

# Controle e remoção de sulfetos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário

## Control and removal of sulfides in anaerobic reactors treating sewage

- **Data de entrada:**  
04/02/2015
- **Data de aprovação:**  
24/09/2015

Jéssyca de Freitas Lima\* | José Tavares de Sousa | Dayane de Andrade Lima | Israel Nunes Henrique | Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos

DOI 10.4322/dae.2015.013

### Resumo

A presente pesquisa objetivou avaliar o desempenho de sistemas anaeróbios quanto à concentração de sulfetos presentes no efluente de reatores UASB. Foram utilizados dois reatores UASB para comparação; em um foi inserido oxigênio na manta de lodo ( $0,6$  a  $1,2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) e o outro apresentava características de um UASB sem modificações. Com os resultados obtidos, identificou-se que a adição de oxigênio na manta de lodo resultou em uma diminuição de sulfeto no efluente de 81%, garantindo uma concentração final no efluente de  $12,09 \pm 3,22 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $2,54 \pm 1,92 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ , inibindo o mau cheiro e diversos problemas relacionados com a formação de sulfeto em reatores anaeróbios, além de remover uma parcela considerável do material orgânico em termos de DQO, 54% e 52% na primeira fase e 58% e 59% na segunda, para o UASB –  $\text{O}_2$  e UASB – Controle, respectivamente.

**Palavras-chave:** Sulfato. Sulfeto. UASB.

### Abstract

The present research aimed to evaluate the performance of anaerobic systems regarding the concentration of sulfides present in the effluent of Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors –UASB. Two UASB reactors were used to be compared, in one of the reactors, oxygen was inserted in the sludge blanket ( $0,6$  to  $1,2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) and the other presented UASB features with no modification. With the obtained results, it was identified that the addition of oxygen in the sludge blanket resulted in a decrease of 81% of sulfide in the effluent, ensuring a final concentration of  $12,09 \pm 3,22 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$  and  $2,54 \pm 1,92 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ , inhibiting the stench and several problems related to the formation of sulfide on anaerobic reactors. Besides that, it has removed a considerable portion of the organic material in terms of DQOtotal, 54 and 52% in the first round and 58 and 59% in the second round, to UASB -  $\text{O}_2$  and UASB-control, respectively.

**Keywords:** Sulfate. Sulfide. UASB.

**Jéssyca de Freitas Lima\*** – Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Campus Limoeiro do Norte. Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Doutoranda em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) na Universidade Federal do Ceará (UFC). E-mail: jessyca-11f@hotmail.com.

**José Tavares de Sousa** – Engenheiro Químico pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Especialista em Metodologia do Ensino Superior pela Fundação Universidade Regional do Nordeste. Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFPB. Doutor em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo (USP). Professor da UEPB. E-mail: tavaresuepb@gmail.com.

**Dayane de Andrade Lima** – Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo IFCE, Campus Limoeiro do Norte. Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UEPB. Doutoranda em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) na UFC. E-mail: dayane\_eld@hotmail.com.

**Israel Nunes Henrique** – Químico industrial pela UEPB. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo Prodepa UEPB/UFPB. Doutor em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Pós-Doutorado pelo Edital 028/PNDP/CNPq. Professor da Universidade Federal do Oeste do Pará. E-mail: israelnunes@yahoo.com.br.

**Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos** – Tecnóloga em Gestão Ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Ceará (CEFETCE). Mestra em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG. Doutora em Engenharia Ambiental pela UEPB. Professora do IFCE, Campus Limoeiro do Norte. E-mail: elivania.ifce@yahoo.com.br.

\*Endereço para correspondência: Avenida Cesar Cals, 939, Praia do Futuro, CEP 60182-035, Fortaleza, Ceará

## INTRODUÇÃO

O enxofre é um dos constituintes presentes na água residuária, sendo um dos mais importantes nutrientes para o metabolismo de microrganismos. Encontra-se na natureza em quatro principais formas: sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfeto ( $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{HS}^-$ ,  $\text{S}^{2-}$ ), enxofre elementar ( $\text{S}^0$ ) e compostos orgânicos sulfídricos ( $\text{R-SH}$ ). Segundo Zhang (2013), o sulfato é encontrado nas águas residuárias descarregadas por indústrias, como indústrias farmacêuticas, unidades químicas e produção de papel, embora também seja encontrado em águas residuárias domésticas, com concentração média de  $30 \pm 20 \text{ mgSO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$  (METCALF; EDDY, 2003).

Em alguns trabalhos sobre tratamento anaeróbico de águas residuárias, em esgotos sanitários do Brasil e da Colômbia, são relatados valores entre 14 e  $24 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ . No entanto, em outras partes do mundo, vários reatores *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), recentemente construídos, têm encontrado problemas graves devido à presença de níveis muito altos de sulfato no esgoto, como, por exemplo, no Egito, no qual se encontram concentrações de 34 a  $50 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ , e na Índia, de 134 a  $200 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$  (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

Os reatores UASB apresentam-se como uma alternativa bastante atrativa para o tratamento de esgotos; no entanto, ainda existem algumas limitações, sendo uma delas o gerenciamento de emissões gasosas, como o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) (FORESTI et al., 2006; GARCIA, et al., 2012; CHERNICHARO; STUETZ, 2008). Isso ocorre devido à redução do sulfato a  $\text{H}_2\text{S}$  por meio do processo dissimilatório de redução de sulfato, através das Bactérias Redutoras de Sulfato (BRs), acarretando vários problemas, tais como: toxicidade; odores agressivos; formação de ácido sulfúrico, que provoca a corrosão da superfície dos reatores quando construídos em concreto armado; feitas em concreto ou em aço; efeito tóxico às arqueias metanogênicas; diminuição da eficiência na re-

moção da Demanda Química de Oxigênio (DQO); e concentração de metano no biogás (BUISMAN et al., 1991; LENS et al., 2000; SUBTIL et al., 2012; JOSEPH et al., 2012; ZHANG et al., 2013; JIANG et al., 2013).

