

# Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato em esgoto doméstico tratado em reator UASB e lagoa de polimento

*Linear alkylbenzene sulfonate removal from domestic sewage treated in UASB and polishing pond*

Jefferson H. Bonfim<sup>1</sup>, Luiz Galdino da Silva<sup>2</sup>, Sávia Gavazza<sup>3</sup>,  
Lourdinha Florencio<sup>4</sup>, Mario Takayuki Kato<sup>4</sup>

## RESUMO

Avaliou-se a remoção do alquilbenzeno linear sulfonato (LAS) em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) com reator tipo UASB e lagoa de polimento durante dois períodos, seco e chuvoso. A remoção de LAS também foi avaliada em uma das 8 células do UASB (810 m<sup>3</sup>). Nessa célula, a remoção, predominantemente por adsorção, foi de 68±52 e 0% para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. A eficiência de remoção global do LAS na ETE foi de 80±15 a 98±3%, considerando os dois períodos sazonais. A concentração de LAS no efluente da lagoa de polimento ficou entre 0,1±0,3 e 0,6±0,3 mg.L<sup>-1</sup>. Portanto, a qualidade do efluente da ETE, em termos de LAS, foi muito satisfatória, com valores inferiores aos da legislação (<0,5 mg.L<sup>-1</sup> de LAS - CONAMA) para as substâncias definidas como aquelas que reagem com o azul de metileno, em águas superficiais de classe 1 a 3.

**Palavras-chave:** adsorção; lodo anaeróbico; biodegradação aeróbia; MBAS; surfatante.

## ABSTRACT

We evaluated the removal of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in a sewage treatment plant (WWTP) with a UASB reactor and a polishing pond during two seasonal periods, dry and rainy. The removal was also evaluated in one of the eight cells of the UASB reactor (810 m<sup>3</sup>). In this cell, the removal was predominantly by adsorption, of 68±52 and 0% for the dry and rainy seasons, respectively. The total removal efficiency of LAS in the WWTP was between 80±15 and 98±3%, considering the two seasonal periods. The LAS concentration in the polishing pond effluent was between 0.1±0.3 and 0.6±0.3 mg.L<sup>-1</sup>. Therefore, the quality of the final effluent, in terms of LAS, was very satisfactory, with values lower than those defined by the Brazilian legislation (<0.5 mg L<sup>-1</sup> of LAS) of CONAMA, for substances reacting with the methylene blue, when the receiving water body is within the classes 1 to 3.

**Keywords:** adsorption; anaerobic sludge; aerobic biodegradation; MBAS; surfactant.

## INTRODUÇÃO

Alquilbenzeno linear sulfonato (LAS) é o princípio ativo dos detergentes e sabões para lavar roupas. Devido ao seu elevado consumo, ele se tornou um dos principais componentes dos efluentes domésticos. O destino final são as estações de tratamento de efluentes (ETEs), os estuários e os rios (BRUNNER *et al.*, 1988; LEÓN *et al.*, 2000; TABOR & BARBER, 1996).

Ao LAS e às substâncias tensoativas em geral, têm-se atribuído vários impactos ambientais. Entre eles são citados danos às brânquias

dos peixes e diminuição da reprodução e do crescimento de invertebrados no solo, quando a concentração de LAS é de 0,02 a 1,00 mg.L<sup>-1</sup> e de 40 a 60 mg.kg<sup>-1</sup> de matéria seca, respectivamente (MUNGRAY & KUMAR, 2011). Por outro lado, já foram relatados que concentrações de LAS até 0,27 mg.L<sup>-1</sup> e 35 mg.kg<sup>-1</sup> de matéria seca não causam efeito tóxico aos ecossistemas aquáticos e terrestres (HERA, 2013).

A remoção de LAS é largamente comprovada em sistemas de tratamento aeróbio por degradação biológica e por adsorção/absorção.

<sup>1</sup>Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Pernambuco (UFPE). Engenheiro da Agência de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) - Recife (PE), Brasil.

<sup>2</sup>Graduação em Licenciatura em Química e Químico do Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE - Recife (PE), Brasil.

<sup>3</sup>Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo - São Carlos (SP), Brasil. Professora associada da UFPE no Centro Acadêmico do Agreste, Núcleo de Tecnologia, Laboratório de Engenharia Ambiental - Caruaru (PE), Brasil.

