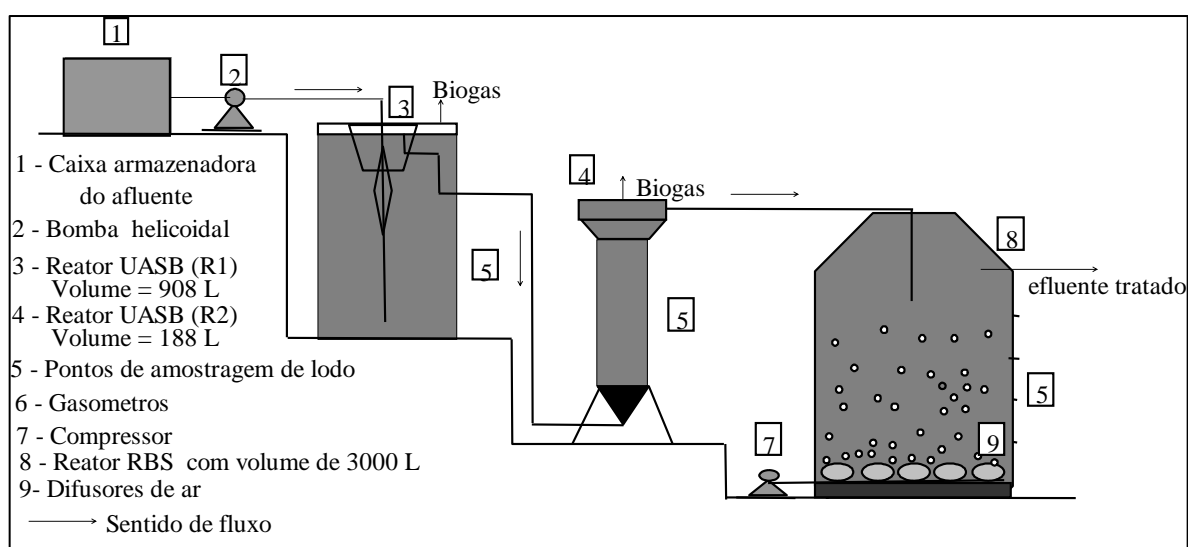


Figura 1. Esquema dos reatores UASB (R1 e R2 com volumes de 908 L e 188 L) e do reator seqüencial em batelada com alimentação contínua (RBS) (volume de 3000 L), em série.

Na região inferior do RBS foram instalados cinco difusores de ar de membrana (bolha grossa), para a aeração e mistura do reator na etapa aeróbia. Nos reatores UASB (R1 e R2) e no RBS foram instalados pontos de amostragem, constituídos por registros de esfera, para coleta de amostras do lodo. Os pontos de amostragem de lodo foram distribuídos verticalmente ao longo da altura dos reatores.

No início de cada um dos cinco ensaios realizados neste experimento, foi descartado o lodo excedente dos reatores UASB, mantendo-se aproximadamente 30% do volume dos mesmos preenchidos com lodo. Os reatores UASB, descritos neste trabalho, eram operados continuamente tratando águas residuárias de suinocultura desde o ano de 2002. Este experimento foi realizado nos anos de 2007 e 2008.

Para a partida do RBS, foi utilizado o lodo aeróbio, proveniente do sistema de lodos ativados em batelada, da estação de tratamento de esgotos do Distrito de Bueno de Andrade – Araraquara (SP). O lodo colocado foi suficiente para preencher 10% do volume do RBS. Durante o experimento não foi realizado descarte de lodo do RBS.

Foram realizados cinco ensaios, variando-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) nos reatores UASB e RBS, conforme descrito na Tabela 1. Os TDH aplicados no R1, R2 e RBS foram de 75, 54, 54, 72 e 72 h, de 15,5; 11,2; 11,2; 14,9 e 14,9 h e de 248, 180, 180, 240 e 240 h, respectivamente, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. No ensaio 1, em virtude da baixa vazão e de maiores concentrações de SST do afluente, houve uma pequena variação na vazão do afluente, a qual resultou em aumentos do TDH de 72 para 75 h no primeiro reator UASB, de 11,2 h para 15,5 h no segundo UASB, e de 240 h para 248 h no RBS.



A temperatura média do ar foi de 19,1; 24,5; 24,3; 20,6 e 22,2 °C, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, ou seja, os reatores foram operados predominantemente na faixa mesofílica, entre 20 a 45°C (CHERNICHARO,1997). As cargas orgânicas volumétricas (COV) aplicadas no R1 foram de 6,1; 5,2; 4,4; 4,4 e 7,8 g DQO_{total} / (L d), nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente e não diferiram estatisticamente ($p>0,05$). No R2 e no RSB, as COV aplicadas foram de 2,2; 1,3; 1,4; 1,2 e 1,7 g DQO_{total} / (L d) e de 0,03; 0,06; 0,06; 0,05 e 0,08 g DQO_{total} / (L d) nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente e diferiram significativamente ($p<0,01$).

Tabela 1. Condições operacionais aplicadas nos reatores UASB (R1 e R2) em série e no RBS com alimentação contínua tratando águas residuárias de suinocultura.

