

II-254 - AVALIAÇÃO DA TECNOLOGIA MICROAERÓBIA PARA REMOÇÃO DE SULFETOS DO EFLUENTE E DO BIOGÁS PRODUZIDOS EM REATOR UASB EM ESCALA REAL

Jéssyca de Freitas Lima⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará – *Campus* Limoeiro do Norte (IFCE/LN). Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutoranda em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Camylla Rachelle Aguiar Araújo Dantas⁽²⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pelo Instituto Federal do Ceará – *Campus* Maracanaú (IFCE/Maracanaú). Mestranda em Energias Renováveis pelo IFCE/Maracanaú.

Anderson Barbosa Araújo⁽³⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestrando em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC.

André Bezerra dos Santos⁽⁴⁾

Engenheiro Civil com distinção Magna cum Laude pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Brasil. Mestre em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental pela UFC. Especialista em Ecological Sanitation pela Stockholm Environment Institute – Suécia. Doutor em Environmental Sciences pela Wageningen University – Holanda. Professor Associado II do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Paulo Igor Milen Firmino⁽⁵⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor Adjunto A do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Endereço⁽¹⁾: Avenida César Cals, 945, Apto F – Praia do Futuro - Fortaleza - CE - CEP: 60.182-035 - Brasil - Tel: (88) 99713-5745 - e-mail: jessyca-11f@hotmail.com

RESUMO

O processo que ocorre em reatores anaeróbios denominado de sulfetogênese é um processo considerado indesejável devido aos vários problemas que ele acarreta com a produção de sulfetos, causando: odores agressivos, corrosão, toxicidade e diminuição da concentração de metano no biogás. A presente pesquisa objetivou reduzir a concentração de sulfetos presente no efluente e no biogás de um reator UASB em escala real. A investigação experimental foi dividida em três fases. Na primeira fase, o reator UASB foi operado sem nenhuma modificação, predominando todos os grupos de bactérias, para ter uma espécie de controle. Na segunda, foi implantada microaeração na manta de lodo do reator a uma vazão de 2430 mL_{ar}.min⁻¹ com o intuito de oxidar o sulfeto produzido a enxofre elementar. Na terceira fase, aumentou-se a vazão de ar para 3031,84 mL_{ar}.min⁻¹. Com os resultados da primeira fase da pesquisa, pode-se afirmar que a sulfetogênese ocorreu de forma efetiva dentro do reator UASB, pois produziu um efluente com uma concentração de 2,17±1,64 mgS-SO₄²⁻.L⁻¹ e 7,71±2,29 mgS-S²⁻.L⁻¹, seguindo assim os princípios de um reator anaeróbio. Ao se analisar os resultados da segunda fase, é possível identificar que não houve remoção significativa em termos de sulfetos. Na terceira fase, foi possível identificar que a adição de oxigênio resultou na oxidação parcial do sulfeto produzido no reator UASB a sulfato obtendo uma concentração final no efluente de 5,76±2,92 mgS-SO₄²⁻.L⁻¹ e 6,40±2,22 mgS-S²⁻.L⁻¹, efetivando uma remoção de sulfeto no efluente de 19,29%.

PALAVRAS-CHAVE: Microaeração, Sulfetogênese, UASB, Vazão de Ar.

INTRODUÇÃO

As tecnologias anaeróbias de tratamento de águas residuárias têm recebido cada vez mais aceitação devido às suas vantagens em relação ao tratamento aeróbio, principalmente pelo baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia e baixa produção de lodo. Entretanto, a relação entre essa tecnologia de tratamento e a população nem sempre é harmônica devido aos incômodos que podem ocorrer em áreas residenciais, tais como: tráfego pesado, ruídos, poluição visual, aumento na população de vetores e a geração de odores desagradáveis, sendo esta a maior causa de reclamações e ações contra companhias de saneamento.

De acordo com a NBR 9896/1993, o odor é definido como uma sensação que resulta da excitação dos órgãos olfativos, ou seja, é o ato de perceber um cheiro. A propriedade da substância que afeta ou estimula o sentido do olfato é chamada de propriedade osmogênica ou propriedade odorante.