<sup>4</sup>Doutores em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade de Wageningen - Wageningen, Holanda. Professores titulares da UFPE - Recife (PE), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Mario Takayuki Kato - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Civil, Laboratório de Saneamento Ambiental - Avenida Acadêmico Hélio Ramos, s/n - Cidade Universitária - 50740-530 - Recife (PE), Brasil - E-mail: kato@ufpe.br

**Recebido:** 17/09/13 - **Aceito:** 30/09/15 - **Reg. ABES:** 123866

Concentrações típicas de LAS no afluente e efluente de sistemas de tratamento aeróbio variam de 1 a 21 mg.L<sup>-1</sup> e de 0,009 a 0,23 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, e as remoções, entre 98,8 e 99,9% (BERNA *et al.*, 1989; BRUNNER *et al.*, 1988; FEIJTEL *et al.*, 1996; LEÓN *et al.*, 2006; TEMMINK & KLAPWIJK, 2004). Comparando esses valores com os padrões de aceitabilidade definidos pela União Europeia e pela Áustria para a concentração de LAS em águas superficiais, de 0,35 e 0,27 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, observa-se que aqueles efluentes já no lançamento atendem ao padrão estabelecido (CLARA *et al.*, 2007; WATERS & FEIJTEL, 1995).

No Brasil não existe um padrão para a concentração de LAS em efluentes e águas superficiais, mas somente um padrão para a concentração total de surfatantes aniônicos, determinados pelo método das substâncias ativas ao azul de metileno (MBAS) (APHA-AWWA-WEF, 1995). O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) determinou que a concentração de espécies MBAS, em águas superficiais de classe 1 a 3, salinas ou salobras e doces, não deveria ultrapassar 0,2 e 0,5 mg.L<sup>-1</sup> de LAS, respectivamente. Para efluentes tratados, não foi definido um limite para a concentração dessas substâncias (BRASIL, 2005; 2011).

O desenvolvimento de sistemas de tratamento anaeróbio teve um grande impulso nas últimas décadas (VON SPERLING *et al.*, 2005; VAN HAANDEL *et al.*, 2006). Entretanto, poucos estudos em escala real foram realizados para avaliar a eficiência de remoção anaeróbica do LAS (MUNGRAY e KUMAR, 2011). Nos sistemas anaeróbios, os principais mecanismos de remoção do LAS têm sido a precipitação e a adsorção/absorção ao lodo. Concentrações típicas de LAS em lodo anaeróbio variam de 0,00809 a 4,2 g.kg<sup>-1</sup>, e no aeróbio, de 0,00127 a 2,1 g.kg<sup>-1</sup> de matéria seca (BRUNNER *et al.*, 1988; CANTARERO *et al.*, 2011; HERA, 2013; VERGE *et al.*, 2001). No tocante à toxicidade, alguns estudos apontaram que concentrações de LAS igual ou maior que 12 mg.L<sup>-1</sup> e 10 g.kg<sup>-1</sup> de matéria seca causam efeito tóxico aos microrganismos metanogênicos. Entretanto, efluentes com concentrações inferiores a estas tendem a aumentar a degradação da matéria orgânica e a produção de biogás (GARCÍA *et al.*, 2006; MÖSCHE & MEYER, 2002).

Até o presente, existem poucos estudos sobre a remoção de LAS em sistemas biológicos em escala plena, em especial com reatores anaeróbios (CHERNICHARO *et al.*, 2010), tampouco sobre toxicidade metanogênica e sobre remoção por biodegradação ou adsorção, quando o LAS é tratado em conjunto com esgotos domésticos. Os objetivos neste trabalho foram o de avaliar, em dois períodos sazonais distintos (seco e chuvoso), as variações horárias e diárias da concentração afluente de LAS e a sua remoção em ETE, com reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e lagoa de polimento.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Local de estudo e fases do trabalho

O presente trabalho foi realizado na ETE Mangueira, região metropolitana do Recife (PE), composta de um reator UASB de 810 m<sup>3</sup> 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. Trabalhos anteriores realizados nessa ETE permitiram obter dados operacionais de desempenho em relação a vários parâmetros físico-químicos e microbiológicos (KATO *et al.*, 2003; LUCENA *et al.*, 2011; MORAIS *et al.*, 2011). Os trabalhos de avaliação de remoção do LAS no reator foram conduzidos na célula C2, onde foram instalados, no canal efluente, um vertedor triangular de 90°, uma sonda com ultrassom para medição de vazão e um coletor automático de amostras.