As formas de sulfeto dependem do pH: se for ácido, o sulfeto permanecerá na forma volátil, como  $\text{H}_2\text{S}$ ; o  $\text{HS}^-$  é a forma predominante em pH neutro;  $\text{S}^{2-}$  é a forma dominante em pH alcalino (KOYDON, 2004).

Em uma estação de tratamento de água residuária, os principais compostos odoríferos são provenientes de uma mistura complexa de moléculas com enxofre ( $\text{H}_2\text{S}$ , mercaptanas e outros compostos reduzidos à base de enxofre), nitrogênio ( $\text{NH}_3$  e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois e ácidos orgânicos (MORALES, 2012). O  $\text{H}_2\text{S}$  é considerado o principal composto responsável pela percepção de odores em estações de tratamento de esgotos, principalmente pelo fato de o sistema olfativo humano ser capaz de detectá-lo em baixas concentrações, cerca de 5 ppb (LUPATINI, 2007; CARVALHO, 2013).

A adição de oxigênio em pequenas concentrações ( $0,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) em reatores anaeróbios cria condições microaeróbias, com comunidades de microrganismos capazes de oxidar parcialmente o sulfeto a  $\text{S}^0$  (JENICEK et al., 2010; RAMOS, 2014; 2013; DÍAZ et al., 2011). Essa alternativa para recuperar o  $\text{S}^0$ , além de solucionar o problema de odores, agrega valor, uma vez que o enxofre elementar pode ser utilizado na indústria de ácido sulfúrico ou de sulfato de amônio para uso na agricultura (JANSSEN et al., 1999; SARTI et al., 2009).

Aliando-se, portanto, a diversos problemas relacionados com a formação de sulfetos em reatores anaeróbios, a presente pesquisa objetiva avaliar o desempenho de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de origem doméstica, quanto à manutenção das formas oxidadas de enxofre ( $\text{S}^0$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ) presentes no efluente, utilizando baixa aeração na manta de lodo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Sistema experimental

A investigação experimental consistiu na instalação e operação de dois reatores UASB, em escala experimental, com características distintas entre si.

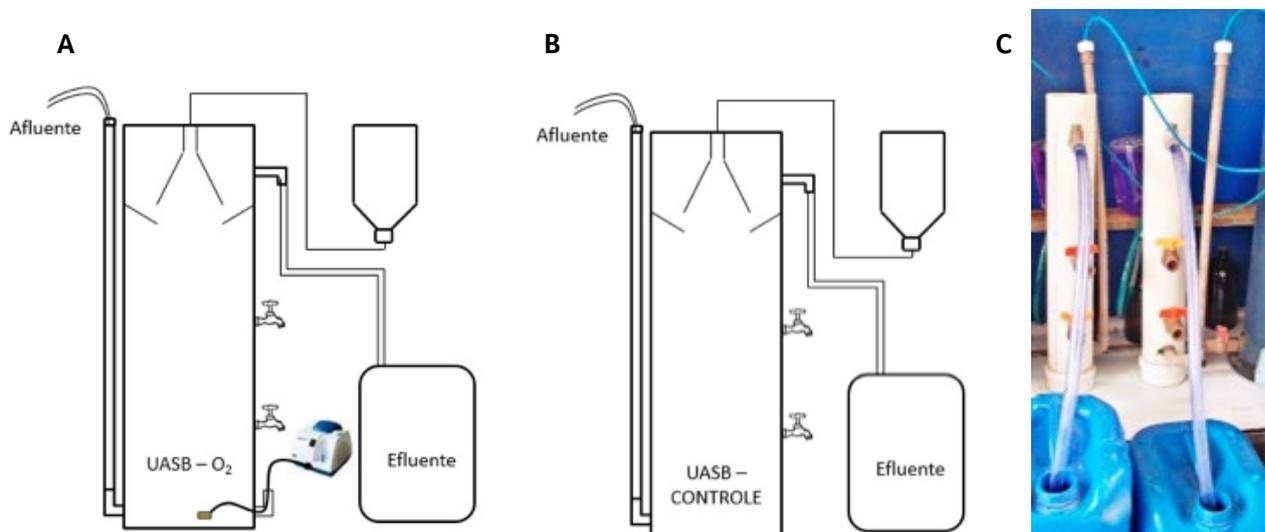
A pesquisa teve duração de seis meses, compreendendo duas etapas experimentais. Durante essas etapas, os reatores foram operados, simultaneamente, sob condições ambientais idênticas, com uma variação de temperatura entre 22,4 e 30°C. No primeiro reator, UASB – O<sub>2</sub> (Figura 1a), foi implementado um sistema com aeração (1,72 m<sup>3</sup> de ar por m<sup>3</sup> de esgoto tratado), injetada por pulsos de ar na manta de lodo, com duração de um minuto a cada duas horas, com o intuito de oxidar as formas de sulfeto a S<sup>0</sup> e, conseqüentemente, de minimizar o odor desagradável (Etapa I). O segundo reator operado, UASB – Controle (Figura 1b), apresentava características de um reator UASB sob condições convencionais (Etapas I e II). Os reatores UASB estão apresentados na Figura 1c.