Em uma Estação de Tratamento de Águas Residuárias (ETAR), os principais compostos odoríficos são provenientes de uma mistura complexa de moléculas de enxofre (H_2S , mercaptanas e outros compostos reduzidos a base de enxofre), nitrogênio (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, ácidos orgânicos (MORALES, 2012). Dentre os tipos de compostos odoríficos provenientes de ETAR, o sulfeto de hidrogênio (H_2S) é considerado o principal composto responsável pela percepção de odores nessas estações, principalmente pelo fato de o sistema olfativo humano ser capaz de detectá-lo em baixas concentrações, cerca de 5 ppb (LUPATINI, 2007; CARVALHO, 2013). O H_2S é formado a partir da redução desassimilatória do íon sulfato (SO_4^{2-}) e outros compostos à base de enxofre presente nos esgotos (SUBTIL, 2012).

Além do desconforto que os odores podem causar à população adjacente, deve-se lembrar que esses compostos podem afetar a saúde das pessoas, principalmente daquelas que se expõem aos gases mais frequentemente, como é o caso dos operadores das ETE. O H_2S é altamente tóxico e irritante para o organismo, atuando sobre o sistema nervoso, olhos e vias respiratórias (ATSDR, 2006; OLIVEIRA, 2013).

Buisman et al. (1991) afirmam que o lançamento de sulfeto no ambiente deve ser controlado por ser um gás tóxico (em concentrações de 50-500 ppm, o H_2S atua como um irritante respiratório e, em concentrações de 500-1000 ppm, é um veneno sistêmico, causando inconsciência e morte por paralisia respiratória), pelo odor agressivo que produz (característico de ovos podres, é perceptível no ar fresco e em uma concentração de 0,2 ppm) e por ser corrosivo (pode causar danos às paredes de reatores feitos de concretos, sistemas de esgotamento e encanamentos de aço) (SUBTIL et al., 2012; JOSEPH et al., 2012; ZHANG et al., 2013; JIANG et al., 2013).

Com o objetivo de reduzir os gases odoríficos do tratamento anaeróbio, foram criadas diferentes técnicas. As principais tecnologias utilizadas são baseadas em princípios físico-químicos, tais como: precipitação, lavagem cáustica e adsorção por carvão ativado (CHEN, 2001; CHOI et al., 2008). Essas tecnologias são rápidas e eficientes, mas possuem custos elevados, pois necessitam da adição de produtos químicos em grandes quantidades, além de produzirem resíduos secundários. Por outro lado, nos últimos anos, tem crescido o uso de tecnologias de tratamento biológico devido às altas taxas de remoção, baixo custo operacional e ausência de subprodutos tóxicos (RAMIREZ et al., 2009; ZHANG, 2012; 2013), como, por exemplo, o processo microaeróbio.

Esse processo consiste na adição de pequenas quantidades de ar no interior do reator anaeróbio para o fornecimento de baixas concentrações de oxigênio, o que favorece a oxidação do sulfeto presente no reator a enxofre elementar. Acredita-se que ocorre tanto uma oxidação biológica quanto química do sulfeto, sendo a primeira considerada de maior significado (VAN DER ZEE et al., 2007).

Estudos têm demonstrado que a microaeração no tratamento de águas residuárias contendo sulfato apresenta-se como uma tecnologia promissora na oxidação do sulfeto (FDZ-POLANCO, 2014). Essa tecnologia traz muitos benefícios, principalmente relacionados com a excelente eficiência na remoção de compostos odoríficos, ausência de uma unidade posterior e redução do consumo de energia (ZHANG 2013; HAO, 2014).

Aliando-se à importância do tratamento biológico de águas residuárias, a presente pesquisa visou a avaliar a aplicação da microaeração como técnica *in situ* para remoção de sulfetos do efluente e do biogás de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), operando em escala real.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos Aracapé III (**Figura 1**) da Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE, localizada no município de Fortaleza – CE, Brasil. A ETE possui contribuição média diária de esgoto de $737,4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e vazão média de $8,96 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$. Os dois reatores presentes na ETE são idênticos, do tipo UASB, pré-fabricados em fibra de vidro, modelo Bio-Contactor B-3700, do fabricante SAN/ACS. As características e aspectos operacionais dos reatores estão apresentadas na **Tabela 1**.