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	c.v (%)	F
TDH (h)	R1	75	54	54	72	72	-	-
	R2	15,5	11,2	11,2	14,9	14,9	-	-
	RBS	248	180	180	240	240	-	-
COV (g DQO _{total} / (L d))	R1	6,1 a	5,2 a	4,4 a	4,4 a	7,8 a	61	3,0 ns
	R2	2,2 a	1,3 b	1,4 ab	1,2 b	1,7 ab	61	3,7**
	RBS	0,03 c	0,06 ab	0,06 ab	0,05 bc	0,08 a	65	6,3**
TCL (g DQO _{total} / (g SV d))	R1	0,37 ab	0,39 ab	0,40 b	0,24 ab	0,50 a	87	3,3**
	R2	0,08 a	0,05 ab	0,07 ab	0,04 b	0,05 b	63	3,9**
	RBS	0,014 b	0,070 a	0,046 ab	0,040 ab	0,017 b	101	3,5*
Temperatura média do ar (°C)	-	19,1 d	24,5 a	24,3 a	20,6 c	22,2 c	11	64**
Volume de ar injetado (m ³ / ciclo)	RBS	15,5 a	6,0 b	15,0 a	7,7 b	7,0 b	30	15**
Duração (d)	-	101 -	60 -	54 -	150 -	50 -	-	-

TDH – tempo de detenção hidráulico; COV – carga orgânica volumétrica, TCL – taxa de carregamento orgânico no lodo, SV – sólidos voláteis, DQO_{total} – demanda química de oxigênio total;

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns - não significativo,

Com o objetivo de avaliar o efeito do volume de ar injetado por ciclo, nos ensaios 1 e 3 e ensaios 2, 3 e 4 o RBS foi aerado por 8 e 4 h, respectivamente (Figura 2). O volume de alimentação por ciclo foi de 873, 900 e 900 L nos ensaios 1, 4 e 5, respectivamente e de 1200 L nos ensaios 2 e 3, respectivamente (Figura 3).

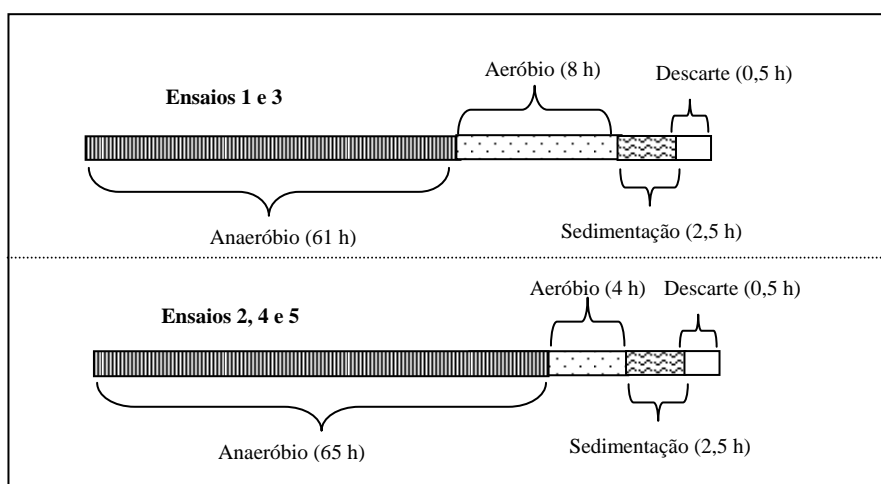


Figura 2. Características do ciclo operacional do reator aeróbio em batelada sequencial (RBS com volume de 3000 L), com alimentação contínua, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Nos ensaios 1 e 3, com o tempo de aeração de 8 h (Figura 2), o volume de ar injetado no RBS foi de 15,5 e 15,0 m³ / ciclo, respectivamente. Nos ensaios 2, 4 e 5, com o decréscimo do tempo de aeração para 4 h (Figura 2), o volume de ar injetado no RBS foi de 6,0; 7,7 e 7,0 m³ / ciclo.

O afluente utilizado para a alimentação dos reatores UASB foi o esterco de suínos pré-peneirado (peneira com malha quadrada de abertura de 3 mm). O esterco utilizado como afluente foi coletado diariamente, em confinamento de suínos na fase de terminação, com lâmina d'água, alimentados com ração à base de milho ou sorgo e soja, com complemento vitamínico e mineral.

Nas amostras do afluente e efluentes foram determinados pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), demanda química de oxigênio total (DQO_{total}), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrogênio total Kjeldalh (NTK), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻), nitrogênio total (NT); fósforo total (P-total); e coliformes termotolerantes (tubos múltiplos). No lodo dos reatores anaeróbios foram determinados os sólidos totais e voláteis. O volume de biogás produzido foi monitorado diariamente por meio de medidas em gasômetros, e a composição do biogás foi analisada semanalmente por cromatografia gasosa. As determinações foram realizadas conforme descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 1998), exceto AT e AP que foram realizadas segundo JENKINS et al., (1983) e o volume de biogás de acordo com SANTANA & OLIVEIRA (2005).

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), com cinco tratamentos (ensaios 1, 2, 3, 4 e 5), com diferentes repetições no tempo (amostragens) para cada parâmetro avaliado. Os valores dos parâmetros determinados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, utilizando-se para a comparação das médias o Teste de Tukey a 5%.

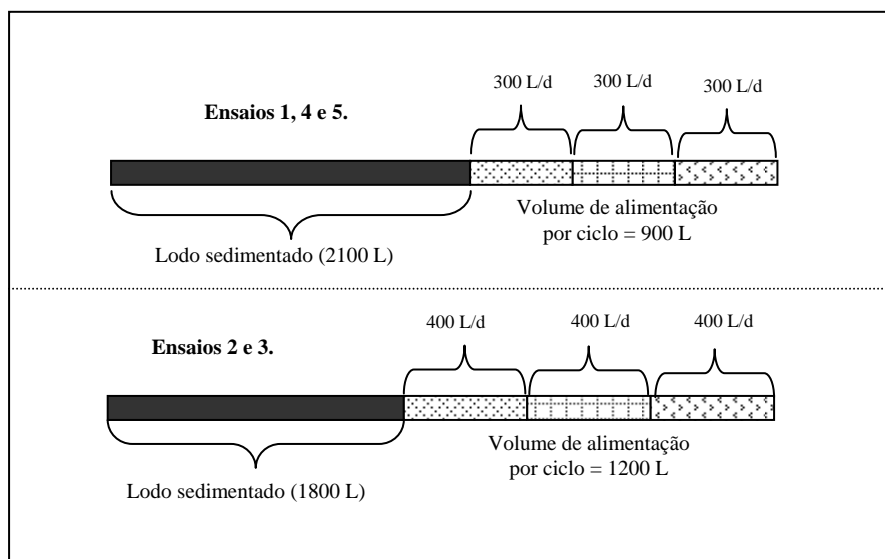


Figura 3. Características do volume de alimentação do reator aeróbio em batelada sequencial (RSB com volume de 3000 L), com alimentação contínua, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

RESULTADOS

Os valores médios da DQO_{total} do afluente foram 19159, 11656, 9888, 13258 e 23174 mg / L, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. O maior ($p < 0,05$) valor da DQO_{total} do afluente foi de 23174 mg / L, no ensaio 5 e não diferiu ($p < 0,05$) do ensaio 1. O coeficiente de variação (c. v.) da DQO_{total} do afluente foi de 63% durante os ensaios. As alterações nas composições do afluente deveram-se principalmente às variações na idade e manejo dos lotes de animais durante o experimento.

Nos reatores R1, R2 e RBS os valores médios de DQO_{total} observados no efluente foram de 1397, 624, 707, 758 e 1056 mg / L, de 278, 499, 506, 517 e 856 mg / L, de 221, 264, 150, 164 e 319 mg / L nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente. O efluente do RBS, nos ensaios 3 e 4, atingiu os menores ($p < 0,05$) valores médios de



DQO_{total}, os quais atendem aos padrões de lançamento de efluentes de alguns estados brasileiros, por exemplo, RS e ES.

Nos sistemas de tratamento R1 +R2 e R1+R2+RSB, os valores médios de eficiência de remoção de DQO_{total} foram de 98, 93, 94, 94 e 95% e de 98, 97, 98, 96 e 98%, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e não diferiram significativamente ($p>0,05$) (Tabela 2 e Figura 3).

Os valores médios das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) observados no afluente foram de 9684, 5805, 4758, 6773 e 9840 mg L⁻¹ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente (Tabela 2). Para o SST do afluente, não foram observadas diferenças significativas pelo teste Tukey, porém no teste F observou-se significância a 5%. Segundo SILVA (2008) quando o F fica muito próximo, mas não atinge a significância poderá haver diferença significativa entre a maior e a menor média. Também poderá não haver diferença significativa entre médias quando o F é significativo, porém muito próximo da não significância. Isso é limitação da aplicação conjunta dos testes F e de Tukey.

Os valores médios de SST observados no efluente dos reatores R1, R2 e RSB foram de 591, 262, 270, 1110 e 585 mg / L, de 88, 224, 254, 535 e 690 mg / L e de 58, 262, 90, 205 e 314 mg / L nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. As eficiências médias de remoção de SST nos sistemas de tratamento R1+R2 e R1+R2+RSB foram de 98, 94, 94, 90 e 94% e de 99, 90, 97, 96 e 90% nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente (Tabela 2). No sistema de tratamento R1+R2+RSB não houve diferença significativa ($p>0,05$) entre os valores obtidos.

Tabela 2. Produção volumétrica de metano e valores médios de DQO_{total}, SST, SSV do afluente do sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) seguidos do RBS com alimentação contínua e das eficiências médias de remoção nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	c.v (%)	F
DQO _{total}	Afluente (mg / L)	19159 ab	11656 b	9888 b	13258 b	23174 a	63	5,1**
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	98 a	93 a	94 a	94 a	95 a	7	2,0 ns
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	98 a	97 a	98 a	96 a	98 a	6	0,4 ns
SST	Afluente (mg / L)	9684 a	5805 a	4758 a	6773 a	9840 a	69	2,9**
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	98 a	94 ab	94 ab	90 b	94 ab	9	3,2**
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	99 a	90 a	97 a	96 a	90 a	16	1,0 ns
SSV	Afluente (mg / L)	7682 a	3899 b	2597 b	4017 b	5257 ab	69	5,5**
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	99 a	91 a	93 a	92 a	95 a	10	1,4 ns
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	99 ab	97 ab	97 ab	99 a	96 b	3	3,9**
Produção volumétrica de metano (m ³ CH ₄ / (m ³ reator d))	R1	0,20 d	0,29 bc	0,26 cd	0,35 ab	0,40 a	32	17**
	R2	0,12 c	0,12 c	0,13 bc	0,17 b	0,23 a	54	13**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns - não significativo, DQO_{total} – demanda química de oxigênio total; SST – sólidos suspensos totais; SSV – sólidos suspensos voláteis.