Na Etapa II, a concentração de oxigênio no reator UASB – O<sub>2</sub> foi injetada em pulsos de ar com duração de dois minutos a cada meia hora (2,4 m<sup>3</sup> de ar

por m<sup>3</sup> de esgoto tratado), com uma concentração na manta de lodo variando de 0,2 a 0,8 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

O esgoto sanitário utilizado proveio do interceptor leste da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (Cagepa), o qual foi transportado por canalizações para uma caixa de areia e, em seguida, conduzido a um tanque de equalização com capacidade volumétrica de 200 L. Ao esgoto bruto, foi incrementada uma dosagem de 17 mgS-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.L<sup>-1</sup>, utilizando o sulfato de sódio (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) como fonte de enxofre. Isso foi necessário, pois um dos objetivos mais relevantes da pesquisa era observar a eficiência na minimização de odores oriundos da redução do sulfato, sendo a estratégia escolhida uma oxidação por meio de adição de oxigênio dissolvido ao meio líquido. O esgoto sanitário utilizado apresentava déficit do nutriente, mas, em geral, continha os outros constituintes típicos de um esgoto sanitário, como, por exemplo, boa disponibilidade de matéria orgânica.

As concentrações do lodo inoculado aos reatores, em termos de Sólidos Totais (STs) e Sólidos Voláteis Totais (SVTs) foram, respectivamente, de 48 gST.L<sup>-1</sup> e 28 gSVT.L<sup>-1</sup>. As características e aspectos



**Figura 1** – Esquema e foto do UASB – O<sub>2</sub> e UASB – Controle.

operacionais dos dois reatores UASB estão apresentados no Quadro 1.

**Quadro 1** – Parâmetros de dimensionamento dos dois reatores.

Parâmetro	Medida dos reatores UASB
Volume útil (L)	4
Altura total (m)	0,64
Altura útil (m)	0,54
Diâmetro (mm)	100
Material construtivo	PVC
Tempo de detenção hidráulica (h)	8
Vazão efluente (L/d)	12

### Análises realizadas nos afluentes e efluentes dos reatores

Foram realizadas, semanalmente, análises nos afluentes e efluentes dos parâmetros físicos e químicos listados no Quadro 2.

**Quadro 2** – Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

Variável	Método analítico	Referência
DQO	Titulométrico refluxação fechada	Seção 5220 C. / APHA et al. (2012)
Sulfato	Método turbidimétrico	Seção 4500 E. / APHA et al. (2012)
Sulfeto	Método iodométrico	Seção 4500 B / APHA et al. (2012)
pH	Potenciométrico	Seção 4500 / APHA et al. (2012)
Alcalinidade	Kapp	Seção BUCHAUER (1998)

### Monitoramento do oxigênio no reator UASB – O<sub>2</sub>

A vazão de ar injetado diariamente no reator UASB – O<sub>2</sub> foi quantificada por meio de um medidor de gás, marca LAO, aferido por um fluxômetro marca Oxigiel, com escala de 0 a 15 L/min.

A concentração de oxigênio dissolvido dentro do sistema, na manta de lodo, foi medida diariamente com um oxímetro (OAKLON – DO 6 – Economy

*Hand-held Dissolved Oxygen Meter*), semanalmente, pelo respirômetro Beluga modelo S32c, desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Elétrica da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

### Atividade Metanogênica Específica (AME)

O teste de AME foi realizado no fim da fase experimental, com o intuito de verificar o comportamento da biomassa após a exposição ao oxigênio (UASB – O<sub>2</sub>), durante todo o período de operação, fazendo comparação com o lodo que não sofreu oxigenação (UASB – Controle).

Diante das diversas metodologias propostas para a realização dos testes de AME, adotou-se a metodologia sugerida por Aquino et al. (2007). Assim, para a realização do teste, foi retirado todo o lodo do reator e homogeneizado, para que, posteriormente, fosse retirada uma alíquota de lodo para a investigação da AME. Esse procedimento foi realizado para os dois reatores, em duplicata, para uma maior segurança dos resultados. Foram utilizados frascos de borossilicato de 500 mL, fechados por septos de borracha e lacres de alumínio, os quais foram previamente calibrados antes de sua utilização. A concentração de biomassa em cada frasco era em torno de 2,5 gSSV.L<sup>-1</sup>.

O substrato utilizado foi o acetato de sódio, por ser fonte de matéria orgânica (DQO solúvel) e por permitir avaliar o consórcio microbiano existente. Para que a comunidade microbiana tivesse um bom desenvolvimento, foi acrescida aos frascos uma solução contendo macro (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Mg, Ca) e micronutrientes (Fe, Ni, Zn, Co etc.), bem como alcalinidade (NaHCO<sub>3</sub>) e um agente redutor (Na<sub>2</sub>S.7H<sub>2</sub>) (AQUINO et al, 2007).

Antes de as amostras serem incubadas, foi medido o pH e constatou-se que ele permaneceu em uma faixa de 7,3 a 7,6. Foi realizado o acondicionamento térmico dos frascos em isopor devidamente lacrado, sob condições controladas de temperatura (37 °C).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

### Remoção das formas de enxofre

A concentração de  $S-SO_4^{2-} \cdot L^{-1}$  e  $S-S^{2-} \cdot L^{-1}$  foi monitorada tanto no esgoto bruto quanto nos efluentes dos reatores UASB e os resultados obtidos podem ser observados nas Figuras 2 e 3, respectivamente. Para esse tipo de apresentação gráfica, é correto afirmar que, quanto maior o *boxplot*, maior a heterogeneidade da amostra, portanto maior o desvio padrão. Para melhor visualização dos resultados, os afluentes e efluentes foram legendados da seguinte forma: EB = afluente do esgoto bruto armazenado no tanque de equalização; UASB- $O_2$  = efluente do UASB com baixa aeração; UASB = efluente do UASB – Controle.

Conforme as Figuras 2 e 3, observa-se que, na Etapa I, o reator UASB –  $O_2$  (com adição de ar durante um minuto a cada duas horas) manteve o efluente final com concentração média de enxofre na forma mais oxidada de  $10,84 \pm 2,23 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot L^{-1}$  e menor concentração na forma reduzida de  $1,95 \pm 1,92 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot L^{-1}$ , reduzindo, assim, a formação de sulfeto e, conseqüentemente, minimizando o mau cheiro e diversos problemas relacionados com a formação de sulfeto em reatores anaeróbios. Analisando os resultados do reator UASB – Controle, identifica-se que produziu efluentes com concentrações médias de  $4,60 \pm 2,87 \text{ mgS-S}^{2-} \cdot L^{-1}$  e  $6,27 \pm 3,47 \text{ mgS-SO}_4^{2-} \cdot L^{-1}$ , caracterizando elevação de 58% a mais na forma de sulfetos.

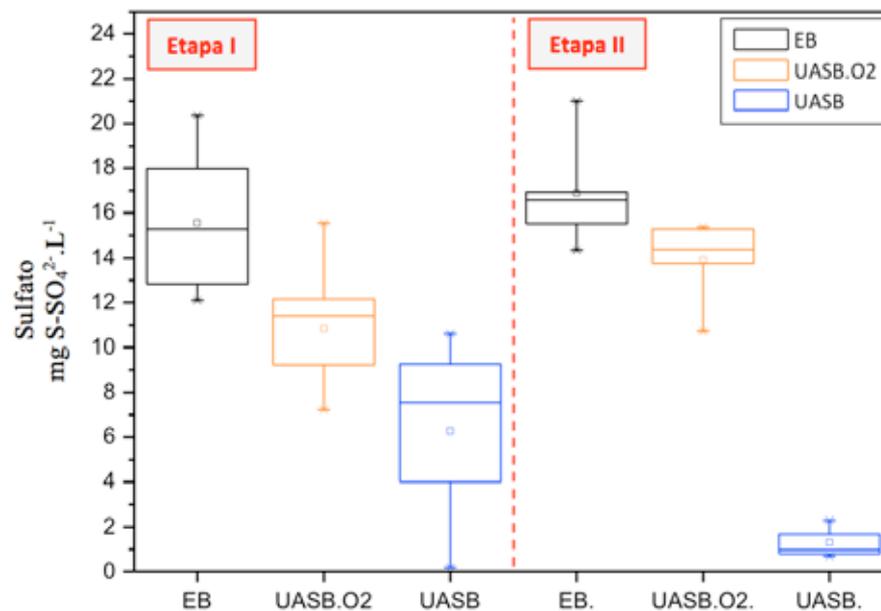
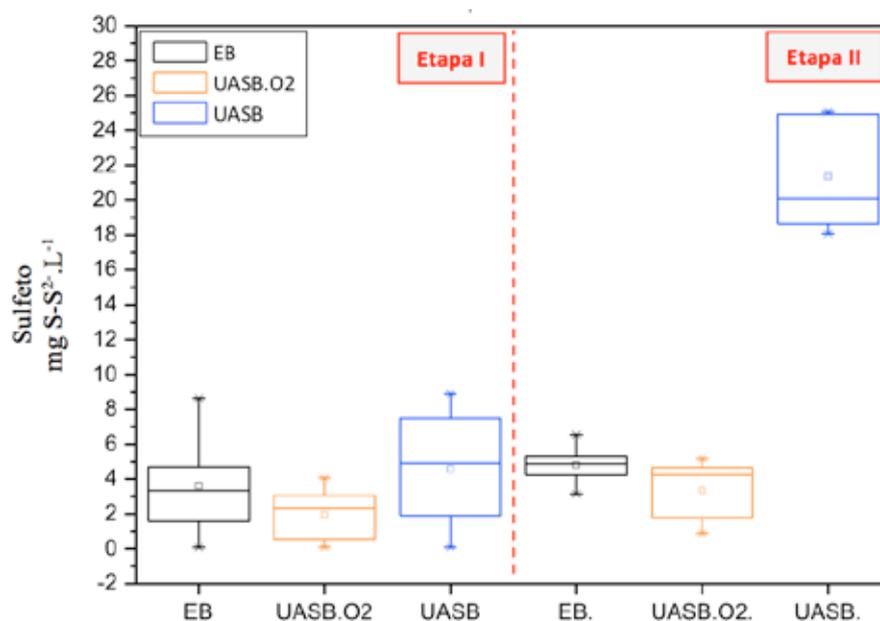


Figura 2 – Monitoramento de  $S-SO_4^{2-}$  nas Etapas I e II.



**Figura 3** – Monitoramento do S-S<sup>2-</sup> nas Etapas I e II.

Já na Etapa II, a concentração de ar foi injetada durante dois minutos a cada meia hora. Ao analisar os resultados dessa etapa, nas Figuras 2 e 3, observa-se que a concentração média de sulfato e sulfeto para o reator UASB – O<sub>2</sub> foi, respectivamente, de 12,09±3,22 mgS- SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>·L<sup>-1</sup> e 2,54±1,92 mgS-S<sup>2-</sup>·L<sup>-1</sup> e para o reator UASB – Controle, de 1,57±0,68 mgS-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>·L<sup>-1</sup> e 13,20±8,65 mgS-S<sup>2-</sup>·L<sup>-1</sup>, sendo possível afirmar que de fato a sulfetogênese ocorreu de forma efetiva no reator de controle. Isso porque, em condições anaeróbias, as BRSs reduzem compostos orgânicos simples como sulfato e geram sulfeto e alcalinidade (JONG; PARRY, 2003). No reator com adição de ar, o sulfeto produzido foi oxidado a sulfato, inibindo, assim, o mau odor característico.

