

## II-062 - PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTOS EM RBS UTILIZANDO MEIO SUPORTE NATURAL (*Luffa cylindrica*)

**Raeumson de Souza Costa<sup>(1)</sup>**

Graduando em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA.

**Patrícia Santos Silva<sup>(2)</sup>**

Graduanda em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA.

**Israel Nunes Henrique<sup>(3)</sup>**

Doutor em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Professor da Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA.

**Jose Tavares de Sousa<sup>(4)</sup>**

Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Professor da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Avenida Tocantins, 444 - Santíssimo - Pará – PA - CEP: 68010-610 - Brasil - Tel: (93) 99206-4867 - e-mail: raeumsson@live.com

### RESUMO

Os sistemas de lodos ativados têm sido utilizados muito frequentemente no tratamento de esgotos sanitários e águas residuárias industriais, sobretudo nos países desenvolvidos. A biomassa gerada no sistema é fundamental para remoção de material carbonáceo e nitrogenado. A quantidade de massa das células é normalmente expressa em termos de sólidos em suspensão (SS), no caso de sistemas com crescimento disperso, a biomassa é constituída de sólidos que se encontram suspensos no reator. Este sedimenta com facilidade, devido a sua propriedade de flocular, separando os sólidos do líquido. Objetivou no presente trabalho, pós-tratar esgotos sanitários pré-tratados em reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo-UASB, através de reatores de Bateladas Sequenciais com biomassa dispersa e aderida em meio suporte natural (*Luffa cylindrica*), construído em escala de bancada localizado em área pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) com um volume útil de 4 litros, funcionando com fluxo contínuo e com TDH de 6 horas. Verificou-se que a utilização da bucha vegetal como material suporte apresentou grandes vantagens por ser um material leve, apresentar superfície porosa e ocupar um volume de apenas 8% do reator mantendo microrganismos nitrificantes suficientes para promover uma maior eficiência no processo de nitrificação. Nas condições de operação o reator com biomassa aderida também apresentou a maior eficiência de remoção de sólidos suspensos e demanda química de oxigênio, quando comparado ao reator de biomassa dispersa.

**PALAVRAS-CHAVE:** Pós-tratamento, Biomassa aderida, Reator RBS.

### INTRODUÇÃO

Os sistemas de lodos ativados têm sido utilizados muito frequentemente no tratamento de esgotos sanitários e águas residuárias industriais, sobretudo nos países desenvolvidos. A biomassa gerada no sistema é fundamental para remoção de material carbonáceo e nitrogenado. A quantidade de massa das células é normalmente expressa em termos de sólidos em suspensão (SS), no caso de sistemas com crescimento disperso, a biomassa é constituída de sólidos que se encontram suspensos no reator. Este sedimenta com facilidade, devido a sua propriedade de flocular, separando os sólidos do líquido.

Nem toda a massa de sólidos suspensa participa efetivamente da conversão do substrato submetido ao processo biológico, havendo uma fração inorgânica que não desempenha função biológica. Portanto, a massa de lodo também é expressa em sólidos suspensos voláteis (SSV) (METCALF & EDDY, 2003; AUDREY et al., 2011).

Sistemas de crescimento de biomassa aderida mantêm os constituintes necessários para o desenvolvimento de metabolismo bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e nutrientes adsorvidos a superfície do biofilme, aderida por muito tempo, favorecendo a biodegradação do material carbonáceo e nitrogenado. No sistema, o

oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, até atingir concentrações que auto regula as condições anóxicas ou anaeróbias (ØDEGAARD, 2006).

Teoricamente, existem vantagens na combinação de processo anaeróbio seguido de aeróbio. O pré-tratamento anaeróbio diminui a carga orgânica afluyente no reator aeróbio, reduzindo, no sistema, o consumo de energia e a produção de lodo, além da remoção de nutrientes, produzindo efluente de acordo com os padrões de lançamento. Nesse aspecto, o presente estudo objetivou pós-tratar esgotos sanitários pré-tratados em reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo–UASB, através de Reatores de Bateladas Sequenciais com biomassa dispersa e aderida em meio suporte natural (*Luffa cylindrica*), avaliando o processo de remoção do material orgânico, nitrogenado e sólidos em suspensão.

## MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi instalado e conduzido nos laboratórios pertencentes ao curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental em escala de bancada localizado em área pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) no Campus Tapajós, no município de Santarém – PA.

O esgoto afluyente é proveniente das redes de esgotamento disponíveis na cidade de Santarém. Estes esgotos são coletados e transportados aos sistemas experimentais. Onde são estabelecido o volume de tratamento de esgotos conforme demanda do estudo investigado.

Para realização da pesquisa, foram utilizados sistemas experimentais, conforme mostra a Figura 1. Os sistemas experimentais foram conduzidos paralelamente, e de forma subsequente foram investigadas as possíveis variações de estudos de carga orgânicas e nitrogenadas aplicadas.

As unidades experimentais utilizadas foram: 1 reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), 1 RBS com biomassa dispersa e 1 RBS com biomassa imobilizada em suporte natural de *Luffa cylindrica*.

Na base dos RBSs foram instalados difusores de ar que proporcionaram uma distribuição uniforme do oxigênio advindo de compressor de ar. As determinações químicas efetuadas durante o período experimental seguiram as recomendações do APHA (2012). No entanto, ácidos voláteis e alcalinidades foram determinados com base no método Kapp descrito por Buchauer (1998).

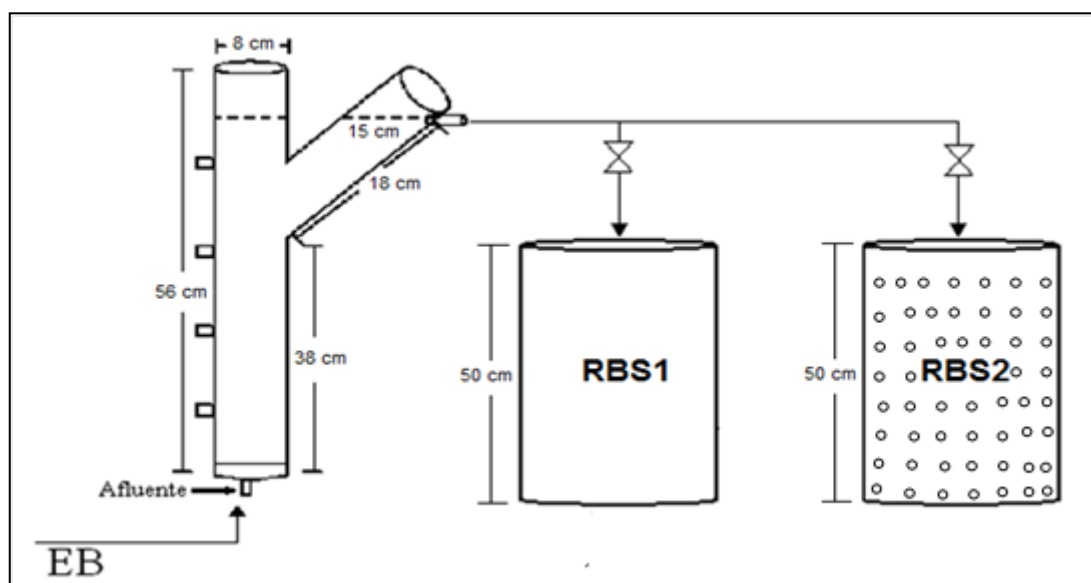


Figura 1 - Reatores de bateladas sequenciais para tratar efluente anaeróbio.

O efluente do reator UASB alimentou por gravidade os reatores de bateladas sequenciais, de forma subsequente. Assim sendo, a vazão afluente, a descarga do sobrenadante e o tempo de aeração foram controlados por equipamentos programados por circuito eletrônico (temporizador).

A Tabela 1 apresenta os períodos do ciclo operacional do Reator em Bateladas Sequenciais que foram monitorado durante o período experimental.

**Tabela 1 - Tempo de duração do ciclo operacional do RBS**

Períodos	Duração do período (hora)	Tempo de Ciclo (%)
Enchimento	3,00(1)	16,6
Reação	2,00(2)	33,4
Sedimentação	0,84	14,0
Descarga	2,00	33,3
Repouso	0,16	2,70
Total	6,00	100

(1): No início da segunda hora de enchimento, inicia-se a aeração.

(2): Tempo de aeração contado a partir da segunda hora de enchimento.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a excursão do trabalho obteve-se os seguintes resultados descrito na Tabela 2 onde são apresentados os principais parâmetros do afluente (EB), efluentes do UASB, RBS1 (biofilme disperso) e RBS2 (biofilme aderido em meio suporte) durante a fase experimental com tempo de detenção de 6hs.

**Tabela 2. Principais parâmetros do Afluente (Esgoto Bruto), efluentes do UASB, RBS1 (biofilme disperso) e RBS2 (biofilme aderido em meio suporte)**

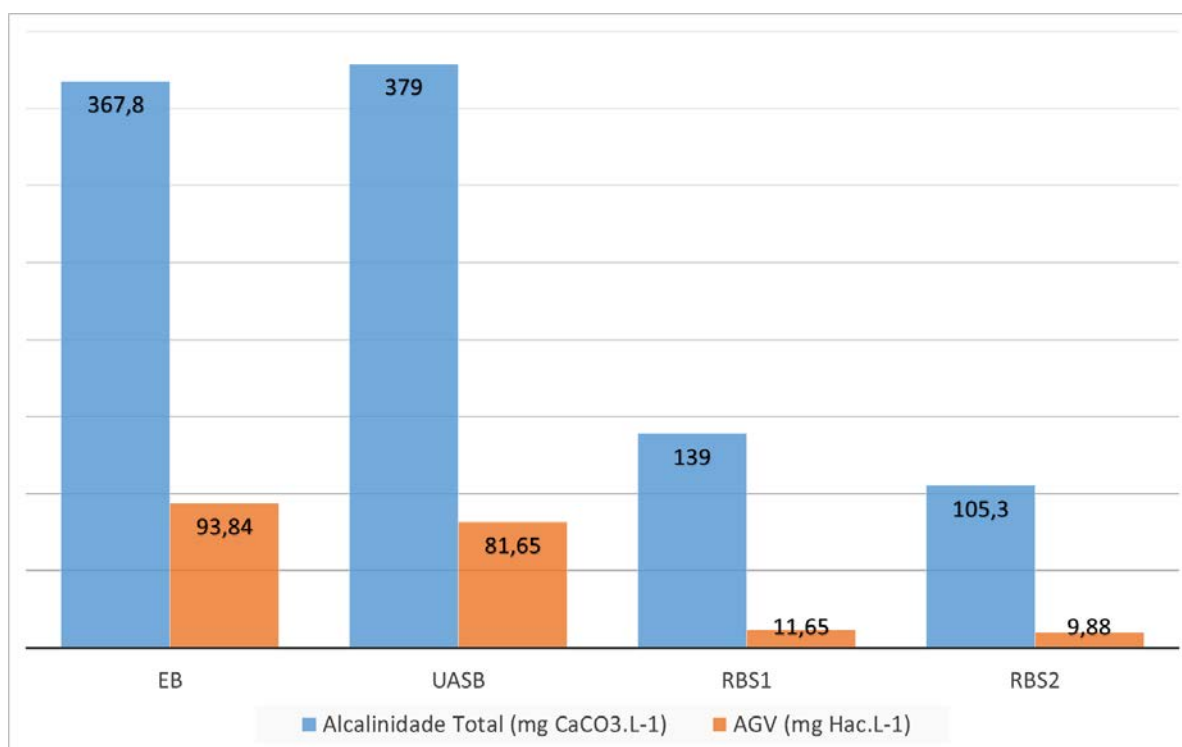
Parâmetros	EB		UASB		RBS1		RBS2	
	$\bar{x}$	$\delta$	$\bar{x}$	$\delta$	$\bar{x}$	$\delta$	$\bar{x}$	$\delta$
pH	6,85 – 7,51		7,19 – 7,87		7,39 – 7,77		7,45 – 7,93	
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	367,8 ± 28,2		379,0 ± 61,5		139,0 ± 38,5		105,3 ± 29,0	
AGV (mg Hac.L <sup>-1</sup> )	93,84 ± 23,8		81,65 ± 12,5		11,65 ± 12,5		9,88 ± 13,3	
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	444 ± 114		161 ± 19		51 ± 19		39 ± 18	
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	46,96 ± 5,4		47,28 ± 12,9		14,28 ± 7,9		9,73 ± 6,3	
N-NTK (mg .L <sup>-1</sup> )	55,47 ± 7,8		52,73 ± 14,0		16,73 ± 11,0		13,04 ± 10,2	
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-		-		0,08 ± 0,04		0,05 ± 0,04	
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-		-		1,13 ± 0,51		0,41 ± 0,32	
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	4,69 ± 0,76		4,64 ± 1,08		4,14 ± 1,02		4,12 ± 0,82	
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	5,84 ± 0,99		5,37 ± 0,94		5,20 ± 0,94		5,00 ± 0,88	
ST (mg L <sup>-1</sup> )	1108 ± 126		599 ± 82		559 ± 78		548 ± 66	
STV (mg L <sup>-1</sup> )	329 ± 108		232 ± 78		112 ± 58		106 ± 43	
SST (mg L <sup>-1</sup> )	218 ± 60		131 ± 35		31 ± 5		6 ± 4	
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	161 ± 58		98 ± 18		18 ± 5		4 ± 3	

De acordo com a tabela os valores de pH obtidos durante a primeira fase do sistema experimental dos efluentes dos reatores sem meio suporte (RBS) e com meio suporte (RBS2) ambos produziram efluentes com pH médio de 7,42. (METCALF & EDDY, 2003) consideram que os valores entre 7,0 e 8, são ideais para os processos de nitrificação, valores abaixo de 6,0 podem reduzir a eficiência da nitrificação em até 90%. Contudo, para valores inferiores a 7,0 e 6,0 esta concentração aumenta a produção de amônia inibindo o processo, substância tóxica para a nitrificação. Enquanto para pH superior a 8,5 ocorre um aumento considerável de amônia causando também a inibição dos sistemas (ARROJO et al., 2004).

Para avaliar o desempenho na remoção de nitrogênio foram determinados os valores de alcalinidade total obtidos no afluente e efluente do sistema combinado. Observou-se o consumo de alcalinidade total, confirmando o processo de nitrificação (Figura 2). A alcalinidade total manteve-se na média de 367,8 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> no EB e de 379 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> no efluente final (UASB). Contudo, na fase de pós-tratamento

com o sistema RBS1 (biofilme disperso) e RBS2 (biofilme aderido em meio suporte) observou-se que o efluente final apresentou concentração média de  $139 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$  e  $105,3 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ , o que representou maiores valores de nitrogênio removido no processo por meio da nitrificação seguido da desnitrificação. Agra (2009), trabalhando com reator 1(biomassa dispersa) e reator 2(biomassa aderida, *Luffa cylindrica*), alcançou resultados semelhantes com relação a alcalinidade, no qual obteve um efluente final com 109 e  $201 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ . A nitrificação gera próton  $\text{H}^+$ , ou seja, apresenta tendência a consumir alcalinidade de forma a ter diminuição do pH, ocasionando a inibição dos microrganismos nitrificantes. Então se não for fornecida alcalinidade suficiente, há um comprometimento no processo de nitrificação (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

A produção e o consumo de ácidos graxos voláteis (AGV) também foram verificados, uma vez que o efluente produzido no sistema combinado apresentou baixas concentrações, conforme valores médios encontrados no experimento: Esgoto Bruto ( $93,84 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ ) e efluente pré-tratado (UASB) de  $81,65 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ , enquanto que nos reatores RBS1 e RBS2 de  $11,65$  e  $9,88 \text{ mgHAc.L}^{-1}$ , respectivamente, conforme demonstrado na Figura 2.



**Figura 2: Avaliação do índice de Alcalinidade total e AGV.**

Quanto a eficiência de remoção de DQO ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ ) afluente apresentou valor médio de  $444 \text{ mg. L}^{-1}$  Esgoto Bruto e dos efluentes 161, 51 e  $39 \text{ mg. L}^{-1}$ , para os reatores UASB, RBS1 biomassa dispersa e RBS2 biomassa aderida, correspondendo à eficiência de 68% para RBS1 e 75% para o RBS2 em relação ao efluente do UASB pré-tratado e remoção total de 88,5% em RBS1 e 91% para o RBS2 (Figura 3). Resultados semelhantes foram encontrados por Agra (2009), trabalhando com reatores de biomassa dispersa e aderida com tempo de detenção de 8hs, no qual alcançou eficiência de remoção de 86% e 89% respectivamente. Estudos realizados por Jing *et al.* (2009) com reatores em bateladas utilizando biofilme, também obtiveram uma remoção de matéria orgânica bastante satisfatória (92,9%).

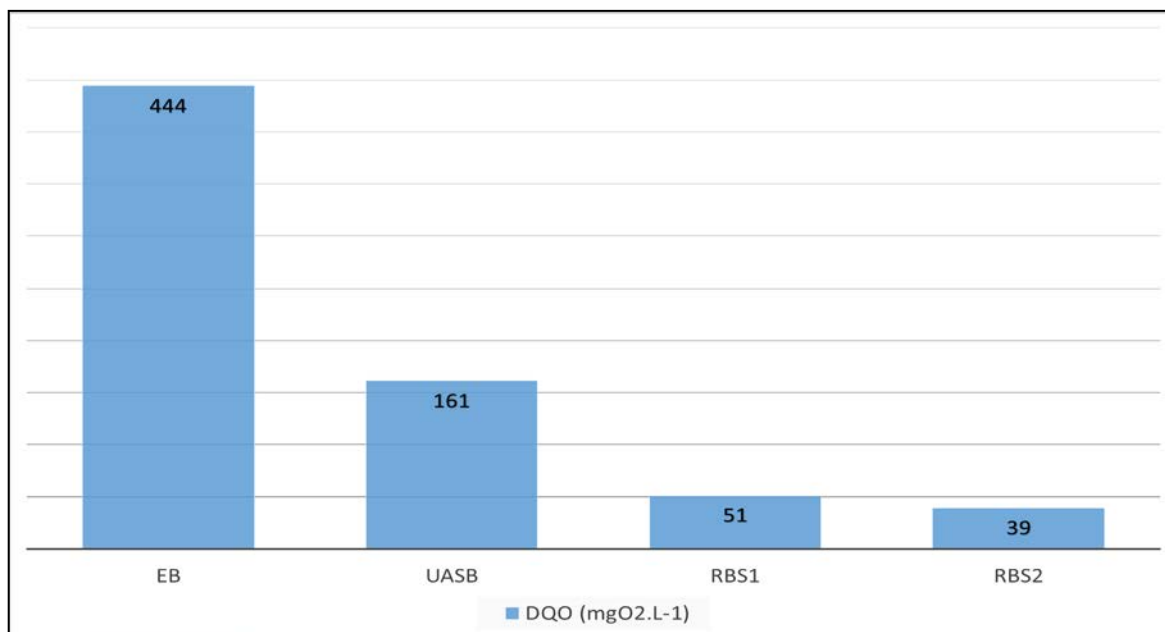


Figura 3: Comportamento da DQO durante a execução do experimento.

A figura 4 expõe valores encontrados para os seguintes padrões:  $N-NH_4^+$ ,  $N-NTK$ ,  $N-NO_2$  e  $N-NO_3$ , com relação à remoção de nitrogênio, verificou-se que o processo de remoção ocorreu normalmente durante a execução do estudo. A eficiência de remoção de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) nessa fase se manteve na média de 68% para RBS1 e 75% para o RBS2 no processo de pós-tratamento do efluente proveniente do reator UASB. Quando analisado a questão da  $N-NH_4^+$  (mg.L<sup>-1</sup>) presente no efluente final de ambos reatores, nota-se que removeu 69% e 79% respectivamente, para o RBS1 e RBS2, enquanto na nitrificação presente nos mesmo foi maior para o RBS1. O RBS2 apresentou menores concentrações de nitrato, Henrique (2010) relata que essa diminuição nos valores RBS2 pode estar relacionado a deterioração do meio suporte (*Luffa cylindrica*), diminuindo assim o lodo no sistema e contudo aumentando a relação alimento/microrganismo, desfavorecendo o processo de nitrificação.

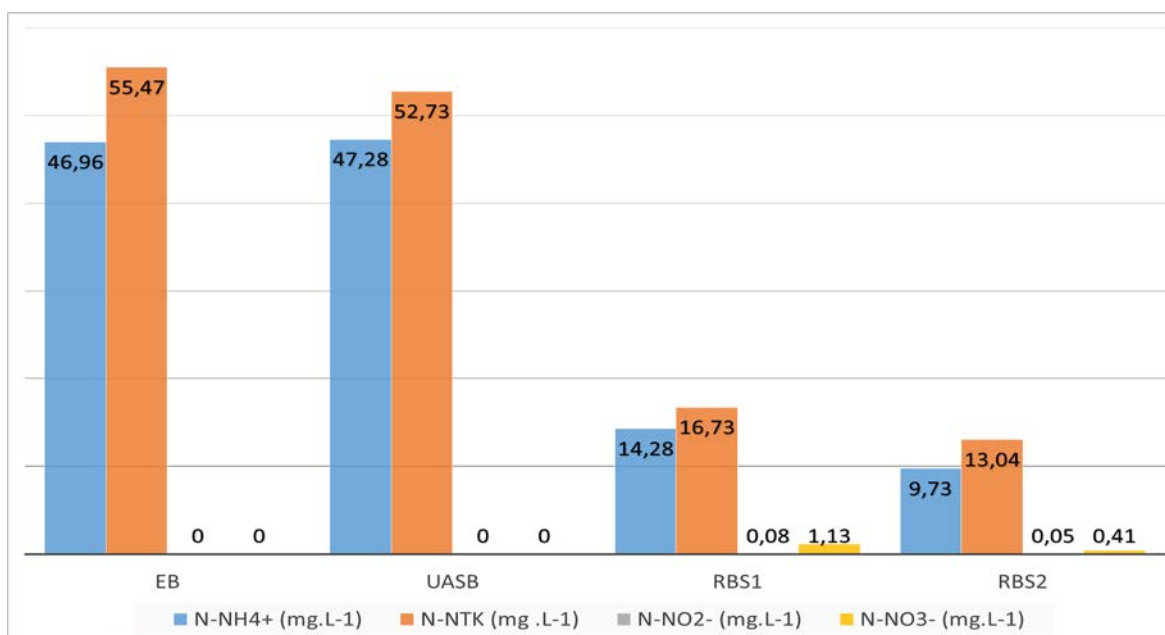
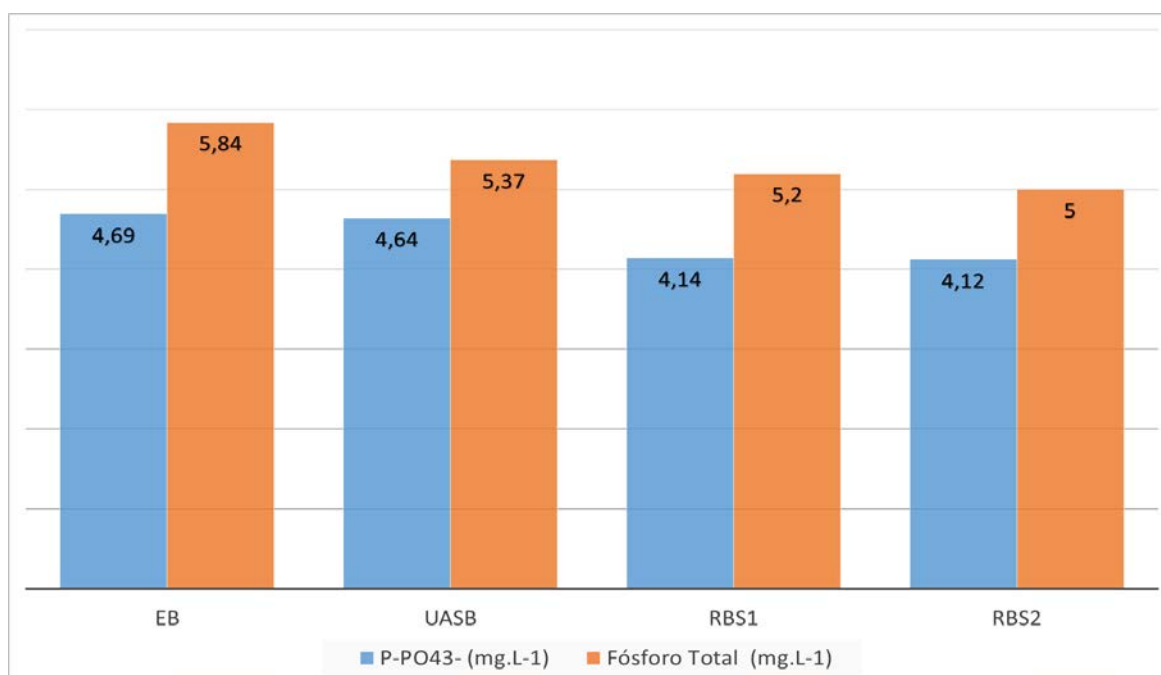


Figura 4: Relação dos índices de  $N-NH_4^+$ ,  $N-NTK$ ,  $N-NO_2$  e  $N-NO_3$  encontrados nos reatores UASB, RBS1 e RBS2.

Os valores das concentrações médias de fósforo solúvel afluente e efluente, durante o período de operação, foram de 5,37 e 5,1 mgP-PO<sub>4</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente, o que corresponde uma baixa eficiência de remoção de 3% para o (RBS1) e com o meio suporte (RBS2) 6%, esses valores são similares as concentrações de remoção para ortofosfato afluente e efluente de 12% no (RBS1) e 11% para (RBS2). O que corrobora de o sistema não apresentar retirada de lodo excedente, sem tempo de retenção celular – TRC, constatações parecidas confirmadas por Henrique et al., (2014) indica sistemas operando com maior idade de lodo produzem menos lodo excedente, assim, quanto maior a idade de lodo, menor a produção de lodo excedente e menor a retirada de fósforo do sistema. Autores como Gatti (2013) e Li et al (2005) avaliam essa baixa eficiência atribuída a deficiência de recirculação do reator para a retirada de fósforos em alguns pontos, além de o excesso de nitrito, considerado tóxico para as bactérias que ajudam na degradação contribuindo na mortalidade deste, ou se conclui que o fósforo não foi utilizado pelos microrganismos na fase anaeróbia, sendo liberados e mantidos na forma de fosfatos e polisfosfatos como reservas, em função do metabolismo celular.



**Figura 5: Análises do comportamento do P-PO<sub>43</sub> e Fósforo Total durante a execução do experimento.**

Com relação aos Sólidos Totais e Sólidos totais voláteis, observa-se na Figura 6, que ambos reatores RBS 1 e 2 não apresentaram uma remoção considerável nessa etapa, onde alcançaram medias inferiores a 10% de remoção no processo de pós tratamento, em relação ao processo de pré tratamento UASB que conseguiu remover 45% dos Sólidos totais presente no esgoto bruto. Agra (2009) obteve em seu trabalho média de eficiência de remoção de ST em ambos os reatores também consideradas baixa, principalmente levando em consideração que o sistema trabalhou com uma carga relativamente alta de sólidos. Alcançando um eficiência de ST 25% e STV 61%.

