

## II-413 - REMOÇÕES DE MACRO E MICRO NUTRIENTES E COLIFORMES EM REATORES UASB EM SÉRIE TRATANDO ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA

**Roberto Alves de Oliveira<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Agrônomo e Tecnólogo em Construção Civil; Mestre em Agronomia – Produção Vegetal pela UNESP, Câmpus 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, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Jaboticabal.

**Cíntia Sobue Lorenzon Guariz<sup>(2)</sup>**

Bióloga, Doutora em Microbiologia Agropecuária pela Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Jaboticabal.

**Endereço<sup>(1), (2)</sup>:** 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](mailto:oliveira@fcav.unesp.br).

### RESUMO

No presente trabalho foram avaliados as remoções de coliformes, macro e micro nutrientes sob acréscimos de carga orgânica volumétrica (COV) e diminuição do tempo de detenção hidráulica (TDH) no conjunto de dois reatores UASB, em série, em escala de bancada, tratando águas residuárias de suinocultura com DQO de 9500 a 17085 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub> e SST de 6952 a 14465 mg L<sup>-1</sup>. Os TDH aplicados no conjunto de reatores UASB (R1+R2) foram de 36, 24 e 12 h, com COV aplicadas no primeiro reator (R1) de 19,0; 32,5 e 102,5 g DQO total (L d)<sup>-1</sup>. No conjunto de reatores UASB (R1+R2), a diminuição do TDH, de 36 para 12 h, e o aumento da COV no R1, de 19,0 e 102,5 g DQO total (L d)<sup>-1</sup>, foram limitante para a remoção de coliformes termotolerantes. Porém, mesmo com TDH menor e COV maior no R1, as eficiências médias de remoção de P-total, N-org, Ca, Zn, Cu, Fe, Mn e coliformes termotolerantes ficaram acima de 50 e 92%, respectivamente, indicando que a utilização de reatores UASB, instalados em série, foi importante para manter as remoções de nutrientes e coliformes estáveis.

**PALAVRAS-CHAVE:** Carga orgânica volumétrica, Fósforo, Metais, Nitrogênio, Tempo de detenção hidráulica.

### INTRODUÇÃO

Com um rebanho de aproximadamente 39,3 milhões de suínos (IBGE, 2013), a suinocultura é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro. Porém, as águas residuárias dessa atividade têm altas concentrações de sólidos suspensos orgânicos, demanda química de oxigênio (DQO), patógenos e nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo (OLIVEIRA; SANTANA, 2011).

Os sistemas de produção de animais confinados constituem a base da expansão da suinocultura, visando principalmente à redução de custos e aumento na escala de produção. Porém, a produtividade, por animal e por área, aumentou significativamente, passando-se a produzir grandes quantidades de dejetos em pequenas extensões de terra (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009). O acúmulo de dejetos em pequenas áreas, quando manejado inadequadamente, pode ocasionar intenso processo de degradação ambiental.

O processo de digestão anaeróbia está sendo amplamente utilizado para a conversão de matéria orgânica em metano que pode ser utilizado como combustível, e também o reúso do efluente tratado e do lodo estabilizado para a fertilirrigação e adubação orgânica mineral.

Dentre os reatores anaeróbios, os de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) merecem destaque, pois possuem características hidrodinâmicas favoráveis à formação de grânulos, possibilitando elevado tempo de retenção celular e acomodando, portanto, altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção

hidráulica curto, da ordem de grandeza de horas, dependendo das condições operacionais e das características dos afluentes (CHERNICHARO, 2007).

Com a utilização de reatores UASB em série, é possível melhorar as remoções de sólidos suspensos, DQO, fósforo, metais e coliformes de águas residuárias de suinocultura (OLIVEIRA; SANTANA, 2011).

De acordo com Massé; Croteau e Masse (2007), para a avaliação do custo de uma biotecnologia e o potencial agrônômico do efluente gerado na digestão anaeróbia, também é importante a avaliação dos nutrientes. Entretanto, são poucos os relatos do efeito da digestão anaeróbia sobre os nutrientes presentes nas águas residuárias, exceto o nitrogênio e o fósforo. Essa informação pode ser útil para a avaliação dos benefícios ambientais, agrônômicos e econômicos da biotecnologia anaeróbia.

Portanto, no presente trabalho foram avaliadas as remoções de coliformes, macro e micronutrientes sob acréscimos de carga orgânica volumétrica (COV) e diminuição do tempo de detenção hidráulica (TDH) no conjunto de dois reatores UASB, em série, em escala de bancada, alimentados com águas residuárias de suinocultura.

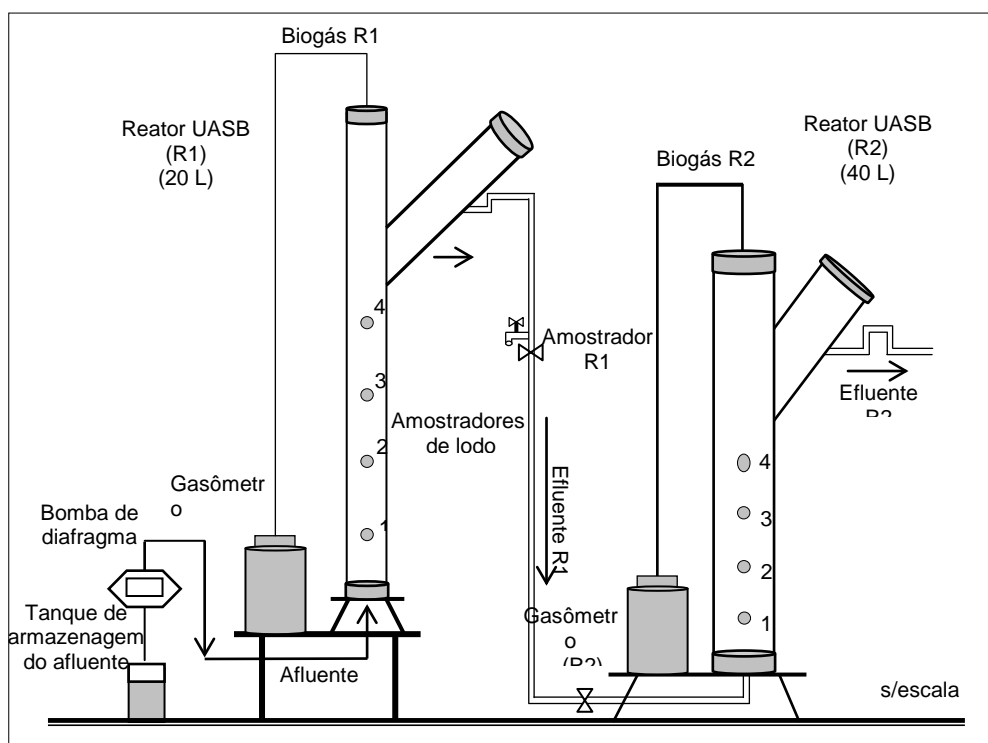
## MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi realizado nas instalações experimentais e no Laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

Foi construído um sistema de tratamento composto por dois reatores UASB, em escala de bancada, instalados em série. Os reatores foram construídos com tubos de PVC e separador de fases não convencional, com ramificação na lateral em forma de “Y”, com ângulo de 45° em relação à vertical (Figura 1), conforme descrito por Haandel et al. (1999). Os volumes foram de 20 L para o primeiro reator (R1) e de 40 L para o segundo (R2), com diâmetros de 100 e 150 mm e alturas de 2500 e 2320 mm, respectivamente. Para o monitoramento da produção de biogás, foram instalados gasômetros de fibra de vidro com volume de 35 L em cada reator.

Foi utilizado, como inóculo, lodo com concentrações de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) de 45,6 g L<sup>-1</sup> e 30,4 g L<sup>-1</sup>, respectivamente, proveniente de um reator UASB em escala-piloto tratando águas residuárias de suinocultura. O volume de lodo colocado em cada reator UASB foi suficiente para preencher em torno de 30% do volume total, conforme utilizado com sucesso por Santana e Oliveira (2005) e Urbinati; Duda e Oliveira (2013).

As águas residuárias de suinocultura utilizadas como afluente foram coletadas em confinamento comercial, com suínos em fase de terminação, manejados com o uso de lâmina d'água, no município de Jaboticabal-SP. Depois de 251 dias de operação, foram utilizadas águas residuárias de suínos da granja da UNESP-Jaboticabal, confinados em fase de crescimento e terminação e manejados também com uso de lâmina d'água.



**Figura 1. Vista lateral esquemática do sistema de tratamento anaeróbico com reatores UASB instalados em série, construídos com PVC, em escala de bancada.**

As águas residuárias de suinocultura foram peneiradas em malha quadrada de abertura de 3 mm, e em seguida em malha de 1,3 mm para a retirada de sólidos grosseiros.

As condições operacionais dos ensaios 1, 2 e 3 do experimento com o sistema de tratamento das águas residuárias de suinocultura estão resumidas na Tabela 1.

**Tabela 1. Condições operacionais e características do afluente durante a operação dos reatores UASB (R1 e R2), instalados em série, tratando águas residuárias de suinocultura, nos ensaios 1, 2 e 3.**

Ensaio	Duração (dias)	Reator UASB				Afluente		COV (g DQO <sub>total</sub> (L d) <sup>-1</sup> )
		TDH (h)		V (m h <sup>-1</sup> )		SST (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	
		R1	R2	R1	R2	R1	R1	R1
1	206	12	24	0,21	0,09	6952	9500	19,0
2	130	8	16	0,31	0,14	9036	10810	32,5
3	82	4	8	0,62	0,29	14465	17085	102,5

TDH - tempo de detenção hidráulica; V - velocidade ascensional do líquido; SST - sólidos suspensos totais; DQO - demanda química de oxigênio; COV - carga orgânica volumétrica.

O experimento teve início no dia 17/04/12 e término no dia 08/06/13, totalizando 418 dias de operação. A diminuição do TDH entre os ensaios foi feita gradativamente, a fim de evitar perda excessiva de biomassa. No

início do ensaio 2 foi descartado o lodo excedente no R1 e R2, para a manutenção de 40% do volume do reator, no ensaio 3 o lodo do ensaio anterior foi mantido nos dois reatores.

Foram coletadas amostras do afluente e efluentes dos reatores R1 e R2, semanalmente e determinados nessas amostras: nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio orgânico (N-org), fósforo total (P-total), Ca, Mg, Na, K, Fe, Zn, Cu e Mn. O nitrogênio amoniacal (N-am) foi determinado duas vezes por semana.

Para a obtenção de extrato para a determinação de P-total, Ca, Mg, Na, K, Cu, Zn, Fe e Mn foi utilizado a digestão em bloco com ácido nítrico e perclórico e posterior utilização do método colorimétrico empregando metavanadato e molibdato de amônio, para o P-total, e posterior leitura em espectrofotômetro de absorção atômica para os demais nutrientes (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Para a obtenção de extrato para a determinação de NTK, utilizou-se a digestão em bloco com ácido sulfúrico e mistura digestora e posterior utilização do método semi-micro Kjeldahl. Para o N-am, também foi utilizado o método semi-micro Kjeldahl (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Os coliformes totais e termotolerantes foram determinados duas vezes por ensaio utilizando-se a técnica dos tubos múltiplos conforme descrito por APHA, AWWA, WEF (2005).

As temperaturas médias do ar referentes aos períodos dos ensaios do experimento foram obtidas na Estação Agroclimatológica do Departamento de Ciências Exatas da FCAV/UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

Foi realizada análise de variância dos valores obtidos por meio do teste F e a comparação de médias pelo teste de Tukey a 5%, considerando-se o delineamento inteiramente casualizado, com três tratamentos (ensaio 1, 2 e 3) e diferentes números de repetições para cada atributo avaliado, de acordo com a frequência de amostragem e período de operação dos reatores UASB. Para o cálculo das eficiências de remoção dos atributos analisados, foram considerados apenas os valores positivos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios de P-total, NTK, N-org, e N-am no afluente variaram de 557 a 1187 mg L<sup>-1</sup>, 719 a 880 mg L<sup>-1</sup>, 362 a 592 mg L<sup>-1</sup> e de 126 a 517 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, nos ensaios 1, 2 e 3 (Tabela 2).

O aumento dos valores de N-am do afluente para os efluentes dos reatores UASB, R1 e R2, no ensaio 1, foram devido a amonificação e também a volatilização de amônia no tanque de armazenamento existente nas instalações de confinamento onde foi coletada a água residuária de suinocultura, cujo tempo de permanência era de alguns dias. Com a mudança de local de coleta dos dejetos, em que o tempo de armazenamento era bem inferior, no máximo um dia, feita a partir do ensaio 2, os valores de N-am diminuíram no afluente e nos efluentes dos reatores UASB (p<0,01) (Tabela 2).

Conforme observado por Duda e Oliveira (2009) e também neste trabalho, as concentrações de N-am, nos efluentes do R1 e R2, não aumentaram proporcionalmente a redução na concentração de N-org, indicando que maior a quantidade de N-org ficou retida no lodo dos reatores, principalmente no R1.

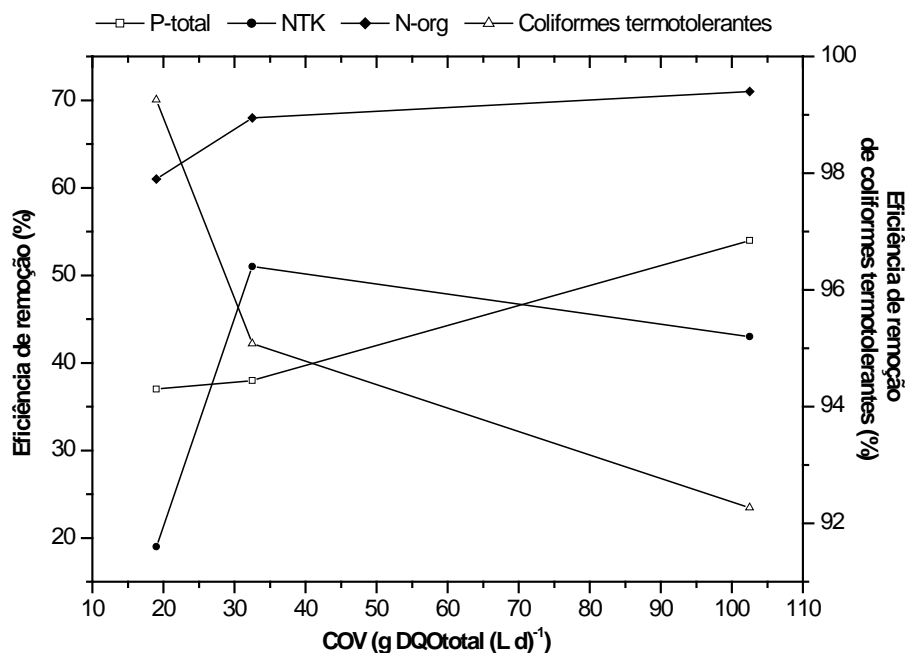
As eficiências médias de remoção de P-total e N-org no conjunto de reatores UASB (R1+R2) não diferiram significativamente entre os ensaios (p>0,05), ou seja, o aumento da COV, de 19,0 para 102,5 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup>, e a diminuição do TDH, de 12 para 4 h no R1, não prejudicaram na remoção desses nutrientes (Tabela 2 e Figura 2).

**Tabela 2.** Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) da temperatura média do ar, da carga orgânica volumétrica (COV) e das concentrações de fósforo total (P-total), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio orgânico (N-org) e nitrogênio amoniacal (N-am), no afluente e nos efluentes dos reatores UASB em série (R1 e R2) e suas respectivas eficiências de remoção (E) no R1, R2 e conjunto (R1+R2), nos ensaios 1, 2 e 3.

Atributos		Amostras	Ensaio			C.V. (%)	Teste F
			1	2	3		
Temperatura (°C)		-	21,4 b	24,3 a	20,9 b	11	58,4**
COV (g DQOtotal(L d) <sup>-1</sup> )		R1	19,0 b	32,5 b	102,5 a	70	58,0**
		R2	4,5 b	3,3 b	10,3 a	97	10,5**
P-total	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	798 ab	557 b	1187 a	57	5,6**
		R1	706 a	349 b	519 ab	65	4,6**
		R2	501	332	464	62	1,8 ns
	E (%)	R1	24	36	49	57	2,2 ns
		R2	27	13	20	70	2,2 ns
		R1+R2	37	38	54	52	1,9 ns
NTK	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	880	719	725	47	0,6 ns
		R1	768 a	300 b	308 b	31	24,1**
		R2	705 a	342 b	410 b	35	10,3**
	E (%)	R1	17 b	59 a	58 a	65	11,9**
		R2	14	-	-	-	-
		R1+R2	19 b	51 a	43 ab	73	5,7**
N-org	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	362	592	466	82	1,0 ns
		R1	244 a	124 ab	44 b	95	3,7**
		R2	147	71	95	120	0,8 ns
	E (%)	R1	41	56	78	66	2,5 ns
		R2	38	41	-	89	1,4 ns
		R1+R2	61	68	71	41	0,3 ns
N-am	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	517 a	126 b	258 b	33	27,6**
		R1	525 a	179 b	264 b	36	16,8**
		R2	560 a	272 b	320 b	26	19,1**

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

Para o NTK as maiores eficiências médias de remoção no conjunto R1+R2, de 51 e 43%, foram no ensaio 2 e 3, nos quais ocorreram aumentos acentuados nas concentrações de SST do afluente (Tabela 1) e quando as concentrações de N-org foram mais altas do que as de N-am no afluente. Assim, as remoções de NTK podem ser atribuídas à maior retenção de sólidos suspensos orgânicos nitrogenados no lodo dos reatores, visto que a quantidade de nitrogênio amonificado foi inferior à de N-org removido (Tabela 2).



**Figura 2. Eficiências médias de remoção de NTK, N-org, P-total e coliformes termotolerantes para o sistema de tratamento anaeróbio, em série, com os reatores UASB (R1 e R2), em função da COV aplicada no R1.**

Os valores médios das eficiências de remoção de NTK, N-org e P-total no conjunto R1+R2, variaram de 19 a 51%; de 61 a 71% e de 37 a 54%, respectivamente, e não foram influenciadas pela diminuição do TDH 36 para 12 h (Tabela 1 e Figura 2). Oliveira e Santana (2011) obtiveram eficiências de remoção de NTK, N-org e P-total similares e pouco superiores, de 21 a 63%, de 43 a 84% e 28 a 57%, respectivamente, com TDH variando de 18 a 39 h no conjunto de reatores UASB, em série, em escala piloto, tratando águas residuárias de suinocultura com COV de 14,8 e 24,4 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> no R1. Os autores concluíram que com a diminuição do TDH, as remoções de NTK, N-org e P-total diminuiriam. No presente trabalho não foram observadas diminuições significativas ( $p > 0,05$ ) nas eficiências de remoção desses nutrientes, com diminuição do TDH de 24 para 12 h no conjunto de reatores UASB (R1+R2) (Tabela 2), indicando que nessa faixa de TDH, no R1 e R2, e as velocidades ascensionais aplicadas (Tabela 1) não afetaram a retenção de sólidos no lodo, e consequentemente, desses nutrientes.

Duda e Oliveira (2011) obtiveram eficiências médias de remoção de NTK e P-total de 65 e 49%, respectivamente, em um reator UASB (R1) seguido por um filtro anaeróbio (R2), em escala piloto, com TDH de 17,8 h e tratando águas residuárias de suinocultura com COV de 26,3 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> no R1. No presente estudo, com COV e TDH similar foram observados valores menores de remoção de NTK e P-total de 51 e 38%, respectivamente, o que indica que a inclusão de um filtro anaeróbio contribuiu para o aumento nos valores médios das eficiências de remoção desses nutrientes. Também, Duda e Oliveira (2011) utilizaram peneira de malha quadrada de 3 mm para peneirar o afluente, neste trabalho foi utilizada malha de 1,3 mm, o que diminuiu a retenção no lodo dos reatores de sólidos suspensos contendo nitrogênio e fósforo.

Em um reator UASB (15 L) com TDH de 72 h e COV de 4,0 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup>, Deng et al. (2008) obtiveram eficiências de remoção de NTK e P-total de 19 e 65%, respectivamente. Valores similares e superiores foram obtidos neste trabalho, de 19 e 37%, respectivamente, com TDH de 36 h e COV de 19,0 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> no R1. Segundo os autores, a maior eficiência de remoção de P-total obtida, foi decorrente da sedimentação de sólidos e precipitação com alumínio, cálcio, ferro ou magnésio, e também em virtude da formação de fosfina em condições anaeróbias. No entanto, a baixa remoção de NTK foi em virtude do arraste de sólidos suspensos nitrogenados e do nitrogênio presente na forma de estrovia ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ) no efluente anaeróbio.



No presente trabalho, as baixas eficiências de remoção de NTK e P-total no ensaio 1 podem estar relacionados com os menores valores de SST no afluente, pois a diminuição do TDH e consequente aumento da velocidade ascensional do líquido (Tabela 1), não ocasionaram a diminuição da remoção de nitrogênio e fósforo (Tabela 2). As concentrações médias de Ca, Mg, Na e K no afluente variaram de 233,3 a 323,0 mg L<sup>-1</sup>, de 46,8 a 81,5 mg L<sup>-1</sup>, de 65,0 a 72,8 mg L<sup>-1</sup> e de 151,3 a 228,4 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 3), similares aos valores observados por Abreu Neto e Oliveira (2009) e Duda e Oliveira (2009).

**Tabela 3. Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) das concentrações de Ca, Mg, Na e K no afluente e efluentes dos reatores UASB em série (R1 e R2) e suas respectivas eficiências de remoção (E) no R1, R2 e conjunto (R1+R2) nos ensaios 1, 2 e 3.**

Atributos		Amostras	Ensaio			C.V. (%)	Teste F
			1	2	3		
Ca	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	259,9	233,3	323,0	68	0,7 ns
		R1	192,0	101,5	135,9	78	2,8 ns
		R2	163,0	125,4	135,1	84	0,5 ns
	E (%)	R1	31	43	50	69	2,3 ns
		R2	21	-	10	109	1,9 ns
		R1+R2	37	33	54	64	2,1 ns
Mg	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	81,5 a	46,8 b	66,0 ab	40	7,6**
		R1	65,0 a	29,7 b	38,7 b	51	10,3**
		R2	63,6 a	28,1 b	32,6 b	45	15,7**
	E (%)	R1	23	30	35	81	1,0 ns
		R2	10	13	21	127	1,5 ns
		R1+R2	24 b	34 ab	46 a	67	5,7**
Na	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	72,8	65,0	65,7	20	1,8 ns
		R1	62,2 a	44,0 b	48,9 b	21	12,7**
		R2	63,2 a	42,6 b	44,8 b	18	26,2**
	E (%)	R1	16 b	32 a	25 ab	59	7,2**
		R2	-	8	3	113	1,3 ns
		R1+R2	14 b	34 a	31 a	53	12,9**
K	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	228,4 a	151,3 b	173,0 b	31	8,7**
		R1	195,9 a	87,0 b	115,5 b	32	26,6**
		R2	186,6 a	92,5 b	105,7 b	37	17,6**
	E (%)	Afluente	19 b	36 a	29 ab	72	4,0*
		R1	13	-	12	127	0,1 ns
		R2	22 b	34 ab	46 a	67	5,7**

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

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2), as eficiências médias de remoção de Mg, Na e K aumentaram ( $p < 0,01$ ) de 24 para 46%; de 14 para 31% e de 22 para 46%; respectivamente, com o aumento da COV de 19,0 para 102,5 g DQO<sub>total</sub> (L d)<sup>-1</sup> e diminuição do TDH, de 12 para 4 h no R1. Esses acréscimos, da mesma forma que para o NTK, podem ser atribuídos aos aumentos nas concentrações de SST do afluente nos ensaios 2 e 3 (Tabelas 1 e 3). Para o Ca, não houve diferença significativa de remoção entre os ensaios, assim como para o P-total, visto que a remoção de ambos podem estar associado à formação de precipitados, como por exemplo de hidroxiapatita, que ficam retidos na manta de lodo dos reatores UASB, fato também observado por Deng et al. (2008).

As concentrações médias de Zn, Cu, Fe e Mn no afluente variaram de 27,7 a 54,9 mg L<sup>-1</sup>, de 4,4 a 9,6 mg L<sup>-1</sup>, de 11,6 a 40,5 mg L<sup>-1</sup> e de 3,2 a 8,2 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 4), valores similares foram observados

por Abreu Neto e Oliveira (2009) e Duda e Oliveira (2009). As variações na composição de dejetos da suinocultura ocorrem principalmente em virtude do manejo nutricional adotado e da fase de vida dos animais e da diluição dos dejetos (LUDKE; LUDKE, 2002).

**Tabela 4. Valores médios e coeficientes de variação (C.V.) das concentrações de Zn, Cu, Fe e Mn no afluente e efluentes dos reatores UASB em série (R1 e R2) e suas respectivas eficiências de remoção (E) no R1, R2 e conjunto (R1+R2) nos ensaios 1, 2 e 3.**

Parâmetros		Amostras	Ensaio			C.V. (%)	Teste F
			1	2	3		
Zn	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	54,9	27,7	31,2	115	1,8 ns
		R1	28,4 a	6,3 b	9,3 b	100	8,0**
		R2	26,6 a	6,5 b	9,7 b	83	4,1*
	E (%)	R1	37 b	52 ab	63 a	60	3,5*
		R2	35	-	-	-	-
		R1+R2	54	51	64	45	0,5 ns
Cu	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	9,6	4,4	4,6	123	2,2 ns
		R1	7,5 a	1,0 b	1,2 ab	175	4,1*
		R2	3,2	0,8	1,5	113	1,1 ns
	E (%)	R1	34	47	51	86	1,0 ns
		R2	35	34	-	75	0,4 ns
		R1+R2	63	48	50	58	1,0 ns
Fe	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	32,4 a	11,6 b	40,5 a	87	5,0**
		R1	19,5 a	5,0 b	10,8 ab	133	3,3*
		R2	16,7	4,5	14,4	93	1,1 ns
	E (%)	R1	42,3	51,6	63,0	59	1,9 ns
		R2	37,8	32,0	-	75	0,4 ns
		R1+R2	60	65	59	39	0,1 ns
Mn	mg L <sup>-1</sup>	Afluente	3,2 b	5,4 ab	8,2 a	74	7,9**
		R1	2,2	1,9	3,2	86	1,1 ns
		R2	1,9	2,1	3,5	114	1,4 ns
	E (%)	Afluente	38,2	49,8	54,0	64	1,4 ns
		R1	33,1	-	-	-	-
		R2	54	47	51	49	0,4 ns

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

No sistema de tratamento anaeróbio (R1+R2) as eficiências médias de remoção de Zn, Cu, Fe e Mn foram de 51 a 64%; de 48 a 63%; de 59 a 65% e de 47 a 54%; respectivamente, e não diferiram significativamente entre os ensaios ( $p > 0,05$ ), indicando que com o aumento da COV de 19,0 para 102,5 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> e diminuição do TDH de 12 para 4 h no R1 não prejudicaram a remoção desses nutrientes (Tabela 4).

Segundo Hawari e Mulligan (2007), a biomassa microbiana pode ser considerada um trocador de íons de origem biológica. Dois diferentes processos podem estar envolvidos nas trocas dos íons metálicos entre biomassa viável e não viável. O primeiro processo é independente da atividade metabólica celular, e é referida como bioadsorção ou troca passiva, pois os íons metálicos ficam na superfície da célula. O outro processo envolve a passagem dos íons metálicos através da membrana, este processo é conhecido como intracelular ou bioacumulação.

Porém, no efluente do R2 verificaram-se concentrações maiores de Zn, Cu, Fe e Mn do que às obtidas no efluente do R1, no ensaio 3 (Tabela 4). Nessa condição operacional, R2 contribuiu para o decréscimo das



eficiências de remoção do sistema de tratamento (R1+R2), em virtude da diminuição do TDH, de 16 para 8 h e do aumento da COV, de 3,3 para 10,3 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> (Tabelas 1 e 2).

Com TDH de 17,8 h e COV de 26,3 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> no R1, Duda e Oliveira (2011), obtiveram remoções de Cu e Zn superiores a 60 e 90%, respectivamente, valores maiores do que os obtidos no presente estudo, de 54 e 64%, respectivamente, indicando assim, que a inclusão de um filtro anaeróbio contribuiu também para o aumento das remoções desses metais.

Os valores médios dos números de coliformes termotolerantes no afluente e nos efluentes dos reatores UASB R1 e R2 foram de 2,25E+06 a 2,20E+07 NMP 100mL<sup>-1</sup>; 7,50E+05 a 1,85E+07 NMP 100mL<sup>-1</sup> e de 8,90E+04 a 1,70E+06 NMP 100mL<sup>-1</sup>, respectivamente, durante os ensaios 1, 2 e 3 (Tabela 5).

**Tabela 5. Valores médios e coeficiente de variação (C.V.) de coliformes totais e termotolerantes, no afluente e nos efluentes dos reatores UASB em série (R1 e R2) e suas respectivas eficiências de remoção (E) no R1, R2 e conjunto (R1+R2) nos ensaios 1, 2 e 3.**

Atributos	Amostras	Ensaio		
		1	2	3
Coliformes totais	Afluente	1,35E+07	2,65E+06	7,70E+07
	NMP 100 mL <sup>-1</sup>			
	R1	1,60E+06	2,25E+06	1,90E+07
	R2	1,55E+05	2,10E+05	8,20E+06
	E (%)			
	R1	88,10	15,09	75,32
Coliformes termotolerantes	R2	90,31	90,67	56,84
	R1+R2	98,85	92,08	89,35
	Afluente	1,20E+07	2,25E+06	2,20E+07
	NMP 100 mL <sup>-1</sup>			
	R1	7,50E+05	2,05E+06	1,85E+07
	R2	8,90E+04	1,11E+05	1,70E+06
E (%)	R1	88,13	8,89	15,91
	R2	93,72	94,61	90,81
	R1+R2	99,26	95,08	92,27

No conjunto de reatores UASB (R1+R2), as eficiências médias de remoção de coliformes termotolerantes foram de 99,26; 95,08 e 92,27% nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente, e diminuíram a medida que as COV aumentaram de 19,0 para 95,2 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup> e os TDH diminuíram de 12 para 4 h no R1 (Tabela 2 e Figura 2).

Com um conjunto de reatores anaeróbios compartimentados (ABR) e UASB, em série, em escala piloto tratando águas residuárias de suinocultura, Abreu Neto e Oliveira (2009) observaram diminuição na remoção de coliformes termotolerantes similares às encontradas no presente trabalho de 99,65 para 92,78% com a diminuição do TDH de 73,6 para 29,4 h e aumento da COV no R1 de 11,5 para 13,4 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup>, demonstrando que o TDH é o parâmetro limitante para a remoção de coliformes.

Mesmo alcançando eficiências de remoção, no sistema de tratamento anaeróbio em série de até 99,26%, as concentrações de coliformes termotolerantes permaneceram acima de 10<sup>4</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup>, e com isso não foi possível atingir valores que permitam a utilização do efluente tratado na irrigação, de acordo com referências na legislação Brasileira (BRASIL, 2005) e nas diretrizes da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006). Para isso, será necessário o pós-tratamento do efluente anaeróbio para atender aos requisitos microbiológicos ambientais legais.

## CONCLUSÕES

No sistema de tratamento anaeróbio composto por dois reatores UASB em série, foi possível obter eficiências médias de remoção acima de 50% para P-total, N-org, Ca, Zn, Cu, Fe e Mn e de coliformes termotolerantes de 92%, com TDH baixo de 12 h, e COV alta no R1, de 102,5 g DQOtotal (L d)<sup>-1</sup>.

Mesmo com a diminuição do TDH e com a aplicação de elevadas cargas orgânicas, no conjunto de reatores UASB instalados em série, as eficiências de remoção de nutrientes foram estáveis.

## AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e a Fundação para o desenvolvimento da UNESP – FUNDUNESP pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABREU NETO, M.; OLIVEIRA, R. A. de. 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**, v. 29, n. 1, p. 148-161, 2009.
2. APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
3. 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.
4. CHERNICHARO, C.A.L.de. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.
5. DENG, L. W.; ZHENG, P.; CHEN, Z. A.; MAHMOOD, Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v.99, n.8, p.3136-3145, 2008.
6. DUDA, M. R.; OLIVEIRA, R. A. de. Reatores anaeróbios operados em batelada sequencial seguidos de lagoas de polimento para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte II: remoção de nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.29, n.1, p.135-147, 2009.
7. DUDA, M. R.; OLIVEIRA, R. A. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.16, n.1, p.91-100, 2011.
8. HAWARI, A. H., MULLIGAN, C. N. Heavy metals uptake mechanisms in a fixed-bed column by calcium-treated anaerobic biomass. **Process Biochemistry**, v.41, p.187- 198, 2007.
9. HAANDEL, A. C. Van; CAVALCANTI, P. F. F.; MEDEIROS, E. J. S.; SILVA, J. K. M. Excess sludge discharge frequency for UASB reactors. **Water Science and Technology**, v.40, n.8, p.211-219, 1999.
10. IBGE. Fundação instituto brasileiro de geografia e estatística. Disponível em: <http://sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 04 nov 2013.
11. KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5485-5489, 2009.
12. LUDKE, J. V.; LUDKE, M. C. M. do. Preservação ambiental. **Suinocultura Industrial**, v.25, n.2, p.10-14, 2002.
13. MASSÉ, I.; CROTEAU, F.; MASSÉ, L. The fate of crop nutrients during digestion of swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v.98, p.2.819-2.823, 2007.
14. OLIVEIRA, R. A. de; SANTANA, A. M. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). **Engenharia Agrícola**, v.31, n.1, p.178-192, 2011.
15. SANTANA, A. M. de; OLIVEIRA, R. A. de. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.3, p.817-830, 2005.

16. URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Performance of UASB reactors in two stages under different HTR and OLR treating residual waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.2, p.367-378, 2013.
17. WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Geneva, 2006. 4v. Disponível em:  
<[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_healthwastewater/gsuww/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_healthwastewater/gsuww/en/index.html)>. Acesso em: 04 nov 2013.