

II-628 - CONCENTRAÇÕES DE SURFACTANTES ANIÔNICOS TOTAIS E ALQUILBENZENO LINEAR SULFONATO EM REATOR UASB E LAGOA DE POLIMENTO EM ESCALA PLENA

Luiz Galdino da Silva⁽¹⁾

Graduando em Licenciatura em Química, UNICAP. Técnico em química no Laboratório de Saneamento Ambiental, Centro de Tecnologia e Geociências, UFPE.

Danúbia Maria da Silva Freitas

Graduação em Licenciatura em Química, UFRPE. MSc. em Tecnologias Energéticas e Nucleares pela UFPE. Técnica em química do Laboratório de Saneamento Ambiental, Centro de Tecnologia e Geociências, UFPE. Doutoranda em Tecnologia Ambiental, UFPE.

Ronaldo Melo Fonseca

Técnico em química do Laboratório de Saneamento Ambiental. Centro de Tecnologia e Geociências, UFPE.

Wanderli Rogério Moreira Leite

Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Civil. Laboratório de Saneamento Ambiental. Centro de Tecnologia e Geociências, UFPE.

Mario Takayuki Kato

Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil. Laboratório de Saneamento Ambiental. Centro de Tecnologia e Geociências, UFPE.

Endereço⁽¹⁾: Laboratório de Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, CTG-UFPE. Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n – Cidade Universitária - Recife - PE - CEP: 50740-530. Tel: +55 (81) 2126-8228/8229. e-mail: luizufpe@hotmail.com.

RESUMO

Foram avaliadas as concentrações do tensoativo aniônico sintético LAS por cromatografia líquida (CLAE), e dos tensoativos aniônicos totais pelo método MBAS, no afluente e efluentes de uma estação de tratamento composta de um reator UASB e uma lagoa de polimento. Para os mesmos pontos de coleta do afluente e efluentes, as concentrações de LAS e MBAS foram estatisticamente iguais, no entanto, ao longo dos pontos (do afluente para os efluentes), elas foram estatisticamente diferentes. Este resultado mostrou que na composição das espécies MBAS, existiam outros surfactantes aniônicos e/ou compostos não surfactantes que eram mais facilmente removidos que o LAS. Logo, houve uma maior remoção das concentrações das espécies MBAS ao longo das unidades de tratamento; entretanto, devido a não seletividade deste método, não puderam ser precisamente detectados, o que poderia levar a uma errônea conclusão de que as espécies MBAS são majoritariamente composta pelo LAS. A biodegradação do LAS ocorreu majoritariamente na lagoa de polimento, a qual é um ambiente aerado, no qual a biodegradação é comprovada; entretanto, esta constatação só foi possível devido a utilização da CLAE, uma técnica analítica seletiva. No CONAMA não existe um padrão para as concentrações de tensoativos aniônicos em efluentes, e sim, um padrão para suas concentrações em corpos receptores, a qual é de 0,3 e 0,5 mg. L⁻¹ em águas salinas/salobras e doce, respectivamente, mas que são medidas em termos de espécies MBAS. Quanto às concentrações de LAS, a lei ambiental brasileira não a contempla, sendo este composto agrupado nas concentrações das espécies MBAS. As concentrações de MBAS no efluente da ETE foram de $1,5 \pm 0,3$ a $2,0 \pm 1,5$ mg.L⁻¹ e as de LAS entre $2,0 \pm 0,5$ a $3,6 \pm 1,7$ mg.L⁻¹. Estas concentrações de MBAS e LAS passaram a ser, respectivamente, de $3,5 \times 10^{-4}$ a $4,6 \times 10^{-4}$ mg.L⁻¹ e $4,6 \times 10^{-4}$ a $8,3 \times 10^{-4}$ mg.L⁻¹, quando o efluente da ETE desembocava-se no corpo receptor, devido sua diluição; ou seja, muito abaixo das concentrações previstas na legislação brasileira e europeia para as concentrações de MBAS (0,5 mg.L⁻¹) e europeia para as de LAS (0,27 e 0,35 mg.L⁻¹). Entretanto, devido o lançamento de outros efluentes não tratados no corpo receptor, as concentrações ficavam a níveis muito acima das concentrações limites, como constatado em estudos anteriores. Portanto, a falta de tratamento de esgoto é a principal causa dos efeitos indesejáveis que são atribuídos aos surfactantes.