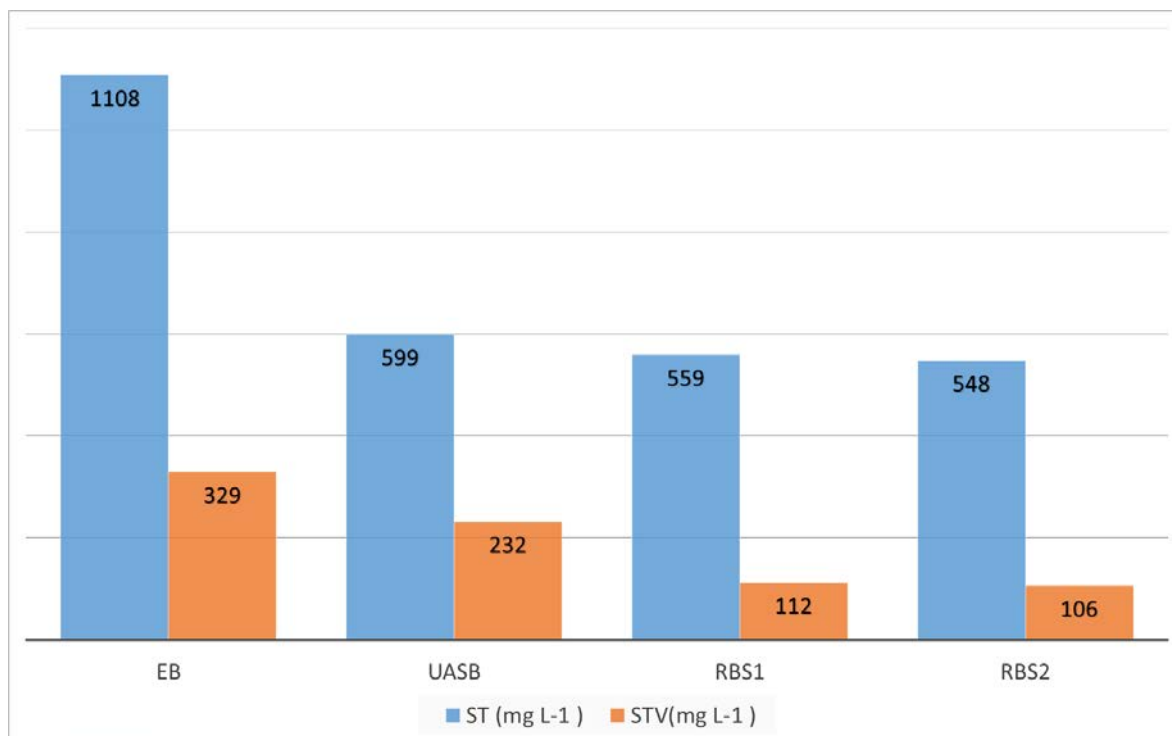


Figura 6: Índice de eficiência na remoção dos ST e STV na fase de pré e pós tratamento.

Os valores de remoção de sólidos para RBS 1 foram de aproximadamente 76% dos sólidos suspensos totais e 82% sólidos suspensos voláteis, enquanto o RBS2 apresentou remoção de aproximadamente 95% sólidos suspensos totais e 96% sólidos suspensos voláteis. Podendo, assim averiguar que o RBS2 apresentou um desempenho mais eficiente quando comparado com os valores do RBS1 (Figura 7). Agra (2009), apresenta resultados semelhantes quando usando biomassa aderida, no qual obtém-se os seguintes resultados: Reator com biomassa suspensa SST 93% e SSV 92% e reator com Biomassa Aderida SST 96% e SSV 96%, confirmando assim a da utilização da *Luffa Cylindrica* como a mais eficiente na remoção de sólidos.

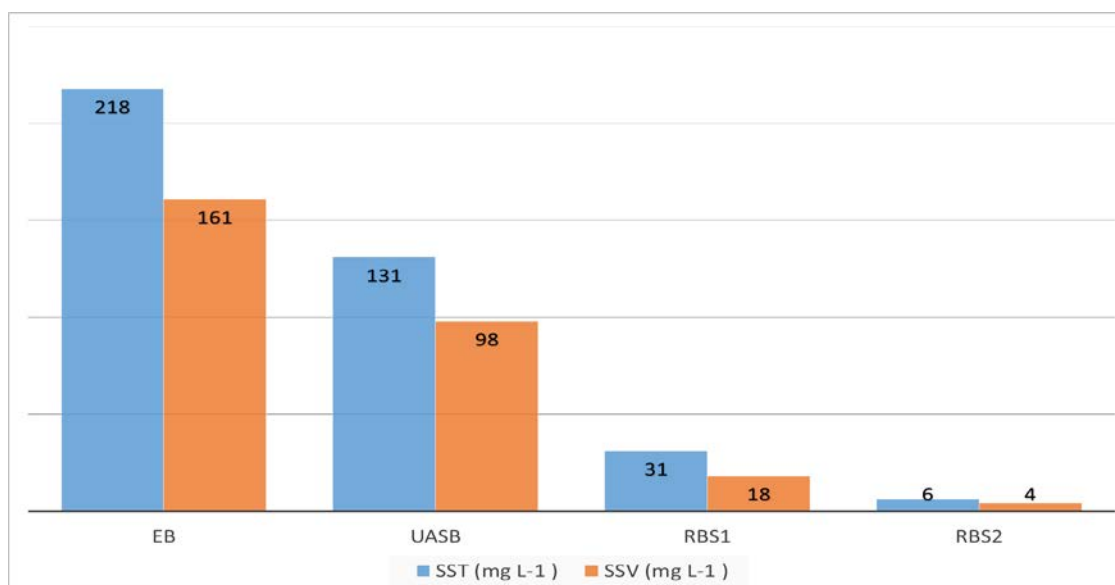


Figura 7: Índice de eficiência na remoção dos ST e STV na fase de pré e pós tratamento.



## CONCLUSÕES

Os sistemas RBS1 e RBS2 apresentaram um bom desempenho no processo de pós-tratar esgoto advindo do pré-tratamento realizado pelo reator UASB. Ambos sistema apresentaram uma capacidade de remoção de matéria orgânica significativa, destacando-se o sistema RBS2 que foi mais efetivo, assim como na remoção de carga orgânica nitrogenada. Avaliou como ótimo também a remoção de sólidos totais presentes no efluente do reator RBS2 com biofilme aderido em meio suporte, comportando-se eficiente no processo de pós tratar esgoto, quando comparado com RBS1 que mesmo apresentando uma boa taxa ainda ficou abaixo da capacidade de remoção do RBS2.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AGRA C. A. Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida. Campina Grande, 2009. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Da Paraíba / Universidade Estadual Da Paraíba, 2009.
2. APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.
3. ARROJO, B.; MOSQUERA-CORRAL, A.; GARRIDO, J.M.; MÉNDEZ, R. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. Water Research. 38: 3389-3399. 2004.
4. AUDREY, P.; JULIEN, L.; CHRISTOPHER, D.; PATRICK, L. Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach. Journal Engineering Biochemical. p. 178–184. 2011.
5. BUCHAUER, K. A. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste – water and sludge treatment processes. Water S. A. v. 1, n.24, p. 49 – 56, 1998.
6. GATTI, R. A. F. Avaliação da Remoção Orgânica e Nitrogenada de Reator Anaeróbio -AERÓBIO de Leito Fixo para o Tratamento de Efluente Bovino. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Coordenação de Engenharia Ambiental. Campo Mourão. 2013.
7. HENRIQUE, I. N. Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais. Campina Grande, 2010. Tese de doutorado, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2010.
8. JETTEN, M.S.M.; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, U.G.J.M.; VAN DE GRAAF, A.A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G. (1999) The anaerobic oxidation of ammonium. FEMS Microbiology Reviews. v. 22. p. 421-437. 1999.
9. JING, J.; FENG, J.; LI, W.; XU, Y. Removal of COD from cokingplant wastewater in the moving-bed biofilm sequencing batch reactor. Korean Journal of Chemical Engineering, v. 26, p. 564-568, 2009.
10. LI, X. et al. A Strategu of Phosphurus Feeding for Repeated Fed-Batch Fermentation of Penicillin G. Biochemical Engineering Journal, p. 8 – 53. 2005
11. METCALF & EDDY. Inc. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. 4. Ed. NewYork, McGraw - Hill Book, 2003. 1815p.
12. ØDEGAARD, H. Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. Water Science and Tecnology. v. 53, n. 9, p. 17-33. 2006.
13. STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. Applied Environmental Microbiology. v. 65, p.3248-3250, 1999.
14. VAN HAANDEL, A. C; MARAIS, G. Comportamento do sistema de Lodos Ativos: Teoria e aplicações para projetos e aplicação. Campina Grande: Epgraf. 1999.