

Proposta de nova configuração de reator anaeróbio híbrido aplicado ao tratamento de esgoto sanitário

Proposal of a new configuration of hybrid anaerobic reactor applied to sanitary sewage treatment

- **Data de entrada:**
25/08/2017
- **Data de aprovação:**
28/05/2018

Nestor Leonel Muñoz Hoyos* | Jose Carlos Barroso Junior | Felipe Krüger Leal |
Eddie Francisco Gómez Barrantes | Luiz Olinto Monteggia

DOI: <https://doi.org/10.4322/dae.2019.046>

Resumo

Este trabalho apresenta a avaliação do desempenho de uma nova configuração de reator anaeróbio híbrido (RAH) baseada no emprego de uma câmara de entrada de fluxo descendente seguida de uma câmara de fluxo ascendente. O RAH foi alimentado com esgoto sanitário e operado por um período de 240 dias com vazão afluente de $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Os resultados obtidos nessa fase experimental foram comparados com os obtidos em um reator UASB nas mesmas condições de clima e parâmetros operacionais. O reator híbrido apresentou estabilidade no processo de digestão anaeróbia e desempenho operacional eficiente, mostrando-se robusto para suportar choques de carga hidráulica e orgânica devido à variabilidade do esgoto típico da região sul do Brasil. A análise estatística dos resultados demonstrou que o desempenho operacional dos reatores não apresentou diferença estatística significativa para remoção de DQO com valores de $66 \pm 15\%$ e $62 \pm 17\%$ e SST de $65 \pm 19\%$ e $63 \pm 20\%$, para o RAH e o UASB respectivamente. A concentração de biomassa no RAH ($3,7 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3}$) foi menor quando comparada ao reator UASB ($12,4 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3}$); entretanto, esse fato não comprometeu a eficiência de remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos. Foi também demonstrada a viabilidade do uso da turbidez como parâmetro de controle operacional para a identificação de perda de lodo, mediante análise da relação SST e turbidez efluente.

Palavras-chave: Reator híbrido. Tratamento anaeróbio. Esgoto sanitário. Turbidez. Sólidos suspensos.

Nestor Leonel Muñoz Hoyos – Engenheiro Ambiental pela Universidad del Cauca (Colômbia). Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Jose Carlos Barroso Junior – Engenheiro de Produção e Sistemas pela Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC). Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Felipe Krüger Leal – Engenheiro Civil pela Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS). Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Eddie Francisco Gómez Barrantes – Engenheiro Agrônomo EARTH University (Costa Rica). Mestre em Food, Agricultural and Biological Engineering Ohio State University, OSU, Estados Unidos. Doutor em Food, Agricultural and Biological Engineering, Ohio State University, OSU, Estados Unidos. Business Development, South America na SCS Global Service. Porto Alegre, RS.

Luiz Olinto Monteggia – Engenheiro Mecânico pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutor em Engenharia de Meio Ambiente pela Universidade de Newcastle. Professor Titular do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS).

***Endereço para correspondência:** Av. Bento Gonçalves, 9500, Caixa Postal 15029, Porto Alegre, RS. Telefone: (51) 983397694. E-mail: nestorlmh@gmail.com.

Abstract

This work presents the performance evaluation of a new configuration of a hybrid anaerobic reactor (RAH) based on the use of a downflow inlet chamber followed by an upflow chamber. The RAH was operated for a period of 240 days with an influent flow rate of $1.6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ of sanitary sewage. The results obtained in this experimental phase were compared with those obtained in a UASB reactor under the same climatic conditions and operational parameters. The operating performance was acceptable, proving to be robust to withstand the organic shock loads due to the variability of the typical sewage from southern Brazil. The statistical analysis of the results showed that the operational performance of the reactors did not present significant statistical difference for COD removal with values $66 \pm 15\%$ and $62 \pm 17\%$ and $65 \pm 19\%$ and $63 \pm 20\%$ for SST, respectively for the RAH and the UASB. The biomass concentration in the RAH ($3.7 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3}$) was lower when compared to the UASB reactor ($12.4 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3}$), however, this fact did not compromise the efficiency of organic matter and suspended solids removal. It was also demonstrated the possibility of using turbidity as a parameter of operational control for the identification of sludge loss, based on the results of the SST to turbidity relation.

Keywords: Hybrid reactor. Anaerobic treatment. Sewage. Turbidity. suspended solids.

1 INTRODUÇÃO

O processo de digestão anaeróbia é visto como uma opção viável para o tratamento de esgoto sanitário devido ao baixo requerimento energético do processo, baixa produção de excesso de lodo (biossólidos) e possibilidade do aproveitamento do biogás gerado na conversão da matéria orgânica em metano (Elmitwalli et al. 1999).

Uma das configurações mais utilizadas de reator híbrido anaeróbio de alta taxa para diferentes fins combina um reator de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) na parte inferior do tanque e um filtro anaeróbio (FA) na parte superior, preenchido

com um meio de retenção de biomassa usualmente sintético (Figura 1). A primeira modificação na estrutura convencional de um reator UASB foi desenvolvida por Maxham e Wakimiya (1980), adicionando-se um meio de percolação fixo na parte superior do reator de manta de lodo. Busca-se nessa configuração um sistema capaz de acumular uma alta concentração de biomassa ativa (fixa e em suspensão) no reator visando um aumento no desempenho operacional do mesmo, bem como favorecer o polimento do efluente com a retenção dos sólidos, aumentando a estabilidade do processo sob condições de operação transiente (CRAVEIRO, 1994).

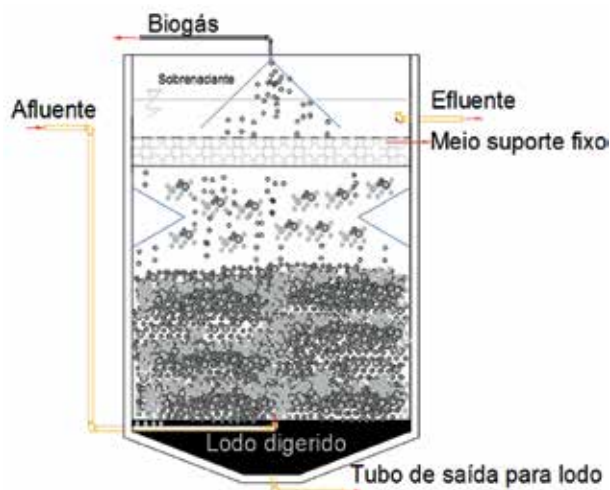


Figura 1 - Esquema geral de um reator anaeróbio híbrido.

A configuração proposta pelos autores citados acima vem sendo estudada por diferentes pesquisadores em escala real e de bancada, visando o aumento da eficiência do tratamento e a redução de custos operacionais. Segundo Borja et al. (1998), a combinação de um reator UASB de biomassa em suspensão e um filtro anaeróbio de biomassa aderida permite que as vantagens das duas tecnologias sejam conciliadas com sucesso em uma unidade mais compacta. Além disso, a combinação dessas duas tecnologias anaeróbias potencializa as vantagens e minimiza as desvantagens do reator UASB e do filtro anaeróbio (GUIOT; BERG, 1984).