Os estudos foram divididos em três fases:

- Fase 1, para avaliar as variações horária e diária da concentração de LAS no afluente do reator UASB, após o gradeamento e a caixa de areia da ETE (ponto P1) em período seco (verão) e chuvoso (inverno); para cada período sazonal, foram avaliadas as variações de LAS afluente durante 24 horas de todos os 7 dias de uma semana;
- Fase 2, para avaliar a eficiência de remoção do LAS na célula C2 do reator UASB também em 2 períodos sazonais distintos; para cada período, foram avaliadas as variações de LAS afluente e efluente em duas semanas consecutivas;
- Fase 3, para avaliar a remoção global de LAS na ETE, considerando um ponto no afluente (P1) no efluente final do reator UASB (P2) e no efluente da lagoa de polimento (P3).

### Material

Para a determinação analítica de LAS, foi utilizado um cromatógrafo líquido de alta eficiência (CLAE) Agilent®, *series* 1100, com injetor de amostras automático, compartimento termostaticado para a coluna analítica e detector de fluorescência. Os demais acessórios do CLAE eram uma coluna analítica Agilent Zorbax eclipse-XDB-C8® de 150x4,6 mm e 5 µm e uma coluna de SPE C18 Agilent AcuBond II® de 500 mg.3 mL<sup>-1</sup>. Os reagentes utilizados foram acetoneitrila, metanol, trietilamina, ácido etanoico e água; para calibração do método de análise cromatográfica, foi usado um padrão de LAS comercial fornecido pela CEPISA Química® (San Roque, Espanha). Para a coleta de amostras em P1 na Fase 1 e no efluente da célula C2 (ponto C2) na Fase 2, foi utilizado um coletor automático de amostras ISCO®, modelo 6712 FR, com sonda de ultrassom para medição de vazão.

### Métodos

A preparação das amostras para quantificação do LAS foi realizada seguindo o método descrito por Berna *et al.* (1989) e Waters *et al.* (1989). As condições cromatográficas utilizadas neste trabalho consistiram de fase móvel composta por um solvente A e um solvente B, ambos compostos de água:acetoneitrila na

proporção de 95:5 e 20:80, respectivamente. Para ambos os solventes, foram acrescidos 5 mM de trietilamina e 5 mM de ácido etanoico. A separação cromatográfica do LAS foi realizada, aplicando um gradiente na fase móvel que se iniciou com 40% de solvente B até atingir 75% ao fim de 15 min, com um fluxo de 1 mL.min<sup>-1</sup>. A temperatura da coluna foi de 40°C, o volume de amostra injetada foi de 100 µL e a detecção foi por fluorescência, com comprimento de onda de excitação de 230 nm e emissão de 290 nm.

Na Fase 1, durante uma semana de cada período sazonal, as coletas ocorreram durante as 24 h de todos os 7 dias. Cada amostra horária foi composta por 4 alíquotas de igual volume, coletadas a cada 15 minutos, somando um volume total de 1 L naquele intervalo de 1 h. As amostras coletadas se referem ao efluente da caixa de areia existente na ETE, ou seja, afluente ao reator UASB (ponto P1). Para a Fase 2, as coletas para cada período sazonal foram realizadas durante 2 semanas consecutivas. Os horários e procedimentos de coleta, entretanto, foram diferentes para o afluente (ponto P1) e efluente da célula C2. Para o ponto P1, a coleta foi manual e pontual, apenas uma vez por dia e no horário de maior concentração de LAS, próximo das 12 h, conforme previamente avaliado. No caso do ponto C2, utilizou-se o coletor automático durante as 24 horas de todos os 14 dias. Nessa coleta no ponto C2, seguiu-se o mesmo procedimento da Fase 1, com 4 alíquotas por hora. A diferença é que todas as amostras horárias de cada dia foram transformadas em uma única amostra diária composta. Os parâmetros analisados nessa Fase 2 foram a vazão efluente, o TDH, a concentração e a carga de LAS afluente (ponto P1) e efluente da célula C2 (ponto C2). Os resultados foram submetidos ao teste-t pareado para avaliar se existiu diferença significativa estatisticamente entre os dois períodos de duas semanas e dentro de um mesmo período sazonal. Para a Fase 3, a eficiência de remoção de LAS da ETE foi avaliada coletando-se amostras pontuais