A maior eficiência de remoção de SST de 98%, no sistema de tratamento R1+R2, a qual diferiu ($p<0,05$) da menor (90%) verificada no ensaio 4, foi observada no ensaio 1 com COV no R1 de 6,1 g DQO_{total} (L d)⁻¹ e temperatura média do ar de 19,1°C. Com as menores temperaturas do ar no ensaio 1 ($p<0,05$), ocorreram as menores ($p<0,05$) produções de biogás (Tabela 2), provocando menor turbulência, melhorando as condições para a remoção de sólidos suspensos com a sedimentação na manta de lodo.

As percentagens de metano observadas no biogás do R1 e R2 foram de 80, 81, 83, 80 e 76% e de 78, 86, 87, 83 e 82 % nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$).

As produções volumétricas de metano no R1, R2 foram de 0,20; 0,29; 0,26; 0,35 e 0,40 $\text{m}^3 \text{CH}_4 / (\text{m}^3 \text{ reator d})$ e de 0,12; 0,12, 0,13, 0,17 e 0,23 $\text{m}^3 \text{CH}_4 / (\text{m}^3 \text{ reator d})$ nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. As maiores ($p < 0,05$) produções volumétricas de metano no R1 e R2 de 0,40 e 0,23 $\text{m}^3 \text{CH}_4 / (\text{m}^3 \text{ reator d})$ foram observadas durante o ensaio 5, com TDH de 72 h e a maior COV de 7,8 g DQOtotal / (L d) no R1, com temperatura do ar média de 22,2 °C. Contudo, nos ensaios 3 e 4, com o aumento do TDH de 54 e 72 h e temperatura média do ar de 24,3 e 20,6 °C, respectivamente e COV similares de 4,4 g DQOtotal / (L d), foi observado aumento significativo ($p < 0,05$) na produção volumétrica de metano de 0,26 para 0,35 $\text{m}^3 \text{CH}_4 / (\text{m}^3 \text{ reator d})$ no R1, que pode ser atribuído ao aumento da DQOdiss do afluente no ensaio 4.