Os reatores híbridos que combinam biomassa particulada (flocos) e aderida (biofilmes) são reconhecidos e amplamente aplicados devido ao sucesso nos resultados obtidos das pesquisas desenvolvidas testando diferentes configurações. Segundo Oktem et al. (2008), a utilização de reatores híbridos combinando o UASB e o filtro anaeróbio podem ser opção preferencial na estabilização de diversos efluentes. A aplicação desse tipo de sistema híbrido apresenta ampla variedade de aplicação para depuração de águas residuárias industriais, como por exemplo, produtos farmacêuticos, efluente de produtos lácteos, matadouros, efluentes gerados na produção de amido de características oleosas e com elevada carga orgânica (TAWFIK; EL-KAMAH, 2012).

Passig (2005) testou um reator anaeróbio híbrido (UAHB) baseado na concepção de um reator de manta de lodo tipo UASB de 18,8 m³ de volume útil adicionando na parte superior material suporte para o tratamento de esgoto sanitário. Os reatores foram operados por um período de 200 dias. O sistema piloto atingiu eficiências de remoção média de matéria orgânica, em termos de DQO de 85% e em termos de DBO_{5,20} de 91%.

Oktem et al. (2008) estudaram o desempenho de um reator híbrido em escala de bancada tipo UASB combinado com um filtro anaeróbio na parte superior do tanque, aplicado ao tratamento de um efluente de uma fábrica de produtos farmacêuticos com base em síntese química, com resultados que indicaram que o reator UASB híbrido poderia ser uma alternativa adequada para o tratamento desse tipo de efluente. Na melhor condição operacional, o reator atingiu eficiência de remoção de 72% de DQO com tempo de detenção hidráulica de 2 dias e carga orgânica volumétrica de 8 kgDQO.m⁻³.d⁻¹.

Gonçalves (2012) estudou o desempenho de um reator anaeróbio híbrido combinando um UASB e um filtro anaeróbio aplicado ao tratamento de águas residuárias da suinocultura. O reator híbrido (RAH) foi operado por 250 dias com três cargas orgânicas volumétricas diferentes: 0,88, 1,38, e 2,62 KgDQO.m⁻³.d⁻¹ com valores de tempo de detenção hidráulico de 91h, 48h e 24 horas. Os melhores resultados foram obtidos com a aplicação das duas cargas orgânicas volumétricas maiores, não apresentando diferenças significativas entre elas, o que viabiliza o uso dessa tecnologia com cargas orgânicas elevadas. O desempenho do reator foi estável e satisfatório para as condições testadas, com remoção média de DQO total de 42, 72 e 73%, remoção de DBO_{5,20} de 75 e 78% para as duas cargas maiores e remoção de sólidos totais 31, 60 e 58%.

Essa pesquisa visou o desenvolvimento e a avaliação de uma nova configuração de reator anaeróbio híbrido mediante substituição do sistema convencional de alimentação do reator UASB tratando esgoto sanitário (distribuição do afluente no fundo do tanque) por uma câmara de fluxo descendente preenchida com meio suporte fixo, seguida de uma câmara de fluxo ascendente de manta de lodo (upflow), similar à de um reator UASB convencional.

Destaca-se que a substituição do sistema convencional de alimentação do reator UASB (tubos de escoamento descendente) por câmaras de escoamento descendente preenchidas com material suporte inerte permite simplificar aspectos construtivos e operacionais como a dificuldade de execução dos tubos de descida, entupimentos e eventuais zonas mortas na zona de digestão dos reatores anaeróbios de alta taxa.

2 OBJETIVO

Avaliar o desempenho de um reator anaeróbio híbrido (RAH) constituído de uma câmara de fluxo descendente e meio suporte fixo seguida de uma câmara de manta de lodo de fluxo ascendente comparativamente a um reator UASB convencional aplicados ao tratamento de esgoto sanitário.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Foram implantados dois reatores em fibra de vidro de forma cilíndrica com 2,5 m de diâmetro e 4 m de altura e volume útil de 18,3 m³, sendo: um reator anaeróbio híbrido (RAH) baseado na configuração apresentada na Figura 2 e um reator UASB convencional, com a função de controle dos experimentos. Os dois reatores foram operados em paralelo entre agosto de 2014 a março de 2015, totalizando 240 dias de monitoramento. Os reatores foram alimentados com esgoto doméstico previamente gradeado e desarenado da ETE São João Navegantes, localizada na cidade de Porto Alegre/RS.

A Figura 2 apresenta o reator piloto híbrido (RAH) com as respectivas dimensões e os detalhes de seus componentes internos e externos.

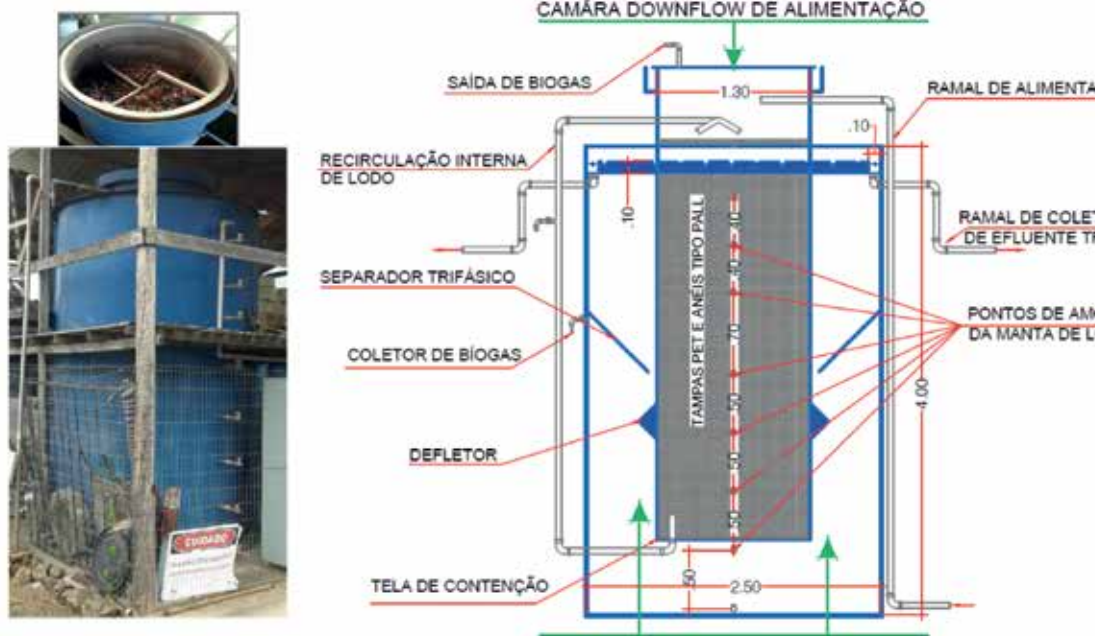


Figura 2 - Corte vertical do reator anaeróbio híbrido RAH (medidas em metros)



As dimensões externas das duas configurações são similares, sendo a característica principal da nova configuração (RAH) a adoção da câmara cilíndrica de alimentação operada em fluxo descendente e preenchida com tampas pet e anéis plásticos tipo Pall de 50 mm de diâmetro, seguida por câmara convencional de manta de lodo de fluxo ascendente. A câmara de alimentação possui 1,3 m de diâmetro e 3,36 m de altura e recebe o afluente pela parte superior diferente do reator UASB. Na parte superior da câmara de alimentação foi utilizada campânula com vedação por selo hídrico para coleta do biogás gerado a partir da degradação da matéria orgânica pelos

microrganismos anaeróbios aderidos na superfície do material suporte.

Para a coleta do biogás na câmara de fluxo ascendente e manta de lodo foi implantado um coletor de biogás fixado na parede externa da câmara de fluxo ascendente (ver Figura 2) com funções similares às desempenhadas pelo separador trifásico do reator UASB. Nesse caso, o reator RAH foi dotado de dois pontos de coleta do biogás: um na câmara interna de alimentação e outro na câmara de manta de lodo de fluxo ascendente. Na Tabela 1 estão sumarizadas as dimensões das unidades experimentais, e na Tabela 2 apresenta os parâmetros operacionais dos reatores RAH e do UASB.

Tabela 1 - Dimensões dos reatores piloto

Parâmetro	RAH	UASB	Unidade
Diâmetro na base	2,50	2,50	m
Área	4,90	4,90	m ²
Altura	4,00	4,00	m
Altura útil	3,85	3,85	m
Volume útil	18,9	18,9	m ³
Diâmetro câmara de alimentação (Downflow)	1,30	-	m
Altura da câmara de alimentação (Downflow)	3,36	-	m
Volume câmara de alimentação (Downflow)	4,46	-	m ³
Volume câmara manta de lodos (Upflow)	14,4	-	m ³

O leito de percolação foi apoiado em tela de contenção localizada ao fundo da câmara central. Para evitar problemas de obstrução, entupimento e caminhos preferenciais do fluxo

no meio filtrante do RAH, foi projetado um sistema de recirculação interna de lodo, o qual é operado automaticamente por 15 minutos em cada hora.

Tabela 2 - Parâmetros operacionais dos reatores piloto

Parâmetro	RAH	UASB	Unidade
Vazão	1,60	1,60	m ³ .h ⁻¹
Tempo de detenção hidráulico (TDH)	11,8	11,8	h
Velocidade ascensional	0,42	0,32	m.h ⁻¹
TDH câmara de alimentação (Downflow)	3,00	-	h
TDH câmara manta de lodos (Upflow)	9,10	-	h

A avaliação da eficiência de tratamento e a estabilidade do processo anaeróbio dos reatores RAH e UASB basearam-se no monitoramento do esgoto sanitário (afluente) e do efluente tratado mediante análises físicas e químicas monitoradas uma vez por semana no período de agosto 2014 até março de 2015. Os parâmetros determinados foram a DQO, $DBO_{5,20}$, Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), temperatura, pH e turbidez, realizadas segundo metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (FEDERATION, 2005). Outros parâmetros determinados no afluente e efluente por métodos titulométricos foram a Alcalinidade Total (AT), Alcalinidade Parcial (AP), Alcalinidade Intermediária (AI), e Ácidos Graxos Voláteis (AGVs), conforme metodologia proposta por Jenkins et al. (1983), e Kapp (1984) para AGVs.

A quantificação da biomassa foi baseada na determinação mensal do valor da concentração de sólidos totais (ST) e de sólidos totais voláteis (STV) nos pontos de coleta (vertical) ao longo de cada reator (RAH e UASB). A amostragem do lodo permitiu estabelecer o perfil vertical de distribuição da biomassa em função do regime hidráulico aplicado em cada um dos reatores em estudo, identificadas pelos símbolos U_1 (inferior) a U_6 (superior) para o reator UASB e RAH_1 a RAH_6 para o reator anaeróbio híbrido.

A avaliação da perda de biomassa no efluente líquido dos reatores anaeróbios foi realizada por campanhas com duração de 24 horas utilizando amostradores automáticos ISCO 6712. O equipamento foi programado para coletar uma alíquota de 300 ml a cada 20 minutos por 24 horas. As amostras foram armazenadas em 24 frascos com volume de um litro, sendo cada amostra

composta por três amostras simples obtidas a cada hora do dia. Após a coleta dos efluentes, as amostras foram analisadas em termos de turbidez e SST para avaliar a provável relação entre estes parâmetros. Cabe destacar que a turbidez é um parâmetro de leitura expedita, comparativamente aos procedimentos analíticos para determinação dos SST.

Foi realizada análise estatística aplicando o teste *t Student* sobre as concentrações médias dos diferentes parâmetros monitorados nos efluentes dos reatores piloto, testando a hipótese nula (H_0) de que as médias obtidas em cada ponto de amostragem poderiam ser consideradas iguais entre o RAH e o UASB com um nível de significância de 5%. A análise estatística dos dados foi feita com o apoio do *software Minitab* versão 16.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A carga orgânica volumétrica (COV) média aplicada foi de $0,61 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e a carga hidráulica volumétrica (CHV) foi ajustada em $2 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ para o reator RAH e o UASB. A temperatura variou no intervalo de 16°C (inverno) e máxima de 36°C (verão). O valor do TDH foi estabelecido em função da recomendação de Lettinga e Hulshoff Pol (1991) para sistemas operados em temperaturas de $16 - 19^\circ\text{C}$ alimentados com esgoto doméstico.

A Tabela 3 apresenta as características físicas e químicas do esgoto bruto e dos respectivos efluentes dos reatores piloto no período do estudo, sendo observada grande variação temporal das características do esgoto bruto (valores elevados do desvio padrão), provavelmente devido à ocorrência de chuvas.

Tabela 3 - Características do afluente e dos efluentes dos reatores piloto

Parâmetros	Esgoto Bruto	UASB	RAH
pH	7,2±0,2	7,1±0,3	7,0±0,3
DQO ¹	383,5±198,1	112,9±51,5	129,4±57,5
DBO _{5,20} ¹	228,4±85,9	125,0±52,1	120,0±58,1
NTK ¹	41,7±17,0	36,2±6,7	36,5±5,3
N-NH ₄ ⁺ ¹	25,7±11,4	32,1±7,5	30,6±6,5
ST ¹	414,5±117,5	325,4±41,0	324,7±49,2
SV ¹	193,4±86,0	121,1±52,1	118,2±54,7
SST ¹	143,7±98,4	41,5±19,7	39,7±14,6
SSV ¹	100,3±57,1	30,3±9,9	32,2±11,0
AT ²	190,3±32,1	229,4±25,3	230,7±28,2
AGV ³	40,9±17,5	21,9±13,3	39,2±17,6

¹mg.L⁻¹, ²mgCaCO₃.L⁻¹, ³mgHAc.L⁻¹.

A avaliação da estabilidade do processo anaeróbio foi baseada na análise de parâmetros de controle operacional, tais como o pH, alcalinidade e AGVs. Segundo observado na Figura 3, os reatores piloto apresentaram um comportamento estável para o pH, com valores dentro da faixa 6,5 a 8,5 recomendada para operar sistemas anaeróbios (SPEECE, 1996).

Outro aspecto importante no caso da estabilidade operacional foi o fato da alcalinidade nos efluentes dos reatores apresentar um valor supe-

rior em comparação com a alcalinidade da entrada, contribuindo para a capacidade de tamponamento do sistema no interior dos reatores. Esse aspecto é fundamental para evitar desbalanceamentos do processo anaeróbio pela alta produção e acúmulo de ácidos graxos voláteis. Fazendo o comparativo dos valores médios de alcalinidade dos efluentes da Tabela 3, observa-se que as duas amostras não apresentaram diferença estatisticamente significativa segundo o resultado da prova t Student (p = 0,952).

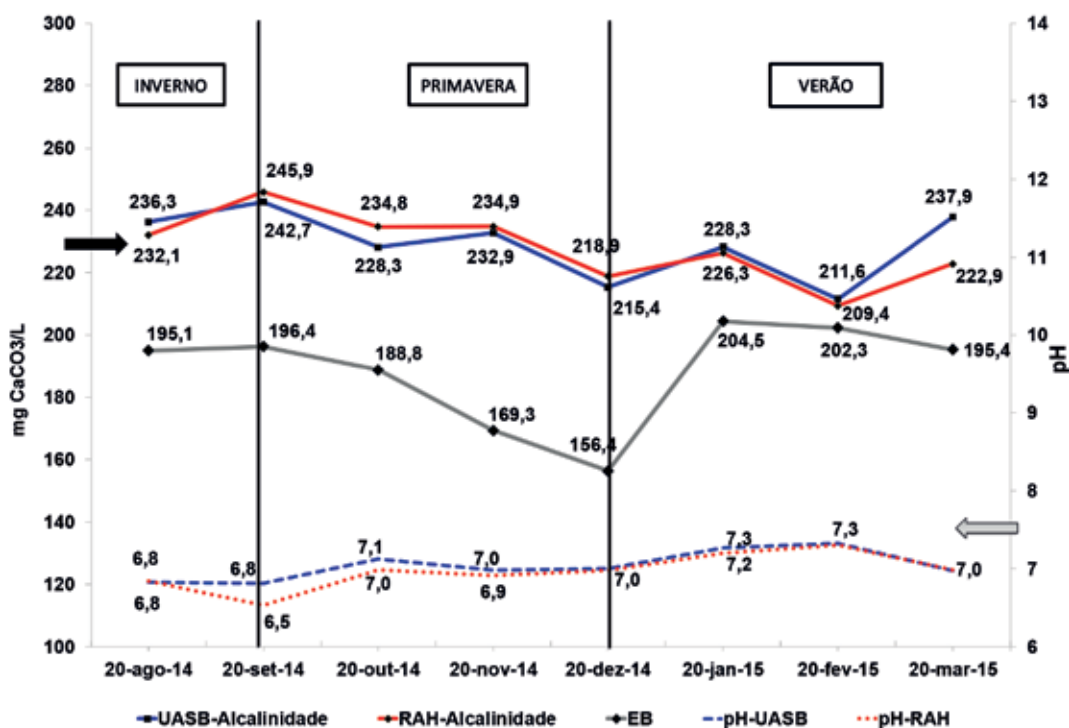


Figura 3 - Parâmetros da avaliação de estabilidade do processo de digestão anaeróbia

Na Figura 4 está apresentada a distribuição dos valores da relação AI/AP, segundo Ripley et al. (1986). Valores acima de 0,3 desta relação indicam possíveis distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Segundo a figura, menos de 30%

dos dados dos efluentes apresentaram valores acima do valor recomendado, o que permite inferir que os sistemas piloto apresentaram condições de equilíbrio operacional ao longo da fase experimental.

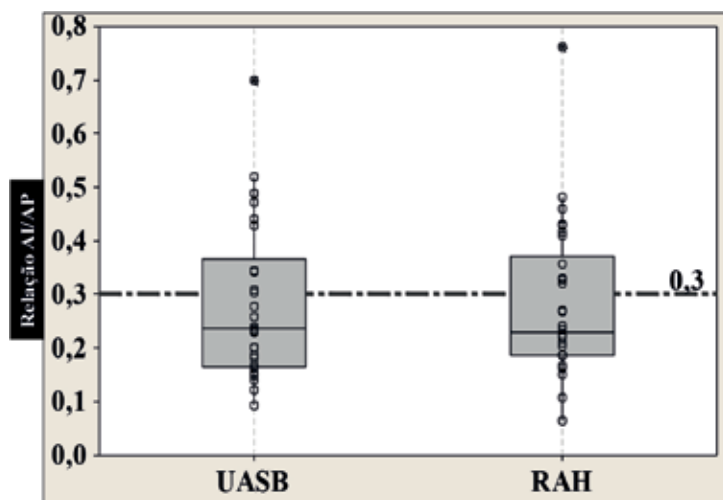


Figura 4 - Distribuição estatística da relação AI/AP nos reatores anaeróbios.

Neste estudo foi dada ênfase na avaliação do efeito da temperatura sobre o processo anaeróbio, a qual foi determinada de forma contínua por sensores “on line” instalados no afluente e efluente dos reatores anaeróbios. A temperatura média no período mais quente (dez/14-mar/15) foi de $29,4 \pm 1,54^\circ\text{C}$ para o reator UASB e de $28,9 \pm 1,75^\circ\text{C}$ para o RAH. A eficiência de remoção média de DQO neste período foi de 74% e 73% para o UASB e o RAH respectivamente, sem diferença estatística significativa entre as mesmas ($p = 0,812$).

No período mais frio do ano (ago/14-set/14), a temperatura média foi de $19,3 \pm 1,56^\circ\text{C}$ e $19,1 \pm 1,49^\circ\text{C}$ para o UASB e RAH respectivamente.

O desempenho de cada sistema foi significativamente menor com remoção média de DQO de 42% para o RAH e 54% para o UASB. O teste *t de Student* as duas amostras não apresentam diferença estatisticamente significativa ($p = 0,077$).

O teste Tukey aplicado para cada grupo de amostras dos períodos sazonais corrobora a importância que tem a temperatura sobre o desempenho dos reatores anaeróbios. O resultado do teste indica que há diferença estatística significativa no desempenho dos reatores no período de inverno e o verão, entretanto não foi detectada diferença significativa quando comparados os valores de eficiência de remoção de DQO no caso primavera e verão (Tabela 4).

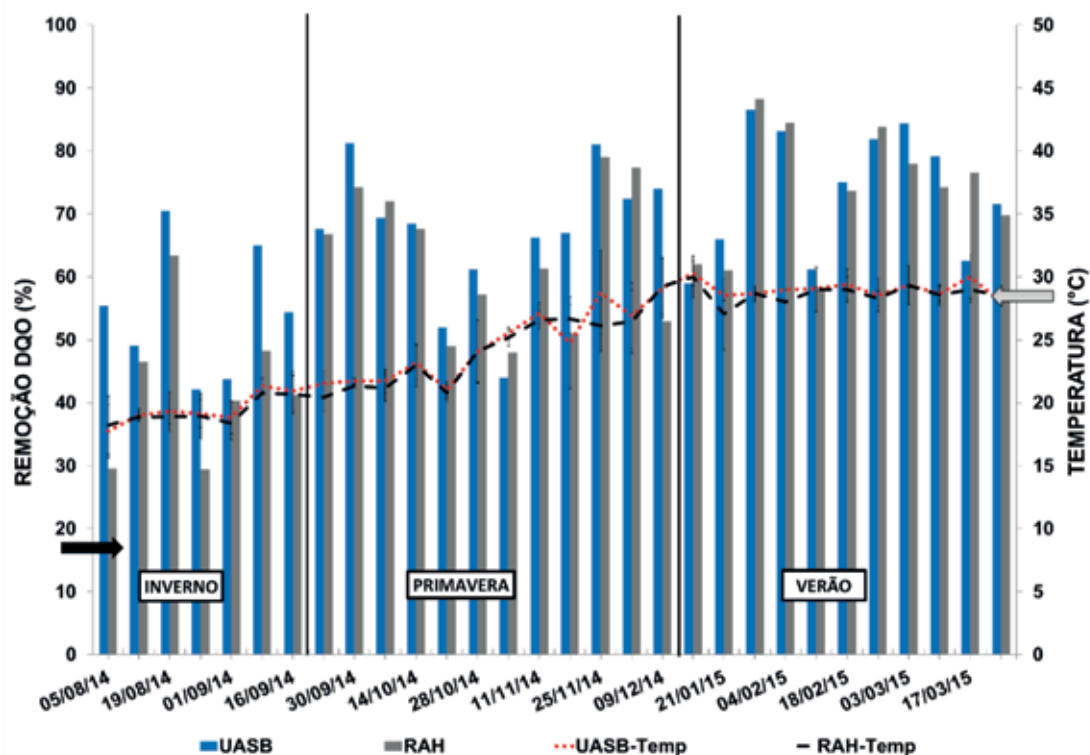
Tabela 4 – Avaliação do efeito sazonal da temperatura sobre a remoção de DQO, baseado no teste de Tukey

Reator	Estação	N	Remoção DQO (%)	Agrupação		
UASB	Verão	12	74±9,8	A		
RAH	Verão	12	73±9,7	A		
UASB	Primavera	12	67±10	A	B	
RAH	Primavera	12	63±14	A	B	
UASB	Inverno	7	54±10		B	C
RAH	Inverno	7	42±11			C

A Figura 5 apresenta o desempenho operacional dos sistemas anaeróbios nas três estações monitoradas, a qual indica aumento da eficiência de remoção da DQO para valores crescentes da temperatura, o que corrobora outros resultados apresentados na literatura.

Aiyuk et al. (2004) operou um reator UASB a 33°C obtendo 60% de remoção máxima de DQO. Florencio et al. (2001) monitoraram um reator UASB em escala real da cidade de Recife por um período de 30 meses a 30°C, no qual a eficiência de remoção de DQO situou-se na faixa de 60% a 90%.

Mahmoud et al. (2009) avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio híbrido (AHR) operado na temperatura ambiente, a qual variou de 14°C no inverno a 40°C no verão. O reator alcançou 62% de remoção de DQO. Tawfik et al. (2015) operaram um reator híbrido (AH) de 0,9 m³ de volume útil com TDH de 6h. O reator foi operado em condições ambientais locais, com variação da temperatura entre 19°C (inverno) e 34°C (verão). Esses autores verificaram que a eficiência de remoção de DQO obtida foi de 74%.

**Figura 5** – Valores da remoção de DQO (semanal) no inverno, primavera e verão

Nesta pesquisa, a eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ no RAH e UASB foi de $18\pm 11\%$ e $25\pm 17\%$ no inverno e de $50\pm 18\%$ e $53\pm 21\%$ no verão, respectivamente, não sendo encontrada justificativa para esses baixos valores de eficiência.

A eficiência média de remoção de SST e SSV no RAH foi de $63\pm 20\%$ e $59\pm 21\%$ e de $65\pm 19\%$ e

$62\pm 21\%$ no reator UASB. Esses resultados são comparáveis com os obtidos por Azimi e Zamanzadeh (2004); Guimarães et al. (2003); Rizvi et al. (2015) para efluentes domésticos, sintéticos e industriais. Aplicando o método comparativo de Tukey dos valores médios de SST, obtém-se que os valores médios por estação não apresentaram diferença estatística significativa (Tabela 5).

Tabela 5 – Avaliação do efeito sazonal da temperatura sobre a remoção de SST, baseado no teste de Tukey

Reator	Estação	N	Remoção SST (%)	Agrupação	
UASB	Verão	12	67 ± 15	A	B
RAH	Verão	12	65 ± 21	A	B
UASB	Primavera	12	56 ± 22	A	B
RAH	Primavera	12	54 ± 20	A	B
UASB	Inverno	7	73 ± 18	A	B
RAH	Inverno	7	72 ± 18	A	B

Na Figura 6 são apresentados os diagramas de caixas dos parâmetros DQO, $DBO_{5,20}$, SST e SSV. Os dados foram comparados com a legislação europeia (Deliberação N° 91/271/EEC) para efluentes urbanos (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1991), que especifica a eficiência mínima de remoção e as concentrações de DQO, DBO_5 e SST, e com os padrões mais restritivos da Resolução (CONSEMA N° 128/2006) que dispõe sobre a fixação de padrões de lançamento de

efluentes líquidos em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul (CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, 2006).

Segundo os diagramas de caixas dos efluentes dos reatores piloto, eles apresentam desempenho de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos abaixo do padrão de lançamento da legislação estadual, exceto quanto à remoção de $DBO_{5,20}$.

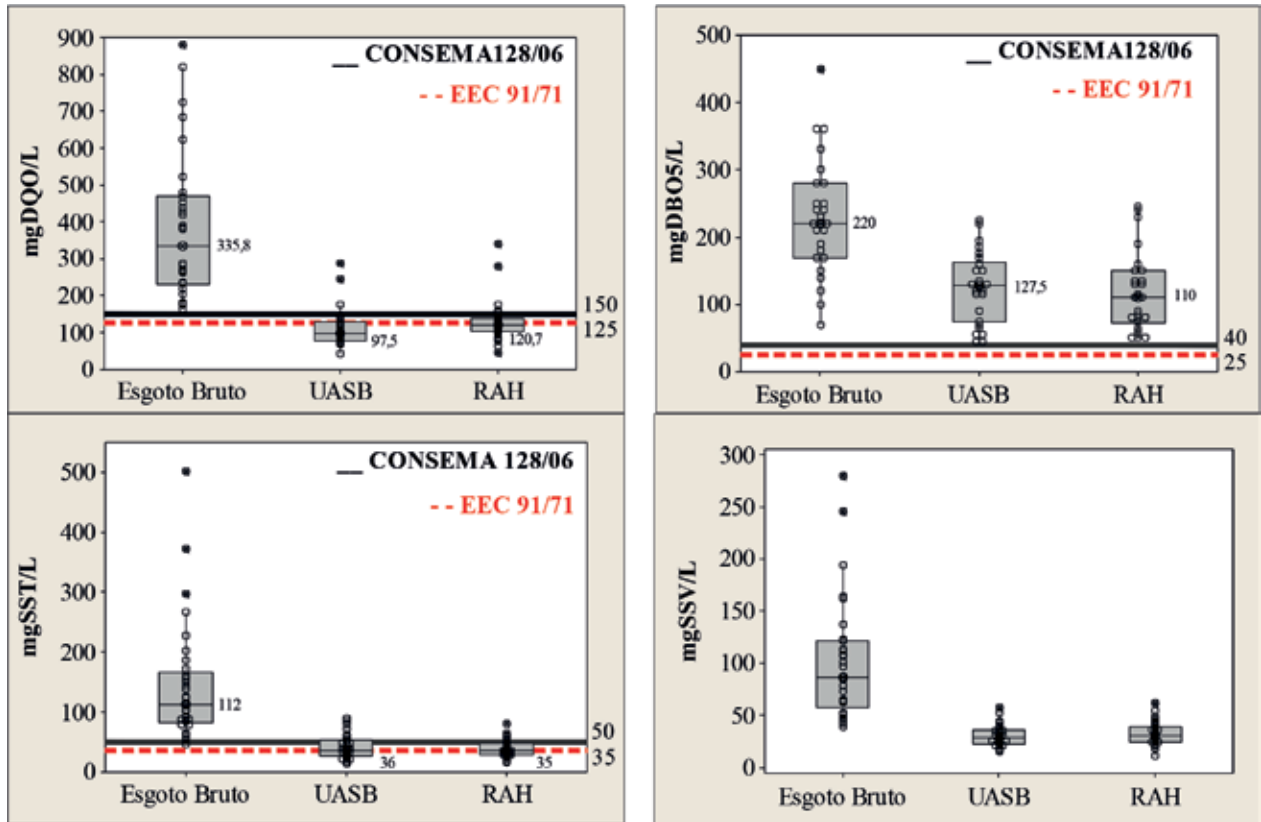


Figura 6 - Distribuição estatística e comparação com padrões de lançamento nacionais e internacionais.

O perfil de biomassa ao longo da altura da câmara de digestão do RAH (Figura 7) apresentou concentração menor em todos os pontos de coleta de lodo comparativamente ao reator UASB (Figura 8).

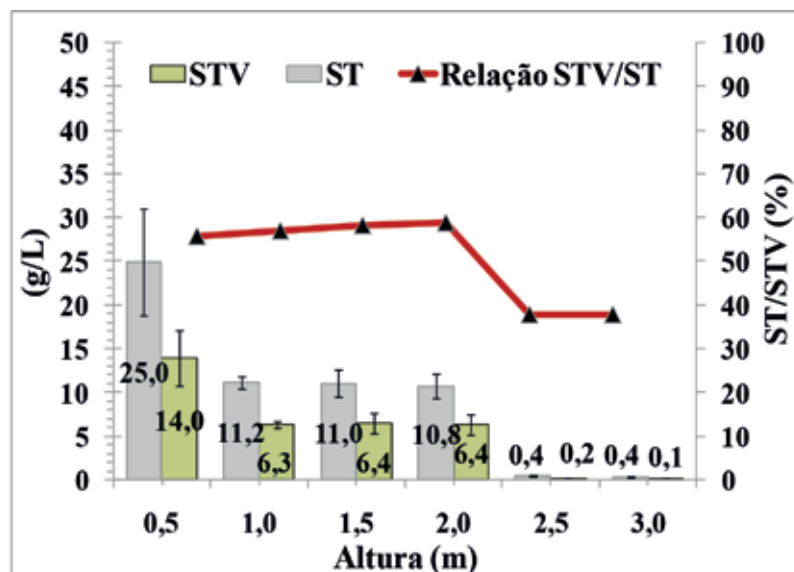


Figura 7 - Perfil do Lodo no RAH

A maior concentração de biomassa no reator RAH foi detectada na tomada do fundo do tanque (RAH_{0,5}), e as duas tomadas superiores RAH_{2,5} e RAH_{3,0} apresentaram os menores valores da concentração de lodo e menor porcentagem de biomassa (STV/ST), indicando menor qualidade do lodo. As tomadas RAH_{2,0}, RAH_{1,5} e RAH_{1,0} apresentaram uma concentração média de sólidos de 11.000mg.L⁻¹ e STV de 6.400 mg.L⁻¹. A relação STV/ST ao longo da altura do RAH (Figura 7) foi superior a 50% para as quatro tomadas inferiores, e para a superior menor do que 40%, o que indica menor qualidade do lodo em termos de biomassa na par-

te alta do RAH. A quantidade total de biomassa no compartimento de digestão foi de 23 kgSTV, resultando em concentração média de 3,68 kgSTV.m⁻³.

A concentração total do lodo no reator UASB apresenta um comportamento decrescente no sentido do fluxo desde a tomada inferior até o topo da câmara de digestão, com fração dos STV (biomassa) em cada compartimento superior a 50%. Na Figura 8, é apresentado o perfil médio de ST, STV e a relação STV/ST em cada compartimento de amostragem do UASB.

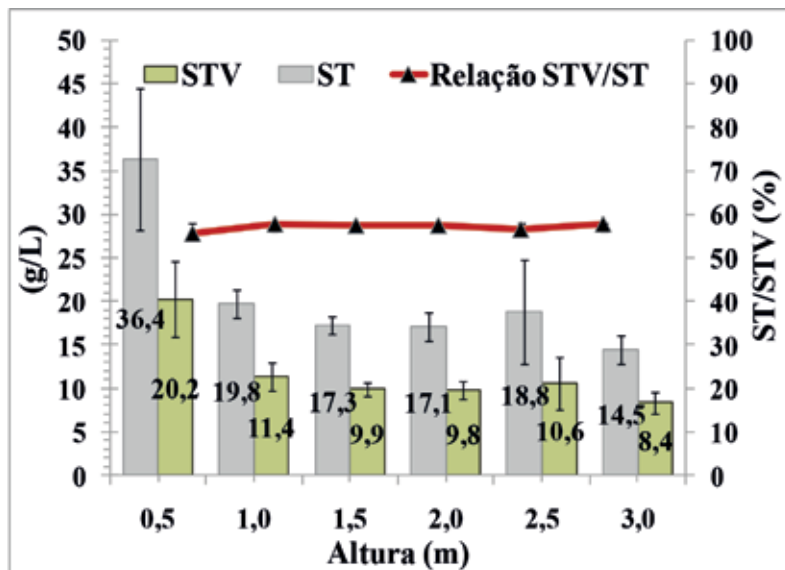


Figura 8 - Perfil do Lodo no UASB

A concentração média de sólidos totais no reator UASB foi 36.385 mg.L⁻¹ no ponto de amostragem U_{0,5} e decresceu a 14.462 mg.L⁻¹ no ponto de amostragem U_{3,0}, correspondente ao topo da zona de digestão. Uma particularidade que apresentou o reator UASB foi que no ponto de amostragem U_{2,5} a concentração média de ST de 18.811 mg.L⁻¹ foi maior do que nos pontos de amostragem U_{2,0} e U_{1,5}, que tiveram 17.000 mg.L⁻¹ de concentração média de lodo nos dois pontos, fato que pode

estar relacionado com uma perda alta do lodo no efluente do reator. A porcentagem média de STV no reator UASB foi de 57±16%, equivalente a uma quantidade total de biomassa no compartimento de digestão de 197,7 kgSTV e a uma concentração média de biomassa de 12,4 kgSTV.m⁻³.

Os resultados da análise estatística (Tabela 6) indicaram que há diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias nos seis pontos de amostragem de lodo ao longo da zona

de digestão nos reatores. Essa diferença poderia estar relacionada com a câmara de alimentação do reator híbrido que permite a retenção de sólidos no meio suporte fixo, evitando assim um desenvolvimento mais pronunciado do lodo na câmara de fluxo ascendente do reator RAH.

lidos no meio suporte fixo, evitando assim um desenvolvimento mais pronunciado do lodo na câmara de fluxo ascendente do reator RAH.

Tabela 6 - Distribuição vertical dos valores das concentrações médias de ST e STV nos reatores RAH e UASB.

Parâmetro	Altura (m)	Reator	Média.DP (mg/L)	Valor P	Diferença da média entre os reatores
ST	3.0	UASB RAH	14462±1582 363±69	P<0,05	Significativo
	2.5	UASB RAH	18811±5958 406±92	P<0,05	Significativo
	2.0	UASB RAH	17077±1642 10768±1447	P<0,05	Significativo
	1.5	UASB RAH	17291±958 11037±1520	P<0,05	Significativo
	1.0	UASB RAH	19795±1618 11153±683	P<0,05	Significativo
	0.5	UASB RAH	36385±8149 25003±6142	0,006	Significativo
STV	3.0	UASB RAH	8381±1230 137±46	P<0,05	Significativo
	2.5	UASB RAH	10637±2983 154±79	P<0,05	Significativo
	2.0	UASB RAH	9805±1024 6352±1232	P<0,05	Significativo
	1.5	UASB RAH	9946±765 6442±1153	P<0,05	Significativo
	1.0	UASB RAH	11436±1615 6346±410	P<0,05	Significativo
	0.5	UASB RAH	20233±4345 13953±3126	0,004	Significativo

Foram realizados dois perfis de monitoramento da turbidez e SST, com duração de 24 horas, onde foi observada elevada perda de sólidos no efluente do reator UASB, em particular no horário das 14h

às 21h, porém de ocorrência aleatória ao longo do período de monitoramento. Os resultados dos perfis de monitoramento dos efluentes do reator RAH e UASB são apresentados nas Figuras 9 e 10.