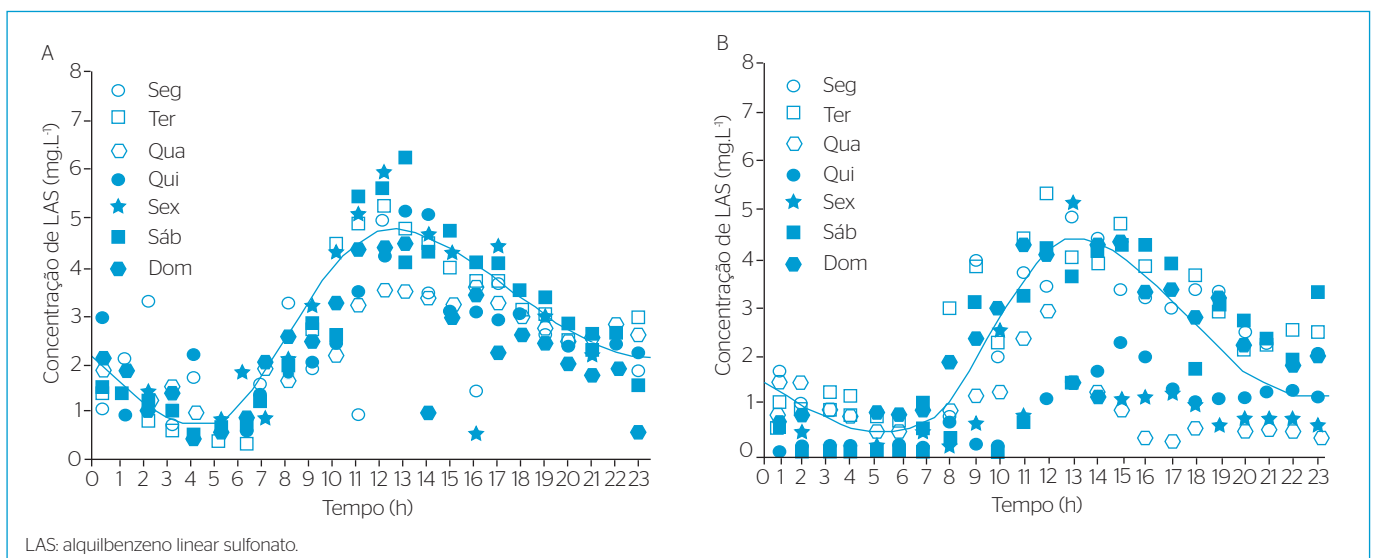
diárias (próximo das 12 h) nos pontos P1, P2 e P3 durante os mesmos 14 dias consecutivos da Fase 2, também em períodos seco e chuvoso.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Varição horária e diária da concentração de alquilbenzeno linear sulfonato no afluente (ponto P1 - Fase 1)

Na Figura 1, tem-se a variação horária da concentração de LAS no ponto P1 durante 7 dias de uma semana do período seco (Figura 1A) e do período chuvoso (Figura 1B). As variações horárias tiveram o mesmo comportamento nas semanas dos dois períodos sazonais e seguiram um padrão bem definido. Ocorreu um aumento progressivo da concentração a partir das 6 h, atingiu a máxima entre 12 e 13 h e, a partir de então, começou a decrescer até às 5 h da manhã seguinte. A concentração média de LAS afluente nos horários de máxima chegou a  $4,8 \pm 0,8$  e  $3,2 \pm 1,5$  mg.L<sup>-1</sup> para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Esse comportamento reflete alguns hábitos da população local atendida pela ETE, como o de despertar muito cedo devido à luz do dia, típico no Nordeste, com amanhecer às 5 h, e de as atividades domésticas se concentrarem na parte da manhã, pela disponibilidade de água que tinha sido acumulada na noite do dia anterior. Havia racionamento de água na época, imposto pela companhia de saneamento concessionária do estado.

No período seco, a variação da concentração de LAS durante a semana foi menos acentuada em uma mesma hora para diferentes dias, com um coeficiente de variação (CV) de 28% em relação à média horária. Para diferentes horas em um mesmo dia, a variação foi mais acentuada, com um valor de CV de 52% em relação à média diária.



**Figura 1** - Variações das concentrações de alquilbenzeno linear sulfonato no afluente (ponto P1) ao longo das 24 horas de cada dia da semana durante os períodos seco (A) e chuvoso (B) (Fase 1).

Já para o período chuvoso, as correspondentes variações da concentração de LAS foram bem maiores, 67 e 63%, respectivamente. Em dias de chuva, os moradores alteram os seus hábitos semanais no tocante às atividades de limpeza doméstica, em especial o de lavar roupas, devido à dificuldade de secagem. Em comunidades de baixa renda, como é o caso do bairro Mangueira e adjacências, é comum a secagem de roupas exclusivamente através da exposição ao sol.

A vazão, dureza, concentração e carga de LAS nos períodos seco e chuvoso foram submetidas ao teste *t*-pareado. A diferença estatística para cada parâmetro, quando comparados os valores respectivos entre os dois períodos sazonais, é positiva ou significativa quando o valor de *t*-calculado é maior que o do *t*-tabelado (BOX, 1987). Na Tabela 1, observa-se que houve diferença significativa entre os períodos seco e chuvoso para a vazão, concentração e carga de LAS no afluente (P1); somente a dureza não apresentou diferença estatística (*t*-calculado < *t*-tabelado), sendo a mesma para os dois períodos sazonais. Os desvios padrões não refletem as variações dos métodos instrumentais utilizados na determinação desses parâmetros, mas somente as variações horárias e diárias dos parâmetros avaliados. Os menores valores de LAS no afluente em P1, tanto em termos de concentração como de carga, que ocorreram no período chuvoso, podem ser atribuídos aos esgotos que chegavam mais diluídos à ETE devido ao aumento da vazão. Esse aumento era, entretanto, não em função do maior consumo de água, mas por causa da contribuição adicional indevida das águas pluviais na rede coletora, tipo condominial, do bairro da Mangueira e vizinhança. Essas menores concentrações e cargas de LAS em P1 estão associadas também a uma diminuição natural das atividades domésticas de limpeza, em especial de lavagem de roupas, por ser época chuvosa. A precipitação média diária foi de 1±1 mm na semana do período seco e de 16±8 mm na do período chuvoso, conforme dados obtidos durante o período de estudo na miniestação meteorológica instalada na própria ETE.

Um importante aspecto em relação à variação de vazão e de concentração afluente de LAS à ETE Mangueira é que na época deste trabalho os bairros da região e em Recife de um modo geral passavam por forte racionamento de água. Em consequência, havia frequente intermitência no abastecimento de água. O regime de fornecimento era de 24/48 horas, ou seja, um dia com e dois sem água. Certamente

**Tabela 1** - Valores médios dos parâmetros avaliados e do teste *t* no afluente em P1 (Fase 1).

| Parâmetro   | Período sazonal |         | Estudo estatístico  |       |
|---|-----------------|---------|---------------------|-------|
|   | Seco            | Chuvoso | <i>t</i> -calculado | Média |
| Dureza (mg.L <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub> ) | 203±22          | 202±46  | 0,081               | 202±8 |
| Vazão (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )          | 103±40          | 119±32  | 5,431               | -     |
| Concentração de LAS em P1 (mg.L <sup>-1</sup> )   | 2,5±1,3         | 1,7±1,4 | 8,097               | -     |
| Carga de LAS em P1 (g.h <sup>-1</sup> )           | 254±162         | 212±191 | 3,327               | -     |

Para 6 graus de liberdade e p=0,05, *t*-tabelado = 1,943; *t*-calculado > *t*-tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.

isso influenciou muito os resultados obtidos nessa e nas demais fases do trabalho, uma vez que as atividades domésticas de limpeza e, conseqüentemente, o consumo de detergentes e, principalmente, sabões para lavar roupas, se concentravam nos dias de fornecimento de água.

A dureza é importante em águas com concentrações próximas de 200 mg.L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub>, como é o caso em P1 (Tabela 1), por sua grande influência na precipitação do LAS, contribuindo para a redução da concentração de LAS em amostras aquosas, fato bem conhecido e difundido (BERNA *et al.*, 1989; VERGE *et al.*, 2001).

## Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato na célula C2 do reator UASB (Fase 2)

A remoção do LAS por degradação biológica não pode ser comprovada neste estudo devido à dificuldade de amostragem do lodo na célula C2 (101,25 m<sup>3</sup>). Embora com 5 pontos de amostragem de lodo existentes, havia uma forte obstrução nas tubulações e nas válvulas de descarