

## **II-295 - REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTES DE ABATEDOURO EM SISTEMA ANAERÓBIO/AERÓBIO COM RECIRCULAÇÃO DO EFLUENTE**

**Débora Garcia Emboaba<sup>(1)</sup>**

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

**Ronaldo Fia<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutor em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela (UFV). Professor do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras.

**Fátima Resende Luiz Fia<sup>(3)</sup>**

Engenheira Agrícola pela UFLA. Mestre e Doutora em Engenharia Agrícola pela UFV. Professora do Departamento de Engenharia da UFLA.

**Emanuel Menezes Gomes<sup>(4)</sup>**

Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

**Jaíza Ribeiro Mota e Silva<sup>(5)</sup>**

Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA.

**Endereço<sup>(2)</sup>:** Departamento de Engenharia, CP 3037, Campus da UFLA - Lavras - MG - CEP: 37.200-000 - Brasil - Tel: (35) 3829-1481 - e-mail: [ronaldofia@deg.ufla.br](mailto:ronaldofia@deg.ufla.br)

### **RESUMO**

Este trabalho teve o objetivo de avaliar o desempenho de sistemas anaeróbio/aeróbio na remoção de matéria orgânica das águas residuárias de abatedouro (ARA), com e sem recirculação do efluente de abatedouro no sistema de tratamento. As unidades de tratamento foram: reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), com 1,2 m de comprimento e 0,10 m de diâmetro preenchido com anéis de bambu, perfazendo um volume útil de 7,5 L; reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) com volume útil de 15 L; lagoa aerada facultativa (LAF) com 12 L de volume útil; sistema alagado construído (SAC) preenchido com brita zero e totalizando 7,4 L de volume útil; e decantador secundário (DEC) com volume útil de 4,7 L. Na Fase I (70 dias), o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB, LAF e SAC. Na Fase II (80 dias), o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB e LAF, recolhido no DEC e recirculado para o RAHLF em uma taxa de recirculação de 100%. A concentração média de ácidos voláteis totais (AVT) no efluente recirculado foi cerca de 6 vezes menor que a concentração na ARA. A alcalinidade bicarbonato (AB) apresentou valores próximos tanto no efluente (DEC) quanto na ARA. Os valores de AVT reduzidos nas duas fases favoreceram a manutenção dos valores de pH próximo à neutralidade (6,9 a 7,7), proporcionando condições favoráveis para que ocorresse a degradação anaeróbia. A remoção global de DQO no sistema de tratamento foi da ordem de 94 e 95% sem recirculação e com recirculação do efluente tratado ( $p < 0,05$ ). A recirculação de efluente tratado no sistema de tratamento não interferiu significativamente ( $p > 0,05$ ) na remoção de DQO.

**PALAVRAS-CHAVE:** DQO, estabilidade, ácidos voláteis, alcalinidade, UASB.

### **INTRODUÇÃO**

A crescente demanda pela produção de alimentos, fez com que a agropecuária moderna acentuasse a sua participação nos impactos provocados ao ambiente. Em 2012 o Brasil manteve-se entre os maiores produtores e exportadores de carne bovina e suína do mundo. Em vista disso, a geração de grandes volumes de águas residuárias nas operações dos abatedouros e frigoríficos tem se tornado uma preocupação ambiental, por poderem provocar, caso não haja o tratamento correto, a contaminação de solos, de águas superficiais e subterrâneas, bem como problemas estéticos e de odores indesejáveis.

Sistemas anaeróbios de tratamento apresentam elevada capacidade de remoção de carga orgânica. No entanto, efluentes agroindustriais mesmo após o tratamento em ambientes anaeróbios apresentam concentrações elevadas de matéria orgânica, demandando pós-tratamento (Debik e Coskun, 2009; Méndez-Romero et al., 2011; Rajakumar et al., 2012).

Desta forma faz-se necessária a adoção de sistema aeróbios complementares para a remoção da matéria orgânica remanescente. No entanto, quando se considera um sistema formado por um reator anaeróbio seguido de um sistema aeróbio é importante que se avalie as vantagens resultantes desta combinação são suficientes para compensar as desvantagens de se ter um sistema mais complexo e com maior gasto energético. Dependendo das condições operacionais aplicadas no reator anaeróbio, pode-se esperar uma redução de matéria orgânica entre 65 e 80%, resultando numa redução significativa da demanda de oxigênio no sistema aeróbio melhorando o desempenho dos sistemas (Del Pozo e Diez, 2003; Merzouki et al., 2005; López et al.; 2008; Zenatti et al.; 2009).

Assim, no presente trabalho teve-se como objetivo estudar o desempenho de sistemas anaeróbio/aeróbio na remoção de matéria orgânica, na forma de DQO, com e sem recirculação do efluente de abatedouro no sistema de tratamento.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento, montado em escala laboratorial, foi conduzido no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da UFLA, em Lavras, Minas Gerais. A água residuária de abatedouro (ARA), proveniente do frigorífico NUTRILI localizado próximo a cidade de Lavras-MG, foi coletada semanalmente em bombonas e armazenada para o experimento sob refrigeração e apresentou, durante as duas fases de condução do experimento, as características médias apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de abatedouro (ARA) utilizada durante o período experimental.**

Variáveis	FASE I (70 dias)	FASE II (80 dias)
pH	6,9±0,4 <sup>(8)</sup>	7,0±0,2 <sup>(11)</sup>
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	2.821±964 <sup>(8)</sup>	3.010±881 <sup>(11)</sup>
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	140±54 <sup>(8)</sup>	100±37 <sup>(11)</sup>
P (mg L <sup>-1</sup> )	13,0±7,2 <sup>(7)</sup>	14,6±8,9 <sup>(11)</sup>

(a) Entre parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo das médias.

O experimento foi dividido em duas fases. Na primeira, o sistema de tratamento foi composto por um sistema anaeróbio (reator anaeróbio horizontal de leito fixo – RAHLF seguido por um reator anaeróbio de manta de lodo – UASB) e um sistema aeróbio/anóxico (lagoa aerada facultativa – LAF seguida por um sistema alagado construído – SAC não vegetado). Na segunda fase, o sistema foi composto pelo RAHLF, UASB, LAF e por um decantador secundário (DEC).

O RAHLF foi construído em PVC com 1,2 m de comprimento e 0,10 m de diâmetro preenchido com anéis de bambu, perfazendo um volume útil de 7,5 L; o UASB foi montado em fibra de vidro e com volume útil de 15 L. A LAF, construída em vidro, apresentou 0,20 m de largura, 0,40 m de comprimento e 0,15 m de altura útil, totalizando 12 L de volume útil. Nas extremidades internas da LAF (a 0,05 m da entrada e da saída) foram instaladas chicanas de modo que a aeração fosse mantida apenas na parte central e, nas extremidades, fossem mantidas condições anóxicas. No fundo da lagoa foram inseridas mangueiras perfuradas para a inserção de ar (6 L min<sup>-1</sup>), gerado por um mini compressor. O SAC foi montado em vidro com 0,20 m de largura, 0,50 m de comprimento e 0,15 m de altura útil, preenchido com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de 0,49 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) totalizando 7,4 L de volume útil. O SAC não foi cultivado devido ao não desenvolvimento das espécies implantadas (capim tifton-85 - *Cynodon* spp., e posteriormente, arroz- *Oryza sativa*). O DEC foi constituído por um recipiente plástico com volume útil de 4,7 L.

Na Fase I, o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB, LAF e SAC. Na Fase II, o efluente foi tratado no RAHLF seguido pelo UASB e LAF, recolhido no DEC e recirculado para o RAHLF em uma taxa de recirculação de 100%. Ou seja, a vazão afluente ao RAHLF de ARA foi igual a vazão do efluente tratado. Antes de iniciar a Fase I, o sistema foi mantido em operação tratando efluente de abatedouro por cerca de 260 dias (Emboaba et al., 2012; Souza et al., 2012).

A avaliação de qualidade da água foi feita pela determinação de pH por potenciometria e DQO por oxidação química em refluxo fechado (APHA et al., 2005). Avaliou-se também a alcalinidade bicarbonato (AB) e a concentração de ácidos voláteis totais (AVT) (Ripley et al., 1986).

As características operacionais médias dos sistemas estão apresentadas na Tabela 2.