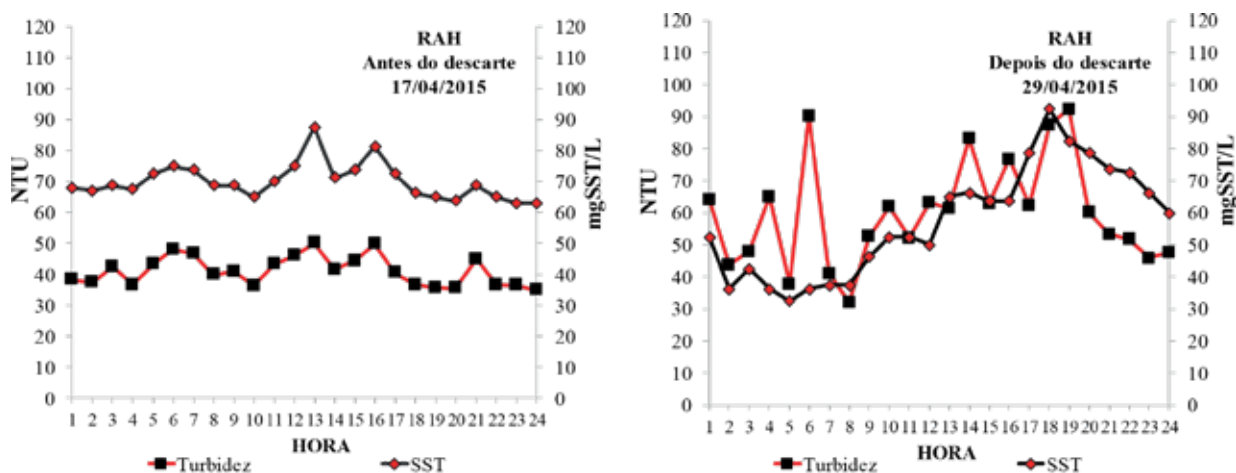


Figura 9 - Perfil de turbidez e SST no monitoramento de 24h

O efluente do reator RAH gerou um efluente mais estável em termos de perda de lodo (SST), com amplitude de variação dos dados de turbidez e SST menor que o reator UASB. O RAH

apresentou um efluente de melhor qualidade, com o valor de turbidez inferior a 100 NTU e SST inferior a 200 mgSST.L⁻¹ (Figura 9) nas duas jornadas de monitoramento.

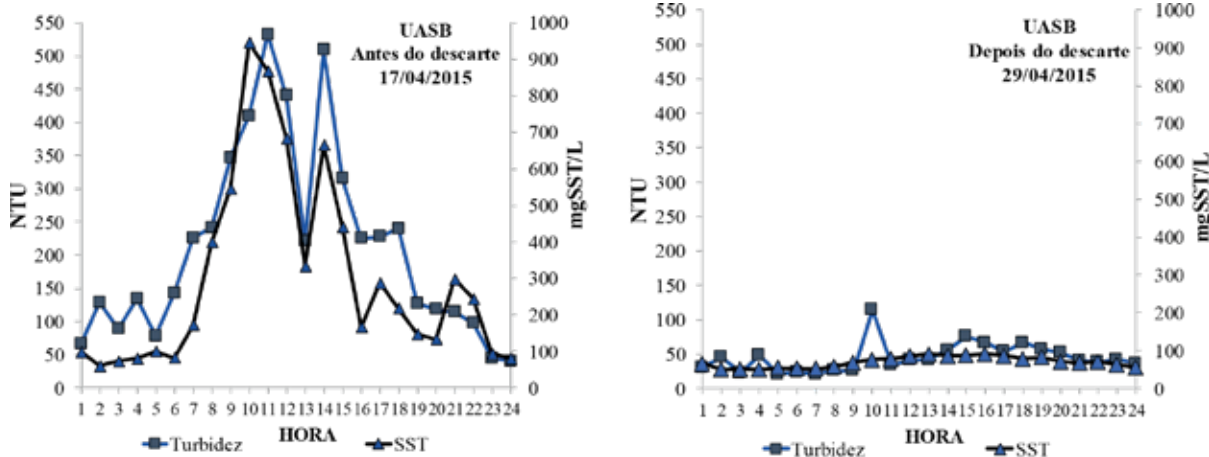


Figura 10 - Perfil de turbidez e SST no monitoramento de 24h

Por outro lado, o reator UASB apresentou valores similares de turbidez e SST em relação ao RAH somente após o descarte de lodo. No primeiro monitoramento, o UASB apresentou no decorrer do dia vários eventos de lavagem do lodo; o valor máximo registrado nas 24h foi de 532 NTU para a turbidez e de 946 mg.L⁻¹ para SST. Na segunda campanha, após o descarte de lodo (29/04/2015), a turbidez e a concentração de SST foram inferiores aos valores da primeira jornada, proporcionando um efluente de maior qualidade relacionado ao descarte do excesso do lodo, evidenciando a importância da frequência do descarte do excesso neste tipo de reatores.

A análise de regressão linear entre os resultados dos SST e da Turbidez no efluente do reator RAH e o UASB, na primeira jornada, resultou em equações de ajuste com o R² acima de 0,8 indicando correlação satisfatória dos dados em eventos com alta perda de biomassa no efluente (Figura 11), sendo factível o uso da turbidez como parâmetro de controle operacional para avaliar o excesso do lodo no reator. Caso contrário aconteceu no ajuste linear dos dados de turbidez e SST depois do descarte; ainda sendo um valor baixo (R²<0,3), existe força de correlação entre os parâmetros medidos de acordo com os resultados do método de correlação de Pearson, sendo que para o primeiro episódio as variáveis estão fortemente relacionadas.

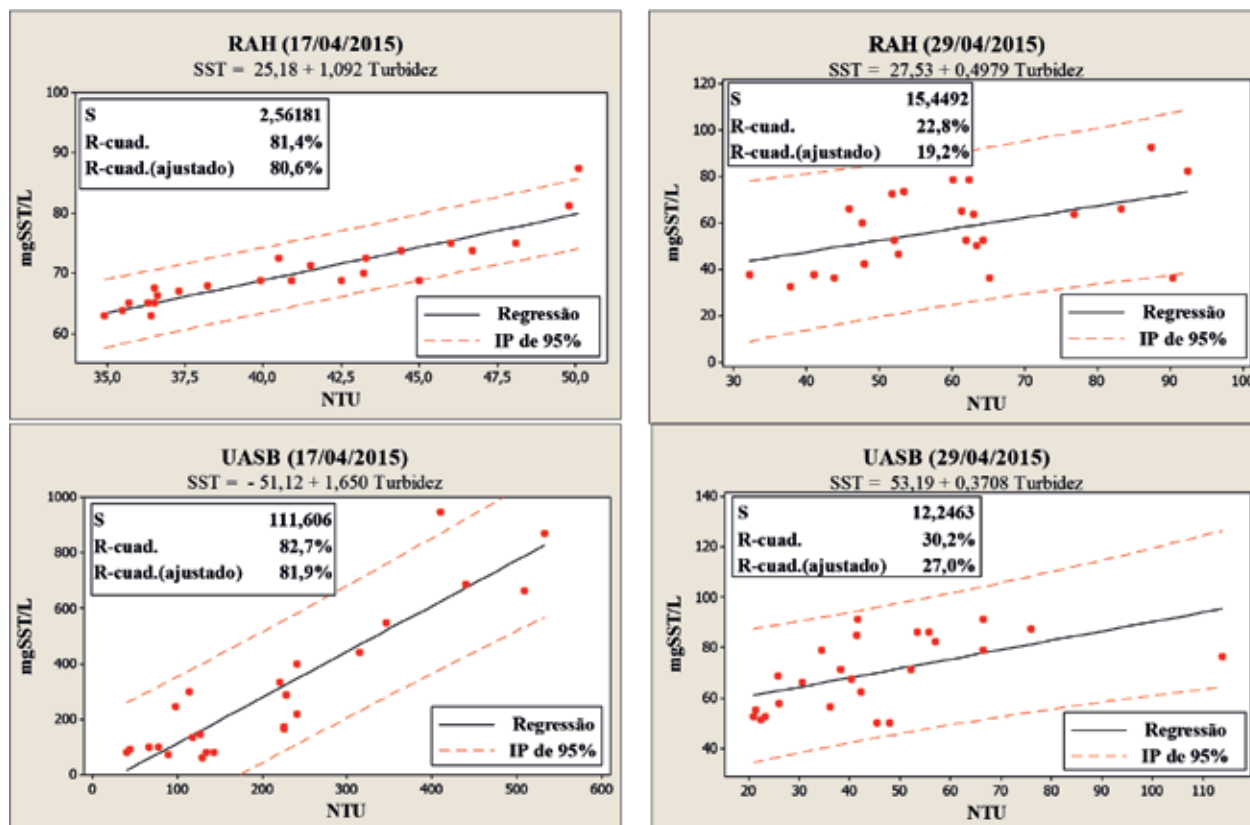


Figura 11 - Regressão linear dos SST e da Turbidez

5 CONCLUSÕES

O estudo do reator anaeróbio híbrido (RAH) mostrou resultados estáveis de eficiência de remoção da matéria orgânica e de sólidos suspensos, operado em condições típicas de verão e inverno do sul do Brasil.

A carga orgânica aplicada oscilou na faixa 0,14 a 1,51 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, em função da ocorrência de períodos chuvosos.

Foi constatado que a temperatura tem influência direta sobre o desempenho dos reatores piloto (RAH e UASB). Os sistemas atingiram eficiências de remoção superiores a 70% para temperatura média mensal mínima de 22 °C correspondente ao mês de outubro. Para a temperatura de 18,7 °C (media mês agosto), a eficiência de remoção dos reatores foi significativamente menor com valores de 54% para o UASB e 42% para o RAH.

No período total do monitoramento (ago/14 - mar/15), o reator RAH atingiu eficiência de remoção de DQO_{total} de 60%, DBO_{5,20} de 47%, SST de 63% e SSV de 60%, e não apresentou problemas operacionais, como lavagem do lodo nem queda do pH.

Foram observadas diferenças significativas entre os perfis de sólidos totais e voláteis ao longo da altura dos reatores anaeróbios piloto, com acúmulo de sólidos na zona superior da câmara de digestão do reator UASB, o que poderia explicar picos de perda de sólidos no efluente final.

A relação STV/ST do perfil de lodo pode ser utilizada como medida de controle para avaliar a qualidade da biomassa ao longo da câmara de digestão.

Foi observada uma relação direta entre a turbidez e os SST, indicando a validade de monitoramento do parâmetro turbidez, o qual é de fácil determinação, inclusive para monitoramento “online”.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIYUK, S. et al. Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept. **Water Research**, v. 38, n. 13, p. 3031–3042, 2004.
- AZIMI, A. A.; ZAMANZADEH, M. Determination of design criteria for UASB reactors as a wastewater pretreatment system in tropical small communities. **Int. J. Environ. Sci. Tech**, v. 1, n. 1, p. 51–57, 2004.
- BORJA, R. et al. Anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater using a combination sludge blanket and filter arrangement in a single reactor. **Bioresource Technology**, v. 65, n. 1–2, p. 125–133, jul. 1998.
- CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução n.º 128/2006**. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de fluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: [s.n.], 2006. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201611/30155644-resolucao-128-06-efluentes.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2017.
- COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Council directive of 21 may 1991 concerning. L135/40 - 52. **Official Journal of the European Communities**, 1991. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=PT>>. Acesso em: 27 jun. 2017.
- CRAVEIRO, A. M. **Desempenho e estudos cinéticos de biodigestores híbridos com diferentes porcentagens de enchimento**. 1994. 252 f. USP, 1994.
- ELMITWALLI, T. et al. Low temperature treatment of domestic sewage in upflow anaerobic sludge blanket and anaerobic hybrid reactors. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 5, p. 177–185, 1999.
- FEDERATION, WE. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. [S.l.: s.n.], 2005.
- FLORENCIO, L.; KATO, M. T.; DE MORAIS, J. C. Domestic sewage treatment in full-scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 71–77, 2001.
- GONÇALVES, G. C. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2012. Disponível em: <<http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/3632>>. Acesso em: 26 jun. 2017.
- GUIMARÃES, P. et al. Anaerobic - Aerobic Sewage Treatment Using the Combination UASB-SBR Activated Sludge. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, v. 38, n. 11, p. 2633–2641, out. 2003.
- GUIOT, S.R.; BERG, L. Performance and biomass retention of an upflow anaerobic reactor combining a sludge blanket and a filter. **Biotechnology letters**, v. 6, p. 161–164, 1984.
- JENKINS, S. R; MORGAN, J. M; SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. **Journal (Water Pollution Control)**, p. 448–453, 1983. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/25041903>>. Acesso em: 26 jun. 2017.
- KAPP, H. **Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt**. München: Kommissionsverlag Oldenbourg, 1984.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. W. UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 8, p. 87–107, 1991.
- MAHMOUD, M. et al. Sewage treatment using an integrated system consisting of anaerobic hybrid reactor (AHR) and downflow hanging sponge (DHS). **Desalination and Water Treatment**, v. 4, n. 1–3, p. 168–176, 2009.
- MAXHAM, J. V.; WAKAMIYA, W. Innovative biological wastewater treatment technologies applied to the treatment of biomass gasification wastewater. In: Proceedings of the 35th industrial waste conference, May 13–15 1980, at Purdue University, Lafayette, Indiana, USA, p. 80–94, 1980.
- OKTEM, Y. A. et al. Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 5, p. 1089–1096, 2008.
- PASSIG, F. H. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. 2005. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-11042016-151713/en.php>>. Acesso em: 26 jun. 2017.
- RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.
- RIZVI, H. et al. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, n. 6, p. 780–786, nov. 2015.
- SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville Tenn: Archae Press, 1996.
- TAWFIK, A. et al. Fate of parasites and pathogenic bacteria in an anaerobic hybrid reactor followed by downflow hanging sponge system treating domestic wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 16, p. 12235–12245, 2015.
- TAWFIK, A.; EL-KAMAH, H. Treatment of fruit-juice industry wastewater in a two-stage anaerobic hybrid (AH) reactor system followed by a sequencing batch reactor (SBR). **Environmental technology**, v. 33, n. 4–6, p. 429–36, 2012.