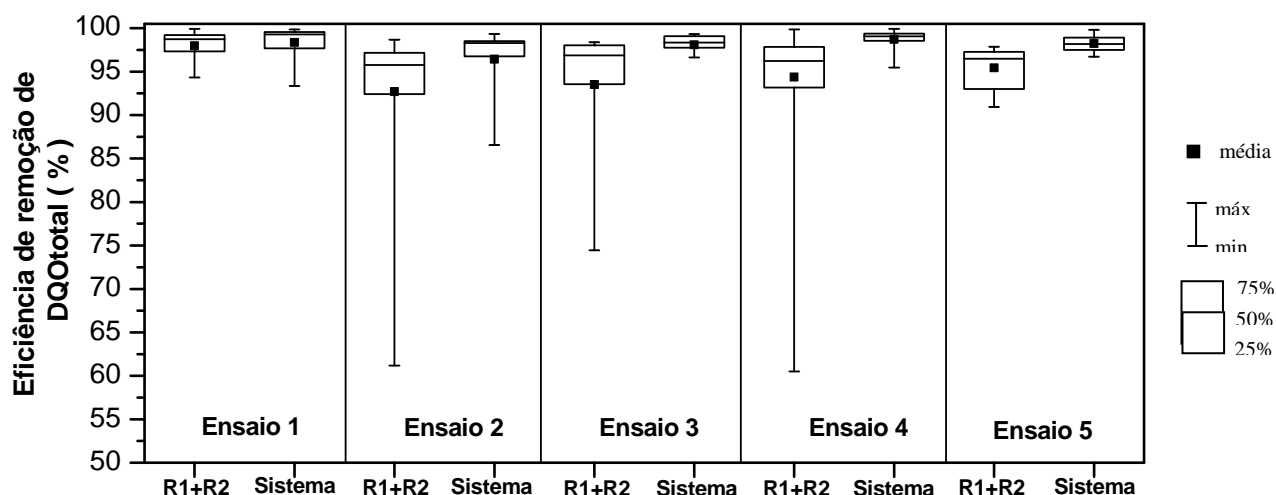


Figura 3. Eficiências de remoção de DQOtotal para o sistema de tratamento anaeróbico (R1+R2) e sistema de tratamento anaeróbico e aeróbico (R1+R2+RSB), nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Tabela 3. Valores médios de NTK, P-total, Cu e Zn do afluente do sistema de tratamento anaeróbico em dois estágios com os reatores UASB (R1 e R2) seguidos do RBS com alimentação contínua e das eficiências médias de remoção nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	F
NTK	Afluente (mg / L)	1130 a	526 b	364 b	587 b	821 ab	5,7**
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	64 a	61 ab	47 ab	43 b	58 ab	2,8**
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	74 a	62 a	47 a	61 a	49 a	1,8 ns
P-total	Afluente (mg / L)	520 b	1063 ab	659 b	1646 a	1330 ab	5,5**
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	64 a	62 a	56 a	52 a	52 a	1,0 ns
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	83 ab	89 a	77 abc	62 bc	55 c	
Cu	Afluente (mg / L)	1,88 a	2,75 a	1,29 a	2,10 a	2,02 a	1,2 ns
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	75 ab	50 b	72 ab	83 a	63 ab	4,3 *
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	82 a	85 a	92 a	95 a	80 a	1,8**
Zn	Afluente (mg / L)	7,7 a	8,9 a	5,7 a	7,6 a	10,7 a	1,1 ns
	Eficiência remoção (R1 + R2) %	96 a	90 a	67 b	91 a	92 a	5,8**
	Eficiência de remoção (R1+R2+RSB) %	99 a	99 a	91 a	93 a	99 a	1,0 ns

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns - não significativo; NTK- nitrogênio total Kjeldahl; P-total – fósforo total.



Os valores médios de NTK no afluente foram de 1130, 526, 364, 587 e 821 mg / L, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente (Tabela 3). As eficiências médias de remoção de NTK nos sistemas de tratamento R1+R2 e R1+R2+RSB foram de 64, 61, 47, 43 e 58 % e 74, 62, 47, 61 e 49%, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente (Tabela 3 e Figura 4). Não foram observadas diferenças significativas entre os ensaios para as eficiências de remoção de NTK no RSB e no sistema de tratamento R1+R2+RSB, indicando que nas condições estudadas, as variações do TDH, da COV e da concentração de NTK no afluente não influenciaram essas remoções.

Os valores médios de taxa de carregamento orgânico no lodo (TCL) do R1, R2 e RSB foram de 0,37; 0,39; 0,40; 0,24 e 0,50 g DQO / (g SV d); de 0,08; 0,05; 0,07; 0,04 e 0,05 g DQO / (g SV d) e de 0,014; 0,07; 0,046; 0,040 e 0,017 g DQO / (g SV d) nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. De acordo com CHERNICHARO (1997), recomenda-se TCL de 0,05 a 0,15 kg DQOtotal / (kg SV d), durante a partida de reatores anaeróbios, dependendo do efluente a ser tratado e durante o regime permanente, esses valores podem atingir aproximadamente 2,0 kg DQOtotal / (kg SV d)⁻¹. Sendo assim, pode-se verificar que os valores encontrados neste trabalho encontram-se acima dos recomendados para a partida e abaixo dos indicados para a aplicação durante o regime permanente. As taxas carregamento orgânico no lodo utilizadas neste trabalho são inferiores aos valores recomendados por CHERNICHARO (1997), porém esse fato não interferiu nas remoções de DQO, sólidos suspensos e produção de biogás.

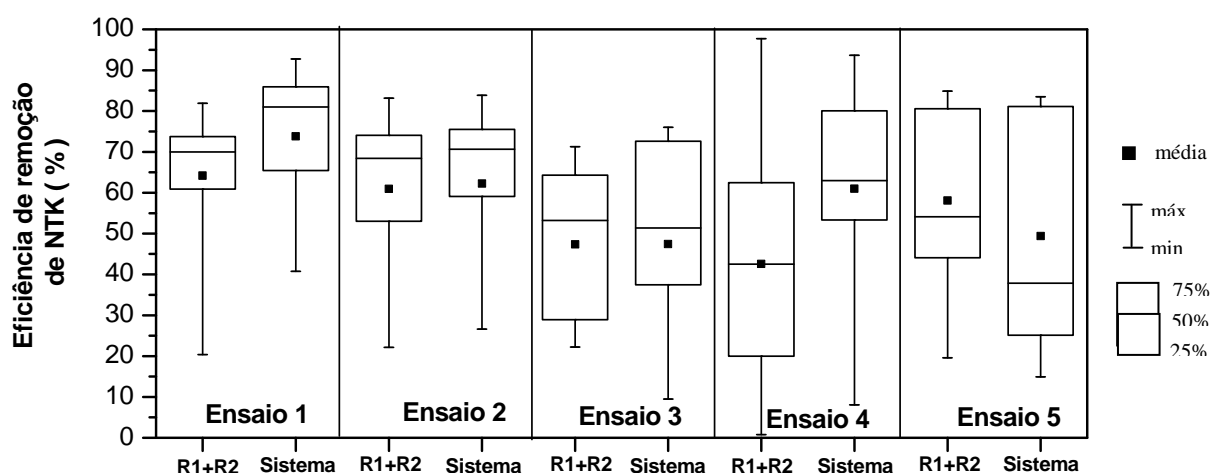


Figura 4. Eficiências de remoção de NTK para o sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) e sistema de tratamento anaeróbio e aeróbio (R1+R2+RSB), nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Os valores médios da concentração de P-total no afluente foram de 520, 1063, 659, 1646 e 1330 mg / L, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente e diferiram significativamente ($p < 0,01$), com a maior concentração no ensaio 4 e os menores nos ensaios 1 e 3.

As eficiências médias de remoção de P-total nos sistemas de tratamento R1+R2 e R1+R2+RBS foram de 64, 62, 56, 52 e 52% e de 83, 89, 77, 62 e 55% nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Houve diferenças significativas ($p < 0,01$) somente no sistema R1+R2+RBS, entre os maiores valores nos ensaios 1 e 2 e menor no ensaio 5, indicando que a aplicação da maior COV de 7,8 g DQOtotal / (L d) ocorreu diminuição na eficiência de remoção.

A introdução do reator RBS propiciou aumentos na remoção de P-total no sistema de tratamento de 52 a 64% no R1+R2, para 55 a 89%, no R1+R2+RBS. Porém este aumento não foi influenciado pelo TDH, mas pelo aumento da COV, assim como pelo aumento da concentração de SST no efluente do RBS, no ensaio 5, provocado pelas maiores concentrações de ST do lodo do RBS, os quais propiciaram aumento do arraste de sólidos do lodo com o efluente. Os acréscimos de remoção de P-total podem ter ocorrido também pela remoção biológica no RBS.

As concentrações de Zn e Cu no afluente do sistema de tratamento variaram de 5,7 a 10,7 mg / L e de 1,8 a 2,7 mg / L, respectivamente (Tabela 3). Não foram observadas diferenças significativas nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5

para as eficiências de remoção de Zn e Cu para o sistema R1+R2+RBS, que variaram de 91 a 99,9% e de 80 a 92%, respectivamente.

No efluente do RBS as concentrações de Zn e Cu variaram de não detectado a 0,55 mg / L; de 0,07 a 0,41 mg / L; de 0,36 a 2,38 mg / L e de 0,09 a 0,31 mg / L, respectivamente. Segundo o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA na sua resolução 357 (BRASIL, 2005), os limites máximos de Cu e Zn para o lançamento de efluentes, os quais são de , 1,0 e 5,0 mg / L, respectivamente. Sendo assim, pode-se observar que com o sistema de tratamento proposto nesse trabalho foi possível atender para esses micronutrientes padrão de qualidade para o lançamento do efluente em corpos d'água.

Os valores médios de pH observados no afluente foram de 6,47; 6,83; 6,87; 6,43 e 6,45, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5. No efluente do R1, R2 e RBS, os valores médios de pH foram de 7,12; 7,35; 7,39; 7,01 e 6,97; de 7,40; 7,51; 7,55; 7,22 e 7,20 e de 7,58; 7,92; 7,70; 7,57 e 7,58 nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$) (Tabela 4).

Os valores de pH no R1 e R2 aumentaram em relação ao do afluente e estiveram dentro da faixa de pH, segundo CHERNICHARO (1997), ótima para o desenvolvimento das arqueias metanogênicas, o qual é de 6,6 a 7,4; embora possa se conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa de 6,0 a 8,0.

Os valores médios da alcalinidade total (AT) e parcial (AP) no afluente variaram de 778 a 1028 mg CaCO_3 / L e de 265 a 487 mg CaCO_3 / L nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$) para AP. Os valores de AT diminuíram ao longo do sistema de tratamento, em virtude do consumo dos ácidos voláteis, e os valores de AP aumentaram, em virtude da degradação anaeróbia da matéria orgânica, garantindo bicarbonato para o tamponamento do pH dos reatores. Observaram-se decréscimos nos valores médios da AT e da AP no efluente do RSB principalmente nos ensaios 1 e 3. Nestes mesmos ensaios foram observadas as maiores concentrações de N-nítrico (Tabela 5). No ensaio 4, os valores de AP aumentaram, e foram observadas as maiores remoções de NT no RSB.

Tabela 4. Valores médios do pH, AT e AP do afluente e efluentes do reator UASB (R2) e do RBS nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	c.v (%)	F
pH	Afluente	6,47 a	6,83 a	6,88 a	6,43 b	6,45 ab	6	5,6**
	Efluente R2	7,40 ab	7,51 ab	7,55 a	7,22 b	7,20 b	3	9,7**
	Efluente RBS	7,58 b	7,92 a	7,70 ab	7,57 b	7,58 b	4	4,9**
AT mg CaCO_3 / L	Afluente	969 a	883 a	778 a	917 a	1028 a	35	1,1 ns
	Efluente R2	819 b	816 b	787 b	1030 ab	1202 a	29	6,9**
	Efluente RBS	720 c	800 c	696 c	988 b	1295 a	27	15,5**
AP mg CaCO_3 / L	Afluente	265 b	408 ab	397 ab	487 a	279 b	56	4,1**
	Efluente R2	643 b	632 b	598 b	784 a	886 a	21	10,3**
	Efluente RBS	562 b	636 b	496 b	812 a	968 a	26	16,2**

pH – potencial hidrogênio; AT - alcalinidade total; AP – alcalinidade parcial; Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns - não significativo

CYBIS *et al.* (2004) relataram que a redução nos valores de AT, operando um reator em batelada sequencial no tratamento de esgoto doméstico, durante a remoção de nitrogênio, é justificada pelo fato da alcalinidade consumida na oxidação da amônia não ser totalmente recuperada na desnitrificação ao longo da fase anóxica, podendo-se concluir que parte da remoção do nitrogênio deveu-se ao processo de desnitrificação. Portanto, nos ensaios 1 e 3 não houve recuperação da alcalinidade parcial, em virtude da maior taxa de nitrificação e da baixa taxa de desnitrificação. Ao passo que, no ensaio 4, houve produção de alcalinidade de bicarbonato (AP) em virtude da maior taxa de desnitrificação.