**Tabela 2: Características operacionais médias e desvio-padrão do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), lagoa aerada facultativa (LAF), do sistema alagado construído (SAC) na fase I, e do decantador secundário na fase II.**

Fases	Variáveis	RAHLF	UASB	LAF	SAC/DEC
I (70 dias)	TDH	1,02	1,91	1,63	1,01
	COV	2,8±0,9	1,8±0,8	0,3±0,1	0,2±0,1
	TAS	-	-	295±129	149±44
II (80 dias)	TDH	1,04	1,89	1,64	0,64
	COV	2,9±0,9	1,4±0,7	0,4±0,2	0,3±0,2
	TAS	-	-	377±176	-

TDH - tempo de detenção hidráulica teórico (d); COV – carga orgânica volumétrica ( $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$  de DQO); TAS – taxa de aplicação orgânica superficial ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$  de DQO).

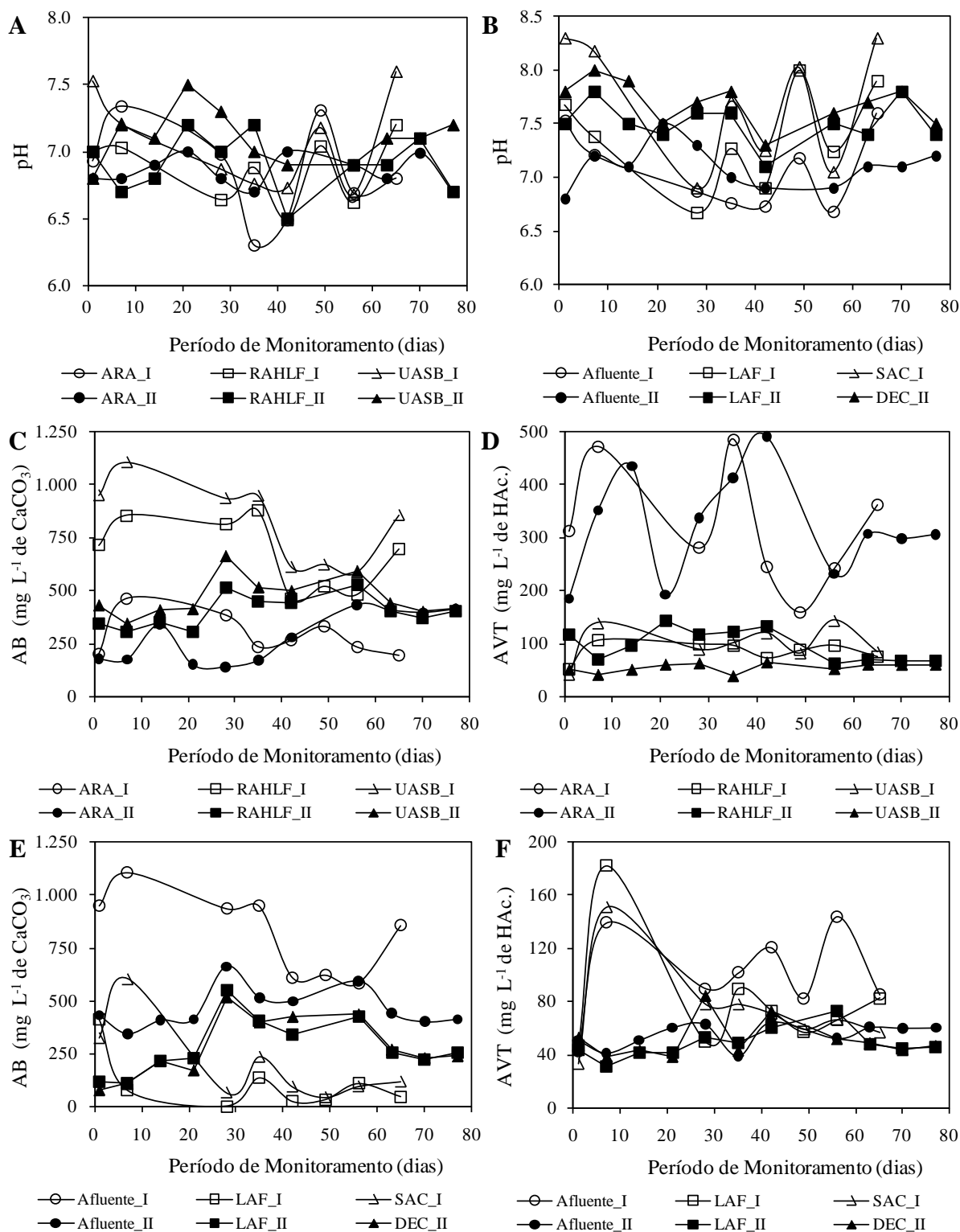
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de pH na Fase II tanto afluente quanto efluente aos sistemas mantiveram-se próximos aos valores observados na Fase I, sendo estatisticamente semelhantes ( $p>0,05$ ) nos efluentes das unidades dos sistemas de tratamento (Tabela 3, Figuras 1A e 1B). A recirculação do efluente tratado no sistema, durante a Fase II, não proporcionou alteração do pH afluente ao RAHLF. A concentração média de AVT no efluente foi cerca de 6 vezes menor que a concentração na ARA. A AB apresentou valores próximos tanto no efluente (DEC) quanto na ARA. No entanto, os valores de AB no efluente do SAC foi significativamente menor ( $p<0,05$ ) que no efluente do DEC. De forma geral, os valores de AB no sistema foram menores com a recirculação do efluente (Fase II), apesar dos valores de pH semelhantes.

**Tabela 3: Valores médios de pH, alcalinidade bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT) e demanda química de oxigênio (DQO) afluente (ARA) e efluente do reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), lagoa aerada facultativa (LAF), do sistema alagado construído (SAC) na fase I, e do decantador secundário na fase II.**

Fases	Variáveis	ARA	RAHLF	UASB	LAF	SAC/DEC
I (70 dias)	pH	6,9a	6,9a	7,1a	7,4a	7,7a
	AB	289a	677a	827a	106a	200a
	AVT	320a	86a	101a	81a	74a
	DQO	2.281a	1.839a	322a	202a	134a
II (80 dias)	pH	6,9a	6,9a	7,1a	7,5a	7,7a
	AB	281a	401b	466b	286b	282b
	AVT	323a	96a	55a	48a	52a
	DQO	3.010a	1.385a	411a	210a	138a

AB –  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ ; AVT –  $\text{mg L}^{-1}$  de HAc.; DQO –  $\text{mg L}^{-1}$ . Para a mesma variável, médias das duas fases seguidas de mesma letra não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.



**Figura 1: Valores de pH, alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) afluente e efluente dos sistemas de tratamento durante as Fases I e II.**

Os valores médios de pH foram adequados à degradação anaeróbia. Os valores de pH e AB oscilaram ao longo do período experimental. A concentração de AB no RAHLF e no UASB foi mais adequada sem a recirculação

do efluente (Figura 1C). Mesmo assim os valores médios foram inferiores aos citados por McCarty (1964) que recomenda valores de AB entre 1.000 e 5.000 mg L<sup>-1</sup> para que a degradação ocorra de forma adequada. A redução de AB quando da recirculação na Fase II, apesar dos valores médios de AVT inferiores, mas semelhantes ( $p>0,05$ ) aos da Fase I, pode estar relacionada à remoção das formas nitrogenadas, por nitrificação/desnitrificação, no sistema LAF/DEC/RAHLF/UASB. A literatura evidencia que há forte correlação entre a alcalinidade parcial e o acúmulo de ácidos com a composição da água residuária. Efluentes ricos em proteínas, como aqueles provenientes de abatedouros, os ácidos se acumulam na mesma proporção nos sistemas anaeróbios, porém o pH e a AB tendem a aumentar devido à formação de amônia durante a degradação anaeróbia das proteínas (Björnsson et al., 2001).

Os valores de AVT reduzidos nas duas fases favoreceram a manutenção dos valores de pH próximo à neutralidade, proporcionando condições favoráveis para que ocorresse a degradação anaeróbia. Para que um processo anaeróbio seja operado corretamente, a concentração de AVT no efluente deve ficar entre 100 e 300 mg L<sup>-1</sup> (Henze e Harremoës, 1983).

Os valores de pH na LAF foram superiores aos observados no UASB (Figura 1E e 1F). Contrariando o que foi observado por Martins et al. (2010) ao tratar de lixo sanitário em lagoas de estabilização. Pois, com o consumo de alcalinidade no processo de nitrificação há redução dos valores de pH. Apesar da manutenção dos valores de pH, os valores de AB foram reduzidos, comparados aos sistemas anaeróbios. No SAC na primeira fase e no DEC na segunda fase, os valores de AB foram significativamente diferentes enquanto os valores médios de AVT foram semelhantes.

O processo de desnitrificação é predominante quando ocorre aumento do valor do pH pela alcalinidade produzida durante a conversão do nitrato a gás nitrogênio. O pH ótimo situa-se entre 7 e 8 (Isoldi et al., 2005). Apesar dos valores de pH adequados no SAC (Fase I) e DEC (Fase II), parece que a desnitrificação, comparando apenas estas duas unidades, foi favorecida somente no SAC, com elevação do valor de AB.

A montagem experimental, RAHLF seguido de UASB, provavelmente favoreceu a degradação anaeróbia em dois estágios. O uso de sistemas de tratamento anaeróbio em dois estágios pode melhorar a estabilidade e reduzir os problemas com a duplicação excessiva de bactérias acidogênicas e consequentemente a diminuição das arqueias metanogênicas (Solera et al., 2002). Além disso, o pós-tratamento com unidades aeróbias/anóxicas favoreceram, provavelmente, a remoção de matéria orgânica produzindo efluentes com valores reduzidos de DQO e elevadas eficiências de remoção da mesma (Tabela 4). Com o processo de recirculação não houve diferença ( $p>0,05$ ) nas eficiências médias de remoção de DQO das unidades individuais e nem do sistema como um todo.

**Tabela 4: Valores médios de eficiência de remoção (%) de demanda química de oxigênio (DQO) pelo reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF), reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), lagoa aerada facultativa (LAF), do sistema alagado construído (SAC) na fase I, e do decantador secundário na fase II, e eficiência global média do sistema.**

Fases	RAHLF	UASB	LAF	SAC/DEC	Global
I (70 dias)	33a	78a	33a	34a	94a
II (80 dias)	52a	65a	45a	36a	95a

AB – mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>; AVT – mg L<sup>-1</sup> de HAc; DQO – mg L<sup>-1</sup>. Para o mesmo sistema, médias das duas fases seguidas de mesma letra não diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Iamamoto et al. (2002), monitoraram dois reatores UASB em série tratando águas residuárias da suinocultura. No reator 1 verificou-se a ausência de eficiências de remoção de DQO ou eficiências inferiores a 20%. Com o aumento de COV para valores médios de 4,46 a 5,31 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, apesar das eficiências de remoção de DQO acima de 60%, a produção de metano diminuiu. No reator II as eficiências de remoção de DQO foram abaixo de 50%, nos períodos com aplicação de COV de até 1,63 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Lopes et al. (2011) tratando efluentes de abatedouro em reator UASB verificaram para uma COV aplicada de 0,5 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, 35% de eficiência de remoção da mesma.

Mittal (2006) relata que reatores UASB utilizados no tratamento de efluentes de abatedouro removem em média de 80 a 85% da DQO para aportes de matéria orgânica entre 2,7 e 10,8 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Torkian et

al. (2003) avaliaram o efeito do carregamento orgânico no desempenho de reatores UASB tratando efluentes de abatedouro, e durante o período de partida que durou 38 dias, obtiveram eficiência de remoção de DQO de 76% para uma COV de  $13 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO.

Del Pozo e Diez (2003) avaliaram um sistema de filtros anaeróbios seguidos de filtros aeróbios no tratamento de efluentes de abatedouro e obtiveram, de forma geral, 92% de remoção de DQO com COV média de  $0,39 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$  de DQO e TDH de 3,5 a 6,1 dias. Del Pozo e Diez (2005), em outra avaliação do mesmo sistema de tratamento verificaram 93% de remoção de DQO com COV média de  $0,77 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$  de DQO e TDH de 0,94 a 3,8 dias.

## CONCLUSÕES

A recirculação do efluente tratado no sistema de tratamento não alterou significativamente os valores de pH e AVT nas unidades de tratamento. Com a recirculação houve redução significativa nas concentrações médias de AB nos efluentes das unidades de tratamento.

A remoção global de DQO no sistema de tratamento foi da ordem de 94 e 95% sem recirculação e com recirculação do efluente tratado. A recirculação de efluente tratado no sistema de tratamento não interferiu significativamente na remoção de DQO.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPq e à FAPEMIG o apoio financeiro concedido; e ao Frigorífico NUTRILI pela disponibilização da água residuária.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>th</sup>. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].
2. BJÖRNSSON, L.; MURTO, M.; JANTSCH, T.G.; MATTIASSON, B. Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. *Water Research*, v.35, n.12, p. 2833-2840, 2001.
3. DEBIK, E.; COSKUN, T. Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. *Bioresource Technology*, v.100, p.2777-2782, 2009.
4. DEL POZO, R.; DIEZ, V. Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Water Research*, v.39, p.1114-1122, 2005.
5. DEL POZO, R.; DIEZ, V. Organic matter removal in combined anaerobic-aerobic fixed-film bioreactors. *Water Research*, v.37, p.3561-3568, 2003.
6. HENZE, M.; HARREMOËS, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors – a literature review. *Water Science and Technology*, v.15, p.1-101, 1983.
7. IAMAMOTO, C. Y.; OLIVEIRA, R. A. de; LUCAS JUNIOR, J. Alcalinidade como medida de monitoramento do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), tratando águas residuárias de suinocultura. *Engenharia Agrícola*, v.22, n.1, p.118-126, 2002.
8. ISOLDI, L.A.; KOETZ, P.R.; ISOLDI, L.A. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, n.4, p.271-277, 2005.
9. LOPES, B.C.; RODRIGUES, L.S.; SILVA, I.J. ; PINTO, A.C.A. Partida de reator UASB compartimentado no tratamento de águas residuárias de um abatedouro avícola. In: *Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – SIGERA*, 2, 2011. Anais... Foz do Iguaçu: Embrapa, 2011.
10. LÓPEZ, A.L.; FRAIRE, J.B.; RODRÍGUEZ, R.V.; ARGUETA, C.B. Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciência*, v.33, n.7, p.490-495, 2008.

11. MARTINS, C.L.; CASTILHOS JÚNIOR, A.B.; COSTA, R.H.R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.15, n.4, p.401-410, 2010.
12. MCCARTY, P.L. Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public Works*, v.95, Parte I (n.9, p.107-112), Parte II (n.10, p.123-126), Parte III (n.11, p.91-94) e Parte IV (n.12, p.95-99).
13. MÉNDEZ-ROMERO, D.C.; LÓPEZ-LÓPEZ, A.; VALLEJO-RODRÍGUEZ, R.; LEÓN-BECERRIL, E. Hydrodynamic and kinetic assessment of an anaerobic fixed-bed reactor for slaughterhouse wastewater treatment. *Chemical Engineering and Processing*, v.50, p.273-280, 2011.
14. MERZOUKI, M.; BERNET, N.; DELGENÈS, J.P.; BENLEMLIH, M. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater. *Bioresource Technology*, v.96, p.1317-1322, 2005.
15. MITTAL, G.S. Treatment of wastewater from abattoirs before land application - a review. *Bioresource Technology*, v.97, p.1119-1135, 2006.
16. RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL, T.; SARAVANAN, P.M.; ANANTHANARAYANAN, P. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings. *Bioresource Technology*, v.103, p.116-122, 2012.
17. RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v.58, n.5, p.406-411, 1986.
18. SOLERA, R.; ROMERO, L.I.; SALES, D. The evolution of biomass in a two-phase anaerobic treatment process during start-up. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, v.16, n.1, p.25-29, 2002.
19. TORKIAN, A.; EQBALI, A.; HASHEMIAN, S.J. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. *Resources, Conservation and Recycling*, v.40, p.1-11, 2003.
20. ZENATTI, D.C.; GOMES, S.D.; FAZOLO, A.; COSTANZI, R.N.; HASAN, S.D.M.; GENTELINI, A.L. Nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em função da aeração e tempo de reação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.6, p.750-754, 2009.