PALAVRAS-CHAVE: Biodegradação, Cromatografia líquida, Esgoto doméstico, LAS, MBAS.

INTRODUÇÃO

Os surfactantes são compostos anfífilos que reduzem a tensão superficial de um líquido ou a tensão interfacial entre líquidos imiscíveis. Os surfactantes aniônicos representam cerca de 70 a 75% do consumo mundial de surfactantes. Os subgrupos desta classe compreendem os surfactantes carboxilados, sulfatados, sulfonados e em menor grau, os fosfatados. Dentre as mais diversas aplicações dos surfactantes, destaca-se a sua utilização nos processos de limpeza industrial, comercial e doméstica. O alquilbenzeno linear sulfonato (LAS – *linear alkylbenzene sulfonate*) representa cerca de 75% dos detergentes sintéticos e 25% do consumo total de surfactantes nos países mais industrializados, com uma produção global superior a 3 milhões de toneladas/ano (MYERS, 2006; HE *et al.*, 2010).

Aos surfactantes aniônicos em geral (MBAS – *methylene blue active substance*) e principalmente ao LAS, o princípio ativo dos detergentes e sabões para lavar roupas e por ser o surfactante sintético de maior produção e consumo mundial (cerca de 2,5 toneladas em 2000) (SCHMIDT *et al.*, 2010), têm-se atribuído vários impactos ambientais, o que o tornou um dos compostos mais estudados ambientalmente. Os impactos são a solubilização de compostos xenobióticos, danos às brânquias dos peixes, formação de espumas e diminuição da permeabilidade da luz e oxigenação da superfície aquática, diminuição dos micro-organismos do ecossistema aquático e terrestre. O elevado consumo de produtos de limpeza, principalmente detergentes e sabões de lavar roupas, faz do LAS um dos principais componentes dos efluentes sanitários, que tem como destino final rios, lagos e mares; seja por via indireta, após o tratamento dos efluentes nas estações de tratamento de efluentes (ETE), ou diretamente, pelo seu lançamento sem tratamento nos corpos receptores (BONFIN *et al.*, 2016; PENTEADO *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2017a). Entretanto, o LAS foi formulado justamente para substituir os antigos surfactantes e ele em si é biodegradável, tanto em condições aeróbias, como anaeróbias.

Em condições aeróbias, a biodegradação do LAS é bem definida, chegando a 99,9% em sistemas de lodos ativados, com um tempo de meia vida de 0,6 a 1,3 h. Em condições anaeróbias, estudos apontam uma menor biodegradação para o LAS, sendo a adsorção e precipitação como sais de cálcio e magnésio ao lodo anaeróbio, os principais mecanismos atuantes na sua remoção (50 a 68%) (BERNA *et al.*, 1989; BONFIN *et al.*, 2016; HERA-LAS, 2013). Também são relatados que concentrações de 6 a 30 mg.L⁻¹ de LAS inibem a atividade dos micro-organismos metanogênicos e acetogênicos, diminuindo a produção do biogás nos sistemas anaeróbios em até 50% (GARCÍA *et al.*, 2006; GARCÍA-MORALES *et al.*, 2001; SILVA *et al.* 2017b; SOUZA *et al.*, 2016).

OBJETIVO

Avaliar as concentrações de surfactantes aniônicos totais e do alquilbenzeno linear sulfonato de esgoto doméstico tratado por reator de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – *upflow ascending sludge blanket*) e lagoa de polimento em escala plena.