Os valores médios de concentrações de nitrato e nitrito observadas no efluente do RBS foram de 9,26; 5,48; 5,59; 5,24 e 5,62 mg / L e de 5,74; 3,82; 6,71; 5,09 e 0,92 mg / L nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$) (Tabela 5). Com base na Resolução 357 do CONAMA (BRASIL,



2005), os valores obtidos de nitrato encontram-se numa faixa adequada, enquanto que os valores de nitrito estão inadequados, considerando-se os limites estabelecidos para o uso de água doce para tratamento e abastecimento público. Em virtude das baixas concentrações de N-nítrico ($\text{N-NO}_3^- + \text{-NO}_2^-$) no efluente do RBS, associadas à ausência de remoção de N-am., pode-se concluir que no RBS predominam atividade de microorganismos heterotróficos para a remoção de matéria orgânica e amonificação do N-org., limitando a nitrificação.

Tabela 5. Valores médios das concentrações de nitrato, nitrito e oxigênio dissolvido (O_2) no efluente do RBS nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	c.v (%)	F
Nitrito (mg / L)	Efluente RBS	5,74 a	3,82 ab	6,71 a	5,01 a	0,92 a	52	17,3**
Nitrato (mg / L)	Efluente RBS	9,26 a	5,48 b	5,59 b	5,24 b	5,62 b	26	5,3**
O_2 dissolvido (mg / L)	Efluente RBS	1,83 c	2,22 bc	2,58 ab	2,73 a	1,16 d	32	21,8**

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns - não significativo

As vazões de ar injetado no RBS durante o período de aeração foram de 15,52; 6,04; 14,95; 7,69 e 7,09 m^3/ciclo nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$) (Tabela 1). Mesmo com as maiores quantidades de ar injetado e a manutenção de concentrações de OD adequadas (de 1,16 a 2,73 $\text{mg O}_2 / \text{L}$), houve falta de O_2 para atender a atividade heterotrófica e nitrificante em taxas adequadas para a remoção de N-am..

As maiores ($p < 0,05$) concentrações de N-nítrico ocorreram nos ensaios 1 e 3, quando foram injetados maiores volumes de ar. Os valores de oxigênio dissolvido obtidos no efluente do RBS no momento do descarte foram de 1,83; 2,22; 2,58; 2,73 e 1,16 $\text{mg O}_2 / \text{L}$, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$).

Na Tabela 6 estão apresentados os valores médios e os respectivos coeficientes de variação (c.v.) do nitrogênio total (NT) no afluente e no efluente do RBS. Para a determinação da concentração de nitrogênio total no afluente utilizou-se o mesmo valor de NTK do efluente do R2, e no efluente do RBS utilizou-se a somatória dos valores de NTK + N-nitrito + N-nitrato.

Os valores de NT encontrados no afluente do RSB variaram de 179 a 357 mg / L (Tabela 3, efluente do R2) e no efluente do RSB os valores variaram de 173 a 248 mg / L e não diferiram significativamente pelo teste de Tukey a 5%, apesar do valor do F ser significativo a 5%.

As eficiências de remoção de nitrogênio total (NT) foram de 41, 19, 21, 43 e 12%, nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente, e diferiram significativamente ($p < 0,01$). A maior ($p < 0,05$) eficiência de remoção de NT foi observada no ensaio 4, com a aplicação de 4 horas de aeração/ciclo e a temperatura média do ar de 20,6 °C; e a menor ($p < 0,05$) no ensaio 5.

As baixas eficiências de NT observadas nos ensaios 2, 3 e 5 podem ter sido ocasionadas por condições desfavoráveis dos fatores que controlam o processo de desnitrificação, os quais são: a temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, presença de carbono orgânico, presença de bactérias facultativas, concentração de nitrato, tempo de retenção celular e a presença de substâncias tóxicas (SOUZA & FORESTI, 1999). Dentre estes, o mais importante foram as baixas concentrações de N-nítrico, em virtude das menores taxas de nitrificação, limitadas por falta de O_2 para manter altas remoções de matéria orgânica e nitrificação no RBS.



Tabela 6. Valores médios e respectivos coeficientes de variação das concentrações do nitrogênio total (NT) no afluente e no efluente e das eficiências de remoção durante a operação do reator aeróbio em batelada sequencial (RBS), obtidas durante os ensaios 1, 2, 3, 4 e 5.