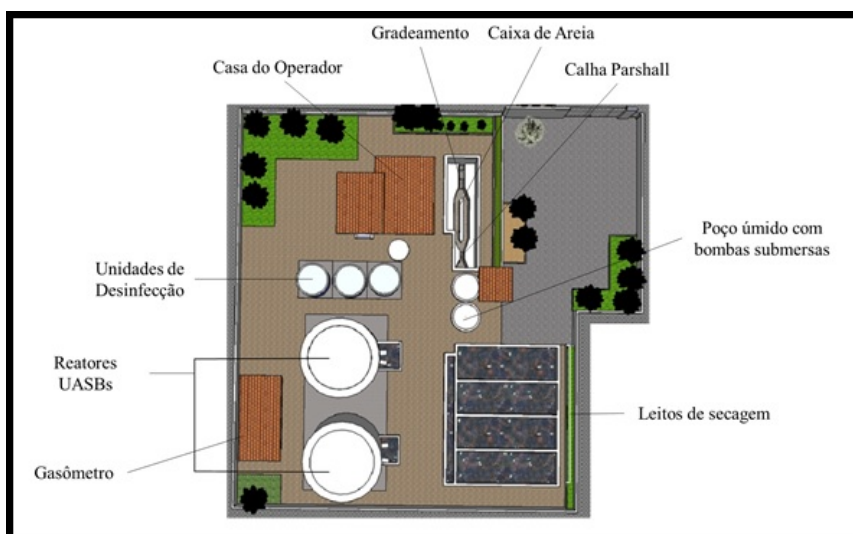


Figura 1: Planta baixa da ETE Aracapé III.

Fonte: CAGECE (2012).

Tabela 1: Parâmetro de projeto de cada reator UASB da ETE Aracapé III.

Diâmetro (m)	5,50
Altura total (m)	5,25
Volume total (m³)	124,73
Carga hidráulica média (m³/h)	16,13
Tempo de detenção médio (h)	6,63
Velocidade ascensional máxima (m/s)	1,23
Inclinação das placas separador GLS (°)	50

Fonte: CAGECE (2012).

A investigação experimental consistiu no monitoramento de apenas um reator UASB (reator apresentado na parte superior da **Figura 1**), compreendendo três fases operacionais.

• PRIMEIRA FASE

Durante a primeira fase, o reator foi operado sem nenhuma modificação, predominando todos os grupos de bactérias anaeróbias, servindo como referência para as fases seguintes.

• SEGUNDA FASE

Na segunda fase operacional, foi implantada a microaeração na manta de lodo do reator, com o intuito de oxidar o sulfeto de hidrogênio produzido pelo reator UASB a enxofre elementar e, conseqüentemente, acarretar na inibição do odor. A vazão de ar adotada foi de 2430 mL_{ar}.min⁻¹.

A alimentação de ar ao reator foi realizada por meio de uma bomba compressora *Easy-Load 3 pump heads*, modelo 778000-50, da marca *Masterflex*. Ela foi conectada ao interior do reator por meio de uma mangueira de PVC, diâmetro de ¾ polegadas, promovendo microaeração na manta de lodo. Para garantir que a microaeração fosse injetada no fundo do reator, foi introduzido uma mangueira de PVC em um dos orifícios da calha vertedora de esgoto bruto, o qual segue, por meio da tubulação interna, até o fundo do reator. Um tubo de PVC de ½ polegada foi usado como auxiliador na descida da mangueira, a fim de assegurar que esta não permanecesse dobrada antes de atingir o fundo do reator (**Figura 2**).

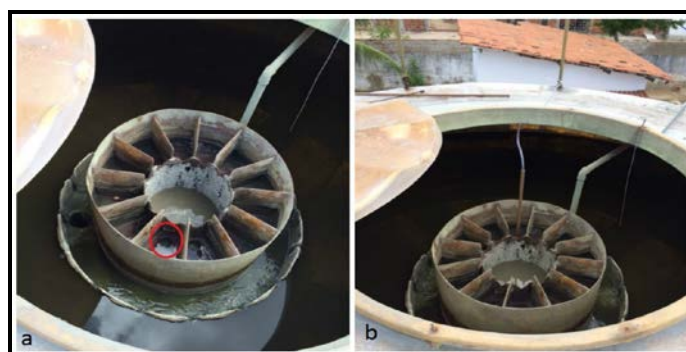


Figura 2: (a) Início da tubulação coletora de esgoto bruto; (b) Mangueira de microaeração instalada.

• TERCEIRA FASE

Na terceira fase, a vazão de ar injetada no reator foi de $3031,84 \text{ mL}_{\text{AR}} \cdot \text{min}^{-1}$ equivalente a 1,3 vezes maior que a vazão implantada na segunda fase. A vazão foi determinada através da relação $41,14 \text{ mL}_{\text{AR}} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ sugerida por Sousa (2016), que afirma que essa vazão de ar é suficiente para oxidar o sulfeto de hidrogênio à enxofre elementar.

ACOMPANHAMENTO E MONITORAMENTO DO REATOR

Foram realizadas semanalmente análises dos parâmetros físicos e químicos listados na **Tabela 2**. Essas análises foram desempenhadas no afluente e no efluente do reator, possibilitando assim a verificação de eficiência de remoção antes e depois da implantação da microaeração.

Tabela 2: Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho do reator.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO* Bruta e Filtrada	Titulométrico Refluxação Fechada	Seção 5220 C. / APHA et al. (2012)
Sulfato	Cromatografia de Íons, modelo IC 1100	-
Sulfeto Dissolvido	Método Iodométrico	Seção 4500 B / APHA et al. (2012)
pH	Potenciométrico	Seção 4500 / APHA et al. (2012)
Alcalinidade	Kapp	Seção BUCHAUER (1998)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio.

A caracterização do biogás foi realizada, em termos de ar ($\text{O}_2 + \text{N}_2$), CO_2 e CH_4 , por cromatografia gasosa com detecção por condutividade térmica (GC-TCD, gas chromatography-thermal conductivity detection) (GC-17A, Shimadzu Corporation, Japão). Para a determinação das concentrações de $\text{H}_2\text{S}(\text{g})$, $\text{NH}_3(\text{g})$ e $\text{O}_2(\text{g})$ foi utilizado um medidor individual de gases (Dräger X-am® 5600, Drägerwerk AG & Co. KGaA, Alemanha). As coletas eram realizadas em bolsas de 500 mL, do tipo *Tedlar*, a partir do ponto de amostragem, imediatamente antes de o biogás passar pelo *scrubber*, e em seguida analisadas em laboratório.

RESULTADOS DA PRIMEIRA FASE

Remoção de Sulfetos

O gráfico apresentado na **Figura 3** é relativo à série histórica de sulfetos e sulfatos no reator UASB estudado.

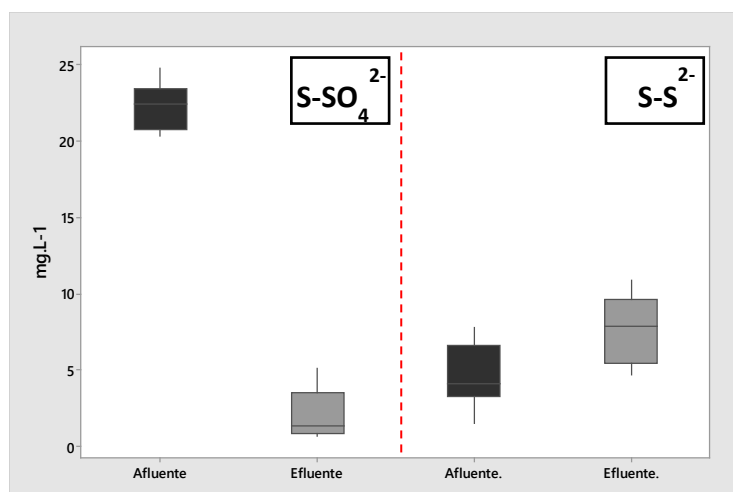


Figura 3: Sulfato e sulfeto no afluente e efluente do reator – Primeira Fase.

Observando-se a **Figura 3**, é possível identificar que a concentração média de sulfato e sulfeto no afluente é de $20,87 \pm 5,20$ mgS-SO₄²⁻.L⁻¹ e $4,67 \pm 2,08$ mgS-S²⁻.L⁻¹, respectivamente. Valores de literatura apresentados por METCALF & EDDY (2016) mostram que esgotos tipicamente domésticos contêm sulfato em concentrações que variam entre 24 e 72 mgS-SO₄²⁻.L⁻¹. Analisando o comportamento de sulfetos, verificou-se que a concentração no efluente final indicou que ocorreu de forma efetiva o processo denominado sulfetogênese, no qual as bactérias redutoras de sulfato (BRS) reduziram o sulfato presente na água residuária a sulfeto (88,8%), que, ao se combinar com H⁺, forma sulfeto de hidrogênio (H₂S), um gás extremamente tóxico, corrosivo e de odor desagradável (SUBTIL, 2012).

A **Tabela 3** apresenta a caracterização do biogás na primeira fase da pesquisa.

Tabela 3: Caracterização do biogás na primeira fase.

Variáveis	Unidade	Média	Coefficiente de Variação
H ₂ S	ppmv	$6,01 \pm 1,43$	0,24
CH ₄	%	$78,57 \pm 1,15$	0,01
AR (O ₂ + N ₂)	%	$12,82 \pm 1,39$	0,11
CO ₂	%	$8,52 \pm 0,37$	0,04

Remoção de Material Carbonáceo

A **Figura 4** apresenta os valores da DQO bruta e filtrada referentes ao reator UASB na primeira fase da pesquisa.

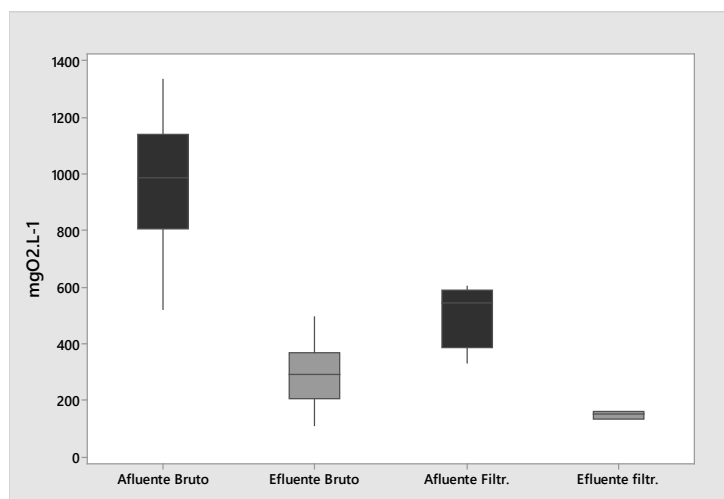


Figura 4: DQO bruta e filtrada para o afluente e efluente do UASB na primeira fase.

RESULTADOS DA SEGUNDA FASE: APLICAÇÃO NA MICROAERAÇÃO

Remoção de Sulfetos

A concentração dos íons SO_4^{2-} e S^{2-} , foram monitoradas tanto no esgoto bruto como no efluente do reator UASB. Os resultados obtidos podem ser observados no gráfico da **Figura 5**.

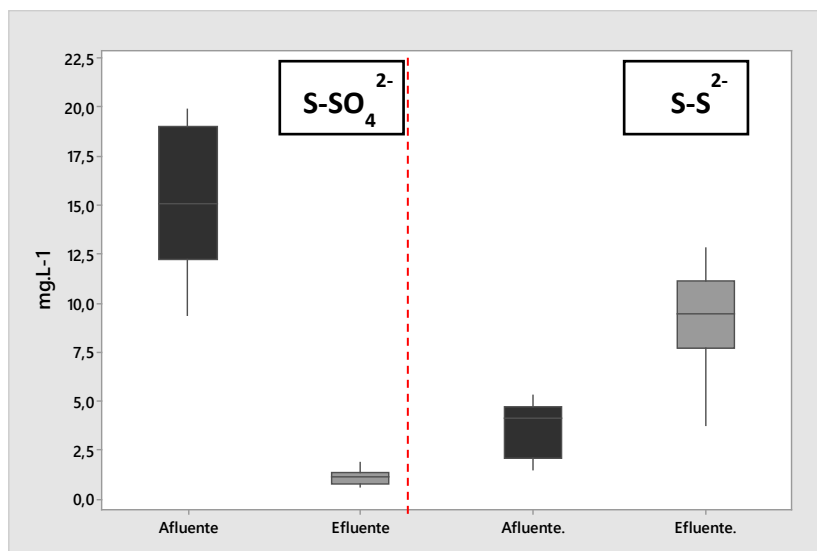


Figura 5: Sulfato e Sulfeto no afluente e efluente do reator – Segunda Fase.

No gráfico da **Figura 5**, observa-se que, na segunda fase, a concentração média de sulfato, no afluente, foi de $15,21 \pm 3,82 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ e, no efluente, de $1,14 \pm 0,41 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$. Em relação ao sulfeto, a concentração detectada no efluente foi de $7,93 \pm 2,79 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$. Conjetura-se que a microaeração adicionada não foi suficiente para oxidar o sulfeto presente no líquido a enxofre/sulfato.

A **Tabela 4** apresenta a caracterização do biogás na segunda fase da pesquisa.

Tabela 3: Caracterização do biogás na segunda fase.

Variáveis	Unidade	Média	Coefficiente de Variação
H ₂ S	ppmv	5,62 ± 1,76	0,31
CH ₄	%	77,73 ± 3,48	0,04
AR (O ₂ + N ₂)	%	12,55 ± 2,95	0,24
CO ₂	%	9,55 ± 1,10	0,11

Fazendo-se relação aos valores de H₂S na primeira e segunda fase (**Tabela 3 e 4**), é possível identificar que após a adição da microaeração, apenas uma pequena parcela do H₂S produzido foi oxidado, porém não tão significativa.

Remoção de Material Carbonáceo

Os valores das concentrações de DQO_{Bruta} e DQO_{Filtrada}, afluente e efluente ao reator UASB são apresentadas na **Figura 6**.

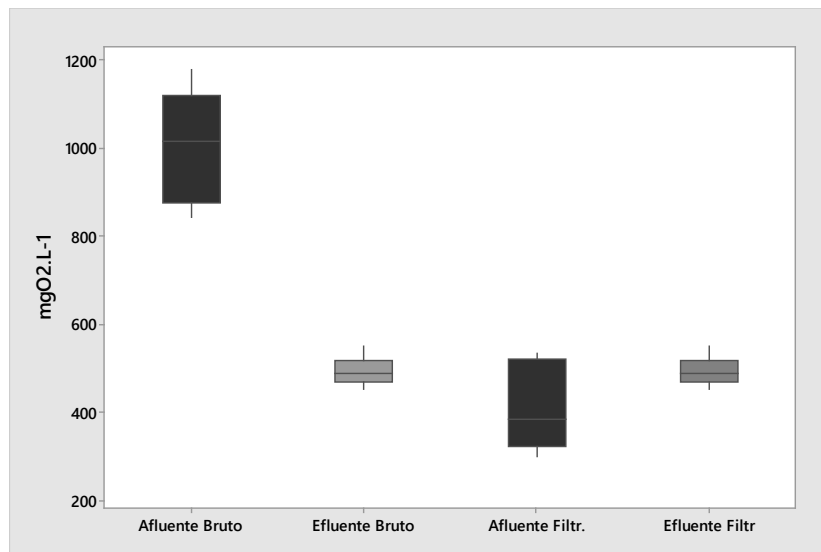


Figura 6: DQO bruta e filtrada do afluente e efluente

Na segunda fase, após a adição de oxigênio, as concentrações médias de DQO_{Bruta} e $DQO_{Filtrada}$ no afluente foram de $1007 \pm 128 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e $492 \pm 35 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. Por essas características, METCALF & EDDY (2016) avaliam esse esgoto afluente como esgoto de concentração alta. No efluente do reator UASB, as concentrações foram de $408 \pm 98 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ para DQO_{Bruta} e $154 \pm 23 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ para $DQO_{Filtrada}$, efetivando uma remoção de 60% e 68%, respectivamente.

RESULTADOS DA TERCEIRA FASE: AUMENTO NA CONCENTRAÇÃO DE AR

Remoção de Sulfetos

O gráfico da **Figura 7** apresenta os resultados de sulfetos e sulfatos no reator UASB após o aumento da microaeração.

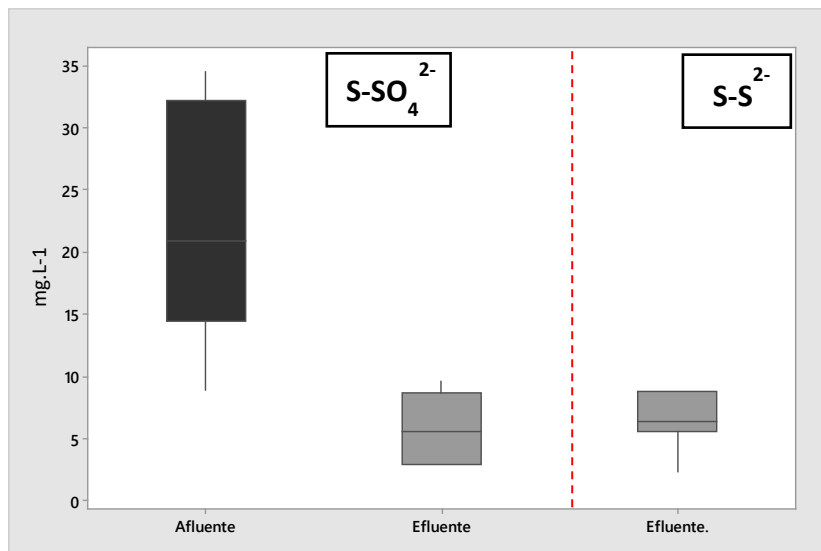


Figura 7: Sulfato e Sulfeto no afluente e efluente do reator – Terceira Fase.

A **Tabela 4** apresenta a caracterização do biogás na terceira fase da pesquisa.

Tabela 4: Caracterização do biogás na primeira fase.

Variáveis	Unidade	Média	Coefficiente de Variação
H ₂ S	ppmv	5,56±1,53	0,28
CH ₄	%	79,40±2,50	0,03
AR (O ₂ + N ₂)	%	11,20±3,20	0,29
CO ₂	%	9,20±2,60	0,29

Analisando-se o gráfico da **Figura 7** e a **Tabela 4**, observa-se que, na terceira fase, a concentração média de sulfato, no afluente, foi de $22,86 \pm 9,90 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ e, no efluente, de $17,25,767 \pm 2,92 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$. Em relação ao sulfeto, a concentração detectada no efluente foi de $6,40 \pm 2,22 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ e $5,56 \pm 1,53 \text{ ppmv}$ de H₂S no biogás. Nota-se que o aumento equivalente a 1,3 vezes maior que a vazão implantada na segunda fase aumentou a eficiência de remoção do sulfeto líquido em 19,29%. Porém, para o H₂S presente no biogás, não houve diferença significativa ao se comparar com a segunda fase.

Remoção de Material Carbonáceo

A **Figura 4** apresenta os valores da DQO bruta e filtrada referentes ao reator UASB na primeira fase da pesquisa.

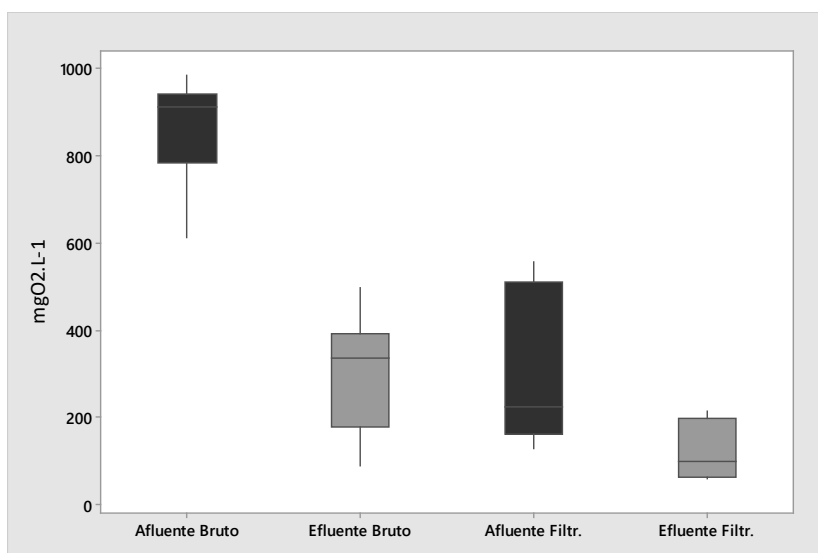


Figura 8: DQO bruta e filtrada do afluente e efluente

Avaliando-se o gráfico da **Figura 8**, as concentrações médias de DQO_{Bruta} e DQO_{Filtrada} no afluente foram de $865 \pm 123 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e $314 \pm 186 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. No efluente do reator UASB, as concentrações foram de $302 \pm 135 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ para DQO_{Bruta} e $126 \pm 70 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ para DQO_{Filtrada}, efetivando uma remoção de 64% e 59%, respectivamente.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Na segunda fase, com a implantação da microaeração na manta de lodo (vazão: $2430 \text{ mL}_{\text{ar}} \cdot \text{min}^{-1}$) a remoção de sulfetos tanto no líquido quanto no biogás não obteve o sucesso esperado.

Na terceira fase da pesquisa, com a vazão de $3031,84 \text{ mL}_{\text{AR}} \cdot \text{min}^{-1}$, a remoção de sulfeto no efluente foi de 19,29%, um valor baixo, porém significativo. Pretendem-se adicionar uma concentração maior de oxigênio, a fim de verificar se essa vazão de ar é suficiente para manter as formas oxidadas do enxofre.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT., 1993. **NBR 9896: Glossário de Poluição das Águas**. Rio de Janeiro, 94p.
2. APHA., 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22^a. ed. Washington: American Public Health Association.
3. BUISMAN, C. J. N., LETTINGA, G., PAASSCHENS, C. W. M. HABETS, L. H. A., 1991. **Biotechnological sulphide removal from effluents**. *Wal. Sci. Tech.* Vol. 24. No. 3/4. p. 347-356.
4. CARVALHO, G. R., 2013. **Toxicity of species of sulphur in anaerobic reactor treating domestic wastewater**. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. v. 6, p. 29-41.
5. CHEN, Y., *et al.*, 2014. **Effects of cattail biomass on sulfate removal and carbon sources competition in subsurface-flow constructed wetlands treating secondary effluent**. *WATER RESEARCH* v. 59. p. 1-10.
6. CHOI, D-Y.; LEE, J-W.; JANG, S-C.; AHN, B-S, CHOI, D-K. Adsorption dynamics of hydrogen sulfide in impregnated activated carbon bed. *Adsorption*, v.14, n. 4-5, p. 533- 538, 2008.
7. CHERNICHARO, C. A. L., 2007. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores Anaeróbios**. 2^a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 496 p.
8. HAO, T., *et al.*, 2014. **A review of biological sulfate conversions in wastewater treatment**. *WATER RESEARCH* v.65. p. 1-21.
9. JIANG, G., *et al.*, 2013. **Dosing free nitrous acid for sulfide control in sewers: Results of field trials in Australia**. *WATER RESEARCH*, v. 47, p. 4331-4339.
10. JOSEPH. A. P., *et al.*, 2012. **Surface neutralization and H₂S oxidation at early stages of sewer corrosion: Influence of temperature, relative humidity and H₂S concentration**. *WATER RESEARCH*. v. 46. p. 4235-4245.
11. LUPATINI, G., *et al.*, 2007. **Monitoramento de odores de estação de tratamento de esgoto anaeróbio em Quatro Barras/PR**. In: 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais... Belo Horizonte.
12. MORALES, M., *et al.*, 2012. **Biofiltration of hydrogen sulfide by *Sulfolobus metallicus* at high temperatures**. *Water Science & Technology*, vol. 66, p. 1958-1961.
13. METCALF e EDDY., 2016. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre, AMGH, 1980p.
14. OLIVEIRA, C. J. S., 2013. **Avaliação da microaeração na eficiência, estabilidade operacional, qualidade do biogás e controle de odor em sistemas anaeróbios de tratamento**. 105p. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
15. SOUSA, M. R., 2016. **Análise integrada da tecnologia microaeróbia como estratégia de dessulfurização in-situ** (Tese de Doutorado). Proprama de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
16. SUBITIL, E. L.; CASSINI, S. T. A.; GONÇALVES, R. F., 2012. **Sulfate and dissolved sulfide variation under low COD/sulfate ratio in Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) treating domestic wastewater**. *Ambi-agua*, v. 7, n 1, p. 130-139.
17. ZHANG, L., *et al.*, 2012. **Dynamic response of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms to ferric dosing**. *J. Environ. Eng.* 138 (4), p. 510-517.
18. ZHANG, J., *et al.*, 2013. **Biological sulfate reduction in the acidogenic phase of anaerobic digestion under dissimilatory Fe (III) e Reducing conditions**. *WATER RESEARCH*, v. 47, p. 2033-2040.