Entende-se que, mesmo com uma eficiência de remoção de odores de 81% na forma de sulfetos, o sistema produziu sulfato; portanto, precisa-se aprimorar uma metodologia para injetar menor con-

centração de oxigênio, a fim de garantir a oxidação parcial de sulfetos.

Para melhor visualização dos resultados, realizou-se um balanço de massa (Tabela 1) em termos das concentrações médias de enxofre, com estados de oxidação +6 e -2, afluentes e efluentes aos reatores UASB. As concentrações das espécies sulfato e sulfeto dissolvido foram determinadas a partir das contribuições de cada composto presente na fase líquida.

Na Etapa I, 67% das formas de enxofre foram recuperadas no UASB – O<sub>2</sub> e 57%, no UASB – Controle. Na Etapa II, a recuperação do enxofre foi de 69% no UASB – O<sub>2</sub> e de 70% no UASB – Controle; consequentemente, a perda foi de 31% e 30% para os reatores, respectivamente. Speece (1996) cita que é muito difícil “fechar” o balanço de massa para o enxofre no processo anaeróbio, principalmente devido ao problema de dispersão de sulfeto, que pode ser causado pela síntese microbiana de enxofre e precipitação interna do sulfeto produzido.

**Tabela 1** – Balanço de massa do enxofre.

	Sulfeto (mgS-S <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup> )	Sulfato (mgS-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> .L <sup>-1</sup> )	Enxofre (mgS-S.L <sup>-1</sup> )
<b>Etapa I</b>			
Esgoto bruto	3,61	15,56	19,17
Efluente do UASB – O <sub>2</sub>	1,95	10,84	12,79
Efluente do UASB – Controle	4,60	6,27	10,87
<b>Etapa II</b>			
Esgoto bruto	4,30	16,85	21,15
Efluente do UASB – O <sub>2</sub>	2,54	12,09	14,63
Efluente do UASB – Controle	13,20	1,57	14,77

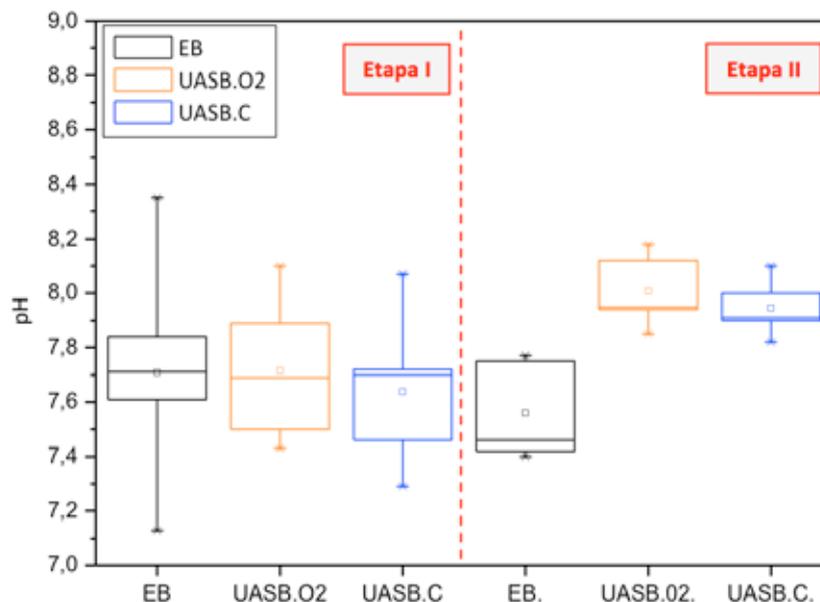
O pH e a alcalinidade total foram monitorados tanto no afluente quanto nos efluentes do reator, nas duas etapas realizadas (Figuras 4 e 5).

O controle do pH é importante quando se objetiva a remoção de sulfetos, pois, com o pH em torno de 7,0, cerca de 50% da concentração de íons aparece dissociada (HS<sup>-</sup>) e 50%, na forma não dis-

sociada (H<sub>2</sub>S), caracterizando-se como de baixa e alta toxicidade, respectivamente (CHERNICHARO, 2007; SOUZA, 2010).

A média das análises diárias de pH (Figura 4), tanto para o esgoto bruto quanto para os efluentes dos reatores nas Etapas I e II, apresentou valores próximos a 7,5, com um desvio padrão menor que 0,30, constituindo, dessa forma, um valor considerável na medida de dispersão. Os valores desejados de pH nos processos metanogênicos são de 7,0 a 7,5, visto que valores abaixo de 6,5 e acima de 8,5 constituem processos inibitórios às arqueias metanogênicas (VAN HAANDEL; MAIRAIS, 1999).

Os valores de alcalinidade mantiveram-se sempre elevados, tanto para o esgoto bruto quanto para os efluentes, em todas as etapas, com valores médios de 400 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, explicando, dessa forma, a mínima variação do pH, pois a alcalinidade ajuda a tamponar o meio, evitando variações acentuadas.