METODOLOGIA

Local de estudo

O trabalho foi realizado na estação de tratamento de esgoto doméstico do bairro Mangueira (ETE-Mangueira), região metropolitana do Recife PE, composta de um reator UASB de 830 m³ com 8 células (C1 a C8) operando em paralelo e uma lagoa de polimento. O tempo de detenção hidráulico (TDH) era de 8 h e 3,5 dias para o reator UASB e a lagoa de polimento, respectivamente.

Coleta das amostras

Para avaliar as concentrações de surfactantes aniônicos totais e do LAS na ETE-Mangueira, foram realizadas coletas (1 vez por semana), por um período de 2 meses, do afluente da ETE (P1), efluente de uma das 8 células (C2) do reator UASB e do seu efluente final (P2), composto pela junção dos efluentes individuais das 8 células que o compõe. Também foram coletadas amostras dentro da lagoa (PL) de polimento, assim como do seu efluente (P3).

Métodos analíticos

As concentrações dos surfactantes aniônicos totais foi quantificada pelo método das substâncias ativas ao azul de metileno (MBAS), segundo [APHA-AWWA-WPCF \(2012\)](#) em um espectrofotômetro Hitachi U-2029; e as de LAS pela cromatografia a líquido de alta eficiência (CLAE), marca Shimadzu, modelo Proeminence, configurado com um sistema de bombas quaternárias, degaseificador da fase móvel, sistema de injeção de amostras automático, compartimento termostaticado para a coluna analítica e detector UV-visível. A coluna analítica utilizada foi uma Lichrospher® 100 RP-18 da Merck, com dimensões de 250 mm x 4,6 mm (D.I.) x 5 µm. Os padrões utilizado para a calibração dos método foi o dodecil benzeno linear sulfonato, com pureza de 90% (m/m) para as espécies MBAS, e o padrão do LAS comercial com percentual de pureza de 25,5% (m/m) e composição de homólogos C₁₀, C₁₁, C₁₂ e C₁₃, de 14,1%, 31,6%, 30,2% e 23%, respectivamente, ambos obtidos da CEPISA Química (San Roque, Espanha). O método analítico de preparação das amostras e análise cromatográfica foi de acordo com [Silva et al. \(2017a\)](#).

Análise estatística dos dados experimentais de concentração de MBAS e LAS

Para avaliar estatisticamente as variações das concentrações de MBAS e LAS no afluente e efluentes da ETE, foi aplicado aos dados experimentais o teste t (*Student*). Este foi aplicado para avaliar diferenças entre as concentrações de MBAS e LAS nos mesmos pontos de coleta, e, separadamente, de MBAS e LAS nos diferentes pontos de coleta.

RESULTADOS

Concentrações de MBAS e LAS para mesmos pontos de coleta na ETE-Mangueira

Nas Tabelas 1 e 2 têm-se os resultados das concentrações de MBAS e LAS e o tratamento estatístico (*t-Student*) nos pontos de coleta da ETE no 1º e 2º mês, respectivamente. As concentrações de MBAS e LAS podem ser ditas estatisticamente diferentes quando os valores de *t*-calculado > *t*-tabelado. Ao analisar os dados do 1º mês (Tabela 1), nota-se que as concentrações de MBAS e LAS, em todos os pontos de coleta, não foram estatisticamente diferentes. No entanto, no 2º mês (Tabela 2), para os pontos PL e P3, houve diferença estatística entre as concentrações de MBAS e LAS. Também é possível constatar que as maiores variações das concentrações médias de MBAS e LAS foram para as amostras do afluente (P1) e efluente da lagoa de polimento (P3), com os maiores desvios padrões.

Tabela 1. Tratamento estatístico das concentrações de MBAS e LAS na ETE no 1º mês (n=5)

Parâmetro	Concentrações de MBAS e LAS nos pontos de coleta da ETE-Mangueira (mg.L ⁻¹)				
	P1	C2	P2	PL	P3
MBAS	5,8 ± 2,4	3,5 ± 0,8	3,3 ± 0,7	1,3 ± 0,5	2,0 ± 1,5
LAS	4,2 ± 1,9	3,3 ± 0,8	3,6 ± 0,4	1,9 ± 0,9	3,6 ± 1,7
<i>t</i> -calculado	1,17	0,40	0,89	1,30	1,68

Para 8 graus de liberdade e *p* = 0,05: valor de *t*-tabelado = 2,31.

Tabela 2. Tratamento estatístico das concentrações de MBAS e LAS na ETE no 2º mês (n=6)

Parâmetro	Concentrações de MBAS e LAS nos pontos de coleta da ETE-Mangueira (mg.L ⁻¹)				
	P1	C2	P2	PL	P3
MBAS	5,7 ± 1,2	3,0 ± 0,5	3,2 ± 0,4	1,4 ± 0,3	1,5 ± 0,3
LAS	5,6 ± 2,8	3,8 ± 1,2	4,1 ± 0,9	2,1 ± 0,5	2,0 ± 0,5
<i>t</i> -calculado	0,13	1,57	2,12	3,00	2,63

Para 10 graus de liberdade e *p* = 0,05: valor de *t*-tabelado = 2,23.

Concentrações de MBAS e LAS ao longo dos pontos de coleta na ETE-Mangueira

Nas Tabelas 3 e 4 tem-se os resultados das concentrações de MBAS (Tabela 3) e LAS (Tabela 4) ao longo dos pontos de coleta da ETE no 1º e 2º mês e do respectivo tratamento estatístico (*t-Student*). Ao analisar as concentrações de MBAS nas 2 semanas (Tabela 3), nota-se que elas foram reduzindo em cada unidade do tratamento, exceto nos pontos P2 e P3 do 1º mês, o que foi comprovado a partir da comparação dos valores de *t*-calculado com o *t*-tabelado. Para as amostras coletadas nos pontos C2 e P2 (reator UASB), assim como na

lagoa (PL e P3), não houve diferença estatística nas concentrações de MBAS nos 2 meses. Este último resultado também foi observado para as concentrações de LAS; entretanto, o LAS não foi removido ao longo das unidades de tratamento da ETE, com exceção entre os pontos P1-P3 e P2-P3 no 2º mês.

Tabela 3. Tratamento estatístico das concentrações de MBAS nos pontos de coleta da ETE no 1º e 2º mês

Concentrações de MBAS (mg.L ⁻¹)	MBAS no 1º mês (n=5)			MBAS no 2º mês (n=6)		
	P1	C2	t-calculado	P1	C2	t-calculado
	5,8 ± 2,4	3,5 ± 0,8	2,83	5,7 ± 1,2	3,0 ± 0,5	8,87
	P1	P2	t-calculado	P1	P2	t-calculado
	5,8 ± 2,4	3,3 ± 0,7	3,08	5,7 ± 1,2	3,2 ± 0,4	6,47
	P2	P3	t-calculado	P2	P3	t-calculado
	3,3 ± 0,7	2,0 ± 1,5	2,05	3,2 ± 0,4	1,5 ± 0,3	9,37
	P1	P3	t-calculado	P1	P3	t-calculado
	5,8±2,4	2,0±1,5	2,96	5,7±1,2	1,5±0,3	8,53

1º mês - 4 graus de liberdade e $p = 0,05$: valor de t -tabelado = 2,78. 2º mês - 5 graus de liberdade e $p = 0,05$: valor de t -tabelado = 2,57.

Tabela 4. Tratamento estatístico das concentrações de LAS nos pontos de coleta da ETE no 1º e 2º mês

Concentrações de LAS (mg.L ⁻¹)	LAS no 1º mês (n=5)			LAS no 2º mês (n=6)		
	P1	C2	t-calculado	P1	C2	t-calculado
	4,2 ± 1,9	3,3 ± 0,8	1,29	5,6 ± 2,8	3,8 ± 1,2	1,89
	P1	P2	t-calculado	P1	P2	t-calculado
	4,2 ± 1,9	3,6 ± 0,4	0,55	5,6 ± 2,8	4,1 ± 0,9	1,12
	P2	P3	t-calculado	P2	P3	t-calculado
	3,6 ± 0,4	3,6 ± 1,7	0,04	4,1 ± 0,9	2,0 ± 0,5	4,47
	P1	P3	t-calculado	P1	P3	t-calculado
	4,2 ± 1,9	3,6 ± 1,7	0,47	5,6 ± 2,8	2,0 ± 0,5	6,81

1º mês: 4 graus de liberdade e $p = 0,05$ o valor de t -tabelado = 2,78. 2º mês: 5 graus de liberdade e $p = 0,05$ o valor de t -tabelado = 2,57.

DISCUSSÃO

Concentrações de MBAS e LAS para mesmos pontos de coleta na ETE-Mangueira

As concentrações de MBAS e LAS para mesmos pontos de coleta em sua maioria não apresentaram diferença estatística significativa nos 2 meses de monitoramento, o que leva a concluir que as concentrações de MBAS correspondem às concentrações de LAS, corroborando com o fato dele ser o surfactante aniônico de maior produção e consumo mundial, e portanto contribuir com a maior parcela do MBAS (Tabelas 1 e 2). No entanto, nas amostras da lagoa de polimento (PL e P3) no 2º mês, as concentrações de LAS foram estatisticamente maiores que as de MBAS. Esta incoerência é atribuída a interferentes que competem com o azul de metileno, e acabam por reagir com os surfactantes aniônicos, diminuindo a concentração de MBAS; e dos interferentes que influenciam negativamente, sendo os mais comuns os surfactantes catiônicos e aminas. Também existem os interferentes que contribuem positivamente para o aumento das concentrações de MBAS, como sulfonatos orgânicos, sulfatos, carboxilatos, fenóis, tiocianatos, cianatos, nitratos e cloreto (APHA-AWWA-WPCF, 2012), que analiticamente nem sempre são efetivamente removidos das amostras pelos processos de remoção de interferentes, realizados com uma solução aquosa de ácido sulfúrico e fosfato de sódio monobásico. O método para quantificação do MBAS é um método colorimétrico e a cor das amostras também interfere na quantificação exata e precisa do MBAS; além disso, o método em si ~~pois~~ causa modificações na cor original da amostra e consecutivamente, na resposta da técnica usada na sua quantificação (UV-visível). As amostras da lagoa de polimento (PL e P3), principalmente no 2º mês, apresentavam uma forte coloração verde, devida à clorofila presente nas microalgas, a qual, também foi extraída das amostras, junto com o MBAS, alterando a coloração azul da interação dos surfactantes aniônicos com o azul de metileno.

Por ser um método colorimétrico, torna-se difícil avaliar a existência de interferentes, principalmente os que contribuem de modo a aumentar as concentrações de MBAS, comprometendo a quantificação exata e precisa dos surfactantes aniônicos totais, e quais surfactantes estão presentes nas amostras. Isto tende a levar a interpretações inconclusivas sobre a eficiência de sistemas de tratamento em remover determinados surfactantes

aniônicos, como o LAS, o qual é comumente determinado pela cromatografia a líquido. E muitas vezes os impactos ambientais associados aos surfactantes não são devidamente esclarecidos, quanto às causas, concentrações, falta de tratamento dos efluentes, biodegradabilidade, entre outros.

No Brasil não existe um valor padrão para concentrações de LAS em efluentes tratados e águas superficiais, mas somente um valor padrão para a concentração de MBAS. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005) determinou que as concentrações de surfactantes aniônicos totais, quantificadas pelo método MBAS, deveriam ser expressas em unidades de mg.L^{-1} de LAS, e não deveriam ser maiores que $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de LAS em águas superficiais doces e salobras. A União Europeia e a Áustria definiram valores padrões para as concentrações de LAS em águas superficiais de $0,35$ e $0,27 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente (CLARA *et al.*, 2007; WATERS & FEIJTEL, 1995). No entanto, como no Brasil, não há um limite máximo definido para a concentração de LAS em efluentes tratados.

Concentrações de MBAS e LAS ao longo dos pontos de coleta na ETE-Mangueira

As concentrações de MBAS ao longo das unidades de tratamento da ETE diminuíram consecutivamente, mostrando que seus constituintes foram removidos por biodegradação ou adsorção aos sólidos suspensos e lodo anaeróbio (Tabela 3). No entanto, o LAS não seguiu essa tendência, ainda que a análise estatística mostrou que as concentrações de LAS e MBAS não diferiram significativamente em um mesmo ponto, mas ainda assim, apresentou remoção por biodegradação na lagoa de polimento, a qual é aeróbia, ambiente no qual a biodegradação do LAS é amplamente conhecida, e também descrita em Silva *et al.*, 2017a. Este resultado comprova que na composição do MBAS existiam outros surfactantes aniônicos e/ou compostos não surfactantes que são mais facilmente removidos que o LAS dos efluentes, levando à diminuição das concentrações de MBAS ao longo das unidades de tratamento; e que devido a não seletividade do método MBAS, não puderam ser precisamente detectados, levando à conclusão errônea de que a maior parcela de MBAS deve-se a presença do LAS.

As concentrações de MBAS no efluente da ETE foram de $2,0 \pm 1,5$ e $1,5 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ no 1º e 2º mês, respectivamente; e para o LAS de $3,6 \pm 1,7$ e $2,0 \pm 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A ETE-Mangueira tem uma vazão média de $0,03 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, e o corpo receptor do seu efluente tratado, o rio Jiquiá, Recife PE, tem uma vazão média de $129,35 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Quando o efluente da ETE se encontra com as águas do corpo receptor, devido à diluição, as concentrações de MBAS caem para $4,6 \times 10^{-4}$ e $3,5 \times 10^{-4} \text{ mg.L}^{-1}$ e as de LAS para $8,3 \times 10^{-4}$ e $4,6 \times 10^{-4} \text{ mg.L}^{-1}$, ou seja, muito abaixo das concentrações previstas na literatura para as concentrações de MBAS ($0,5 \text{ mg.L}^{-1}$) e LAS ($0,27$ e $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$). Entretanto, o lançamento de outros efluentes não tratados no rio Jiquiá, elevam estas concentrações a níveis muito acima das concentrações limites definidos pela legislação ambiental, como constatado em estudos anteriores, sendo a falta de tratamento de esgoto a principal causa dos efeitos indesejáveis atribuído aos surfactantes (SILVA *et al.*, 2017a).

CONCLUSÕES

As concentrações de MBAS e LAS nos mesmos pontos de coleta da ETE não apresentaram diferenças estatísticas, o que significaria que as concentrações de MBAS correspondiam unicamente as de LAS; entretanto, ao avaliar as variações de MBAS ao longo das unidades de tratamento da ETE, observou-se que as concentrações diminuíram, fato não observado para as de LAS. Concluiu-se que as concentrações de MBAS não correspondiam unicamente ao LAS, mas também a outros compostos mais facilmente biodegradáveis.

Considerando a qualidade e vazão do rio Jiquiá, a remoção de MBAS e de LAS na ETE foi suficiente para que ao lançar o efluente no corpo receptor, as suas concentrações caíssem a valores muito abaixo das definidas por órgãos ambientais. No entanto, em geral este caso não acontece quando se trata do lançamento de outros efluentes não tratados, que elevarão as concentrações de MBAS e LAS acima dos limites definidos para águas superficiais.

AGRADECIMENTOS

À DETEN Química (Camaçari – BA) e à CEPESA Química (San Roque, Espanha) pelo apoio à pesquisa sobre LAS; à COMPESA, BRK Ambiental e à Fibra Técnica LTDA pelo apoio aos trabalhos de campo na estação

experimental da UFPE na ETE Mangueira; ao INCT ETes Sustentáveis; e às agências de fomento FINEP, CNPq, CAPES e FACEPE, pelo auxílio financeiro ao trabalho e às bolsas concedidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA-AWWA-WPCF.; *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 22th ed., APHA: Washington, D.C, 2012.
2. BERNAL, J. L., FERRER J., MORENO, A., PRATS, D., RUIZ, B.F. *The fate of LAS in the environment. Tenside Surfactants Detergents*, v.26, n.2, p.101-107, jan. 1989.
3. BONFIN, J.H., SILVA, L.G., GAVAZZA, S., FLORÊNCIO, L., KATO, M.T. *Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato em esgoto doméstico tratado em reator UASB e lagoa de polimento. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.21, n.2, p.397-406, abr/jun. 2016.
4. BRASIL (Ministério do Meio Ambiente). *Resolução n.357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 30 de outubro de 2018.
5. CLARA, M., SCHARF, S., SCHEFFKNECHT, C., GANS, O. *Occurrence of selected surfactants in untreated and treated sewage. Water Research*, v.41, n.19, p. 4339-4348, nov. 2007.
6. GARCÍA, M.T., CAMPOS, E., SÁNCHEZ-LEAL, J., RIBOSA, I. *Effect of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) on the anaerobic digestion of sewage sludge. Water Research*, v.40, n.15, p.2958-2964, jul. 2006.
7. GARCÍA-MORALES, J.L., NEBOT, E., ROMERO, L.I., SALES, D. *Comparison between acidogenic and methanogenic inhibition caused by linear alkylbenzenesulfonate (LAS). Chemistry Biochemical Engineering*, v.15, n.1, p.13-19, mar. 2001.
8. HE, X., GUVENCH, O., MACKERELL, A.D., KLEIN, M.L. *Atomistic simulation study of linear alkylbenzene sulfonates at the water/air interface. The Journal Physical Chemistry B*, v.114, n.30, p.9787-9794, jul. 2010.
9. HERA-LAS. *Human and Environmental Risk Assessment: Linear Alkylbenzene Sulphonates*, LAS. CAS No. 68411-30-3, February 2013. Disponível em: http://www.heraproject.com/Risk_Assessment.cfm. Acesso em: 30 de outubro de 2018.
10. MYERS, D. *Surfactant science and technology*, 3rd ed.; John Wiley & Sons. Inc.: Hoboken, NJ, 2006.
11. PENTEADO, J.C.P., EL SEOUD, O.A., CARVALHO, L.R.F. *Alquilbenzeno sulfonato linear: Uma abordagem ambiental e analítica. Química Nova*, v.29, n.5, p.1038-1046, set/out. 2006.
12. SCHMIDT, S., PIECHOTTA, C., GODEJOHANN, M.; WIN, T., NEHLS, I.; MÜGGE, C. *Characterisation of commercially available linear alkylbenzenesulphonates by LC-SPE-NMR/MS (liquid chromatography - solid phase extraction - nuclear magnetic resonance spectroscopy - mass spectrometry). Talanta*, v.82, n.1, p.143-150, jun. 2010.
13. SILVA, L.G., GAVAZZA, S., FLORENCIO, L., KATO, M.T. *Quantificação de alquilbenzeno linear sulfonato em estação de tratamento de efluentes e rios por cromatografia líquida de alta eficiência e extração em fase sólida. Química Nova*, v.40, n.3, p.334-341, abr. 2017a.
14. SILVA, L.G., SILVA, D.C., OLIVEIRA, L.M., FLORENCIO, L., GAVAZZA, S., KATO, M.T. *Degradação dos homólogos do alquilbenzeno linear sulfonato em lodo anaeróbio disperso. Engenharia Sanitária Ambiental*, v.22, n.2, p.391-401, mar/abr. 2017b.
15. SOUZA, L.F., FLORENCIO, L., GAVAZZA, S., KATO, M.T. *Methanogenic activity inhibition by increasing the linear alkylbenzene sulfonate (LAS) concentration. Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, v.51, n.8, p.656-660, abr. 2016.
16. WATERS, J & FEIJTEL, T.C.J. *AIS/CESIO – Environmental surfactant monitoring programme: outcome of five national pilot studies on linear alkylbenzene sulphonate (LAS). Chemosphere*, v.30, n.10, p.1939-1956, mai. 1995.