Parâmetros		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	c.v (%)	F
NT (mg / L)	Afluente RBS	357 a	179 c	187 bc	311 ab	217 bc	43	5,3**
NT (mg / L)	Efluente RBS	234 a	175 a	173 a	189 a	248 a	32	3,3**
Eficiência de remoção (%)	RBS	41 ab	19 ab	21 ab	43 a	12 b	54	5,1**

NT- nitrogênio total; Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns - não significativo

Os valores de coliformes termotolerantes no afluente e no efluente do R1 variaram de $2,8 \times 10^6$ a $4,6 \times 10^8$ NMP/100 mL e de $2,3 \times 10^5$ a $1,3 \times 10^6$ NMP/100 mL nos ensaios 1, 2, 3 e 5, respectivamente. Nos efluente do R2 e do RSB os valores de coliformes termotolerantes variaram de $4,3 \times 10^4$ a $1,2 \times 10^6$ NMP/100 mL e de $2,0 \times 10^3$ a $2,8 \times 10^5$ NMP/100 mL nos ensaios 1, 2, 3 e 5, respectivamente. As eficiências de remoção de coliformes termotolerantes no R1, R2 e RSB variaram de 53,57 a 99,80%; de 7,69 a 95,38% e de 80,83 a 95,35%, nos ensaios 1, 2, 3 e 5, respectivamente.

Os valores médios de coliformes termotolerantes no efluente do RBS variaram de $2,0 \times 10^3$ a $2,8 \times 10^5$ NMP/100 mL, portanto o efluente não poderá ser utilizado para a irrigação irrestrita de plantas, tomando-se por base o limite de coliformes termotolerantes de 1000 NMP/100mL das diretrizes para o uso de águas residuárias na agricultura (WHO, 1989 e 2006). Os limites estabelecidos na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357,17/03/05 (BRASIL, 2005) na qual estão definidos os valores máximos de coliformes termotolerantes de 200, 1000 e 4000 NMP/100 mL em corpos d'água doce de classe 1, 2 e 3, dos quais podem ser captadas águas para irrigação. No ensaio 1 foi verificado no efluente do reator RBS concentrações de coliformes termotolerantes de $2,0 \times 10^3$ NMP/100mL, abaixo do padrão microbiológico de corpos de água doce de classe 3, que poderia ser utilizado como água de irrigação, enquadrando-se na resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, em corpos de água da classe 3, que tolera até 4000 NMP/100 mL.

CONCLUSÕES

A utilização de reatores UASB em série seguidos de um reator aeróbio em batelada sequencial (RBS) com alimentação contínua dispensou a utilização de tanque de equalização para o efluente dos reatores UASB ou de outros reatores RBS em paralelo e propiciou eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes e com estabilidade para as condições estudadas. As eficiências de remoção variaram de 96 a 99%, de 89 a 99%, de 55 a 89% e de 12 a 81% para a DQO_{total}, SST, P-total e NT, respectivamente, além de remoções acima de 80% para Cu e Zn, no sistema de tratamento composto pelos reatores UASB em dois estágios seguidos do reator RBS. A produção volumétrica de metano nos reatores UASB em dois estágios variou de 0,17 a 0,37 m³CH₄ (m³ d).

O efluente do reator RSB, com concentrações de coliformes termotolerantes de $2,4 \times 10^3$ NMP/100mL no ensaio 1, poderia ser utilizado como água de irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, enquadrando-se, tomando como base a qualidade e os usos de águas doces estabelecidas na Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, em corpos de água da classe 3, que tolera até 4000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes.

A utilização de um tanque de acidificação (e/ou equalização) como pré-tratamento em sistemas de produção em escala plena pode ser uma alternativa, com o intuito de diminuir a população inicial de coliformes termotolerantes no afluente do reator UASB e consequentemente obter eficiências de remoção maiores, visto que apenas no efluente de um dos cinco ensaios foi alcançado padrão de qualidade microbiológica para água de irrigação, caso haja necessidade de reuso do efluente.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP e a Tigre S. A. pelo apoio financeiro.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20 th. Washington, 1998.
2. BRASIL. Ministério 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, BR, 2005. 23 p.
3. CHERNICHARO, C. A. L. de. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Polytécnica LTDA, 246p., 1997.
4. CYBIS, L. F. SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator seqüencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 3, p. 260-264, jul/set, 2004.
5. DENG, L.; ZHENG, P.; CHEN, Z.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresource Technology*, 99, 3136–3145, 2008.
6. JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Journal Water Pollution Control Federation*, Alexandria, v. 55, n. 5, p. 448-453, may 1983.
7. OBAJA, D.; MACÉ, S.; MATA-ALVAREZ, J. Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digest piggery wastewater. *Bioresource Technology*, Barking, v. 96, n. 1, p. 7 – 14, 2005.
8. OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P.G.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R.. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*. 4 (2), 263-267, 2000.
9. PAGILLA, K.; KIM, H.; CHEUNBARN, T. Aerobic Thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste. *Water Research*, 34 (10), 2747 – 2753, 2000.
10. SILVA, F. de A. SANTOS. Assistat versão 7,5 beta (2008). In. <www.assistat.com> . Acessado em 27/10/2008.
11. SOUZA, J. T.; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte extrema de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 3, n. 1, p. 67-93, 1999.
12. ZHU, J.; ZHANG, Z.; MILLER, C. A laboratory scale sequencing batch reactor with the addition of acetate to remove nutrient and organic matter in pig slurry. *Biosystems Engineering*; 93 (4), 437–446, 2006.
13. WHO. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Genebra, Suíça, Word Health Organization, 1989. 74 p. (Technical report series, nº778).
14. WHO. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey water – Policy and regulatory aspects. Genebra, Suíça, World Health Organization, 2006. 100 p., v.1.