**Figura 4** – Monitoramento do pH nas Etapas I e II.

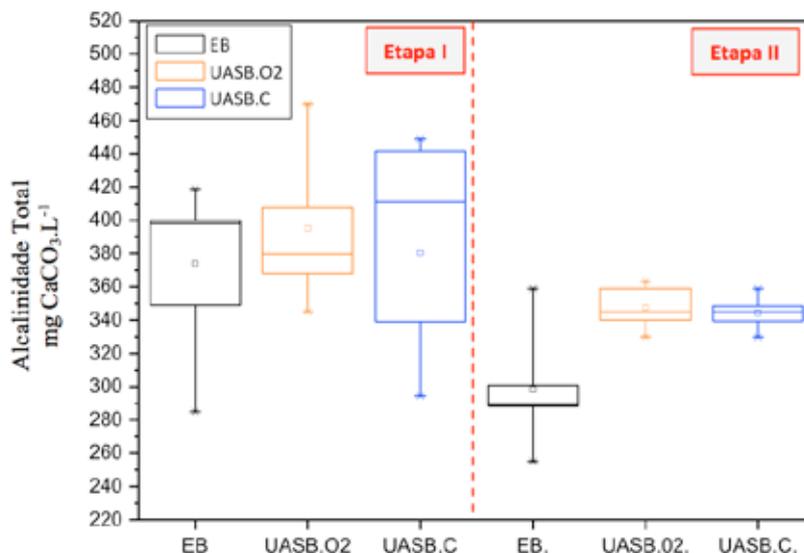


Figura 5 – Monitoramento da alcalinidade total nas Etapas I e II.

### Remoção de material carbonáceo

Os valores de DQO afluente e efluente aos reatores UASB estão apresentados na Figura 6. Na Etapa I, a remoção de matéria orgânica obtida foi de 54% no UASB – O<sub>2</sub> e 52% no UASB – Controle, em termos de DQO. Na Etapa II, a DQO média afluente foi de 501±88 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, permitindo uma eficiência de 58% no UASB – O<sub>2</sub> e 59% no UASB – Controle.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), estequiometricamente 1,0 g de DQO é necessário para a redução de 1,5 g de sulfato; assim, tanto DQO quanto SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> são removidos no processo.

### AME

No fim da fase experimental, foi realizado um teste de AME (Figura 7), com o objetivo de verificar o efeito

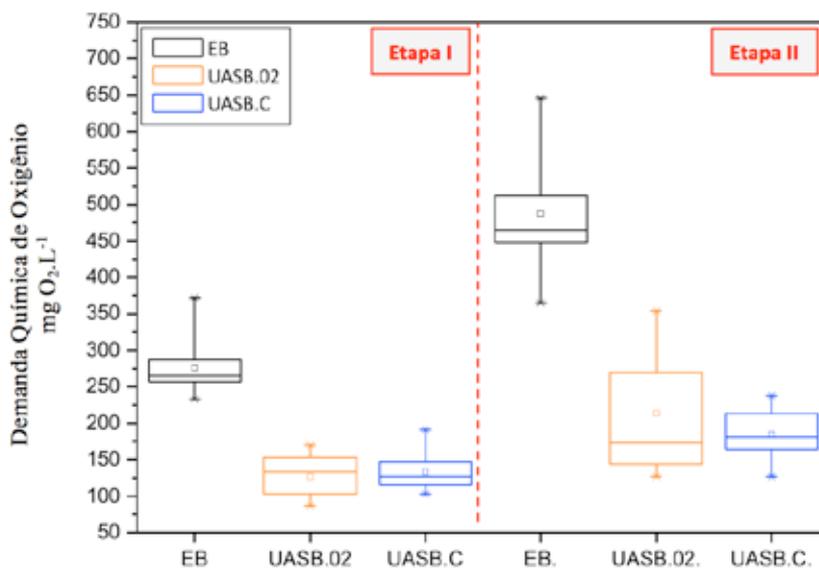


Figura 6 – DQO.

da exposição do lodo ao oxigênio fornecido no reator UASB – O<sub>2</sub>, comparando com o UASB – Controle.

O resultado de AME obtido no lodo exposto à baixa aeração (UASB – O<sub>2</sub>) foi de 0,087 gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gS-SV.d, valor próximo do obtido no UASB – Controle (0,088 gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gSSV.d), demonstrando, portanto, que a biomassa praticamente não foi afetada com a introdução intermitente de ar.

O valor de AME encontrado para o lodo do UASB – Controle foi inferior quando comparado com os testes realizados por Souto et al. (2010), que obtiveram 0,11 gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gSSV.d, e por Chamy e Ramos (2011), que obtiveram AME de dois lodos distintos, com valores de 0,14 e 0,17 gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gS-SV.d, respectivamente.

### Monitoramento do oxigênio

Na Figura 8, estão apresentadas duas situações, um respirograma gerado por *software*, o qual expressa a concentração de oxigênio ao longo do dia, apresentando variação de 0,6 a 1,2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, enquanto, na parte inferior, tem-se a variação de temperatura (19 a 21°C) em um teste realizado.

A medição de oxigênio dissolvido na manta de lodo sem a presença de um processo de homoge-

neização retratou uma oscilação na leitura durante os ciclos aplicados, não representando uma repetitividade nas medições. É possível verificar que existem momentos em que aparecem variações entre 0,6 e 0,8 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e outros com variações de 1,0 a 1,2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

Essas concentrações de oxigênio dissolvido aplicadas converteram as formas de enxofre em formas mais oxidadas (S<sup>0</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), porém a concentração de sulfato representou cerca de oito vezes o valor encontrado no reator UASB – O<sub>2</sub>, comparado ao reator UASB – Controle (Tabela 1). Contudo, o excesso de oxigênio dissolvido não favoreceu a conversão parcial da oxidação de sulfetos (S<sup>0</sup>), pois não houve formação de enxofre no efluente do reator.

Segundo Oliveira et al. (2008), a aeração contínua por mais de nove horas a uma concentração de 1 a 3 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> reduz significativamente a atividade metanogênica de lodos anaeróbios, porém períodos mais curtos de aeração têm apenas um efeito menor e transitório. Nesse sentido, nota-se que o oxigênio injetado não afetou a atividade metanogênica, com concentração máxima de 1,2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> no intervalo de dois minutos a cada meia hora.

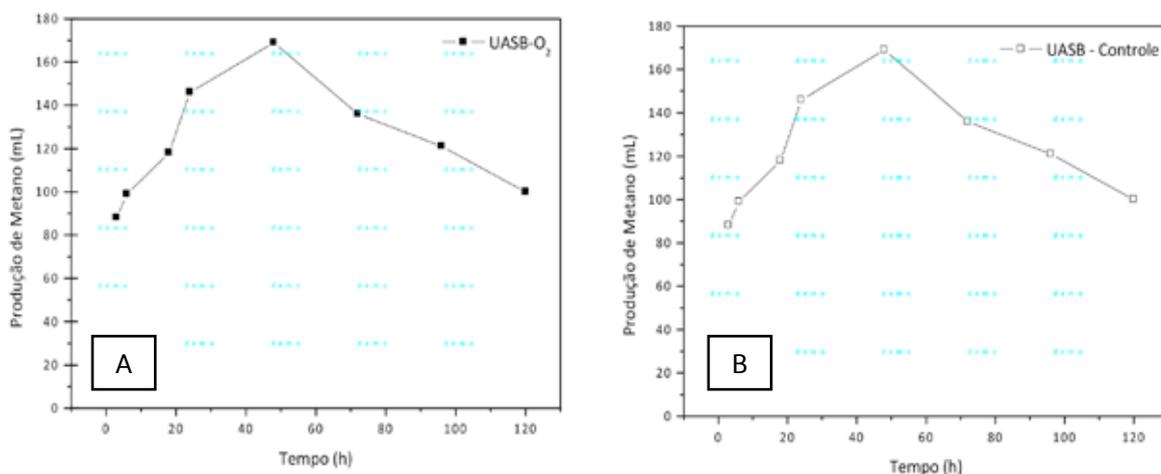


Figura 7 – Produção de metano no teste de AME.

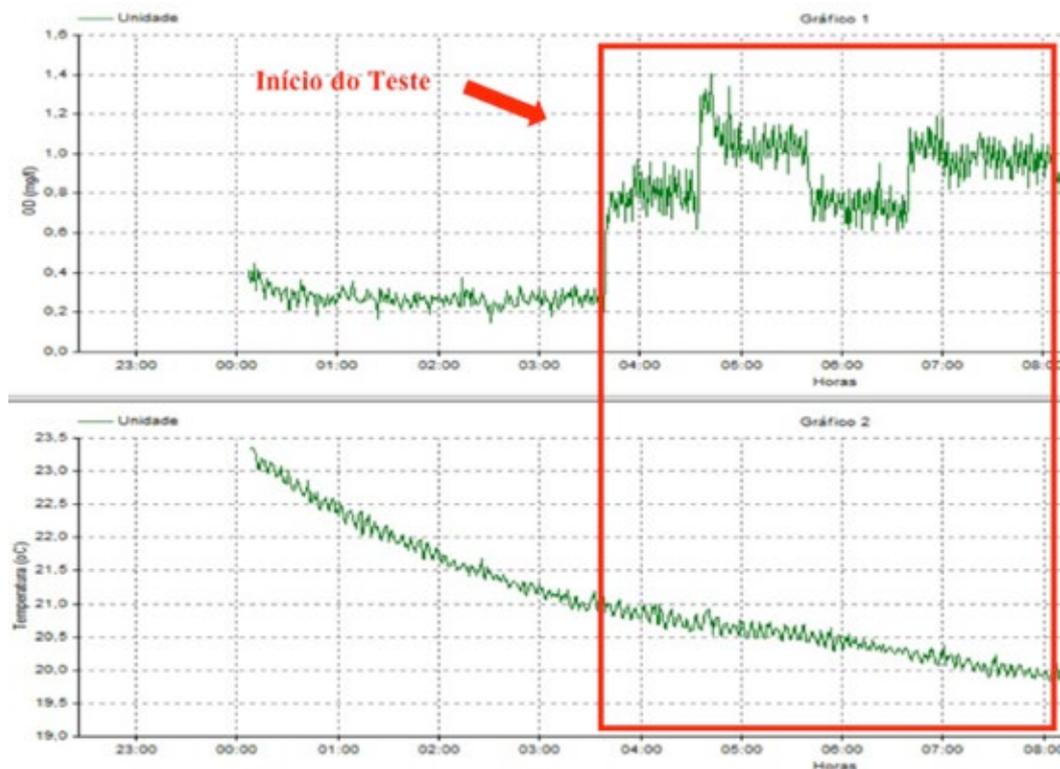


Figura 8 – Respirograma com a concentração de oxigênio dissolvido e a variação de temperatura.

## CONCLUSÕES

Os resultados medidos com a aplicação de aeração durante o período experimental garantiram uma concentração de oxigênio dissolvido de 0,6 a 1,2  $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$  na manta de lodo do reator UASB –  $\text{O}_2$ , sendo suficiente para diminuir a produção de sulfetos em 57% e 81% nas Etapas I e II, respectivamente, não inibindo, assim, o processo metanogênico, conforme teste de AME.

A introdução de ar na manta de lodo em quantidade limitada, de 1,7 a 2,4  $\text{m}^3$  de ar por  $\text{m}^3$  de esgoto tratado, manteve 81% do enxofre efluente na forma mais oxidada ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Nessas condições de operação, a oxidação parcial do sulfeto não foi favorecida.

Quanto à remoção de material carbonáceo, expresso em DQO, as maiores eficiências foram obtidas na Etapa II, em ambos os reatores, com valores próximos a 60% de eficiência, conforme

características de reatores UASB aplicados no tratamento de esgoto sanitário.

## REFERÊNCIAS

- APHA., 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22a. ed. Washington: American Public Health Association.
- AQUINO, S. F., et al. 2007. **Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios**. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.12., p.192-201.
- BUISMAN, C.J. N., LETTINGA, G., PAASSCHENS, C. W. M. HABETS, L. H. A., 1991. **Biotechnological sulphide removal from effluents**. Wal. Sci. Tech. v. 24. No. 3/4. p. 347-356.
- 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.
- CHAMY, R.; RAMOS, C. 2011. Factors in the determination of methanogenic potential of manure. **Bioresource Technology**, v. 102, n.17, p.7673-7677.

- CHERNICHARO, C. A. L., 2007. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Reatores Anaeróbios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 496 p.
- CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R.M., 2008. **Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: Management of gaseous emissions**. IX Taller y Simposio Digestión Anaerobia, Ilha de Páscoa.
- DÍAZ, I.; PÉREZ, S.I.; FERRERO, E.M.; FDZ-POLANCO, M. 2011a. Effect of oxygen posing point and mixing on the microaerobic removal of hydrogen sulphide in sludge digesters. **Bioresource Technology**, v.102, p.3768-3775.
- FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. 2006. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology.
- GARCIA, G. P., 2012. Biological oxidation of sulphides by microorganisms present in the scum layer of UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science & Technology**, v.66, p.1871-1878.
- JANSSEN, A. J. H.; LETTINGA, G.; KEISER, A., 1999. **Removal of hydrogen sulfide from wastewater and waste gases by biological conversion to elemental sulfur**. Colloidal and interfacial aspects of biologically produced sulphur particles. *Elsevier*. v.151, p.389-397.
- JENICEK, P.; KOUBOVA, J.; BINDZAR, J.; ZABRANSKA, J. Advantages of anaerobic digestion of sludge in microaerobic conditions. **Water Science & Technology**, v. 62, n.2, p.427-437, 2010.
- 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.
- JONG, T.; PARRY, D. L. 2003. Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale upflow anaerobic packed bed reactor runs. **WATER RESEARCH**, v. 37, p. 3379-89.
- JOSEPH. A. P., et al., 2012. Surface neutralization and H<sub>2</sub>S oxidation at early stages of sewer corrosion: Influence of temperature, relative humidity and H<sub>2</sub>S concentration. **WATER RESEARCH**. v. 46. p. 4235-4245.
- KOYDON, S., 2004. **Contribution of sulfate-reducing bacteria in soil to degradation and retention of COD and sulfate**. Zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktor- Ingenieur von der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH). Karlsruhe.
- LENS P. N. L., SIPMA, J., HULSHOFF POL L. W., LETTINGA G., 2000. Effect of nitrate on acetate degradation in sulfidogenic staged reactor. **WATER RESEARCH**, v.34, n.1. p.31- 42.
- LUPATINI, G., et al., 2007. **Monitoramento de odores de estação de tratamento de esgoto anaeróbio em Quatro Barras/PR**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Belo Horizonte.
- METCALF e EDDY., 2003. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. NewYork, McGraw - Hill Book, 1815p.
- MORALES, M., et al., 2012. Biofiltration of hydrogen sulfide by *Sulfolobus metallicus* at high temperatures. **Water Science & Technology**, v. 66, p. 1958-1961.
- OLIVEIRA, S. N., SILVA FILHO, H. A., VAN HAANDEL, A. C., CAVALCANTI, P. F. F., 2008. **Dissolved oxygen tolerance of anaerobic sludge generated during municipal sewage treatment**. The Third International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering (3IMEBE). p. 21-25. Palma de Mallorca, SPAIN.
- RAMOS, I.; PÉREZ, R.; FDZ-POLANCO, M. 2013. Microaerobic desulphurisation unit: A new biological system for removal of H<sub>2</sub>S from biogas. **Bioresource Technology**, v. 142, p. 633-640.
- RAMOS, I.; FDZ-POLANCO, M., 2014. Microaerobic control of biogas sulphide content during sewage sludge digestion by using biogas production and hydrogen sulphide concentration. **Chemical Engineering Journal**. v. 250, p. 303-311.
- SARTI, A.; SILVA, A. J.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. 2009. The treatment of sulfate-rich wastewater using an anaerobic sequencing batch biofilm pilot-scale reactor. **Desalination (Amsterdam)** , v. 249, p. 241-246.
- SOUTO, T.F.; AQUINO, S.F.; SILVA, S.Q.; CHERNICHARO, C.A.L. 2010. Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. **Biodegradation**, v. 21, p. 411-424.
- SPEECE, R.E., 1996. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters**. EUA: Vanderbilt University, 394p.
- SUBTIL, 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.
- SOUZA, C. L. 2010. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. Tese de Doutorado (Programa de Pós-Graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) Escola de Engenharia-Universidade Federal de Minas Gerais.
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, 1999. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado**. 1 ed. Campina Grande: epgraf.
- VAN HAANDEL, A. C. & VAN DER LUBBE, J., 2012. **Handbook biological wastewater treatment, design and optimization of activate sludge systems**. 2 ed. s.l.:IWA.
- VON SPERLING, M., 2002. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol.4. Lodos Ativados. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 1. 428 p.
- ZHANG, J., et al., 2013. Biological sulfate reduction in the acidogenic phase of anaerobic digestion under dissimilatory Fe (III) and Reducing conditions. **WATER RESEARCH**, v. 47, p. 2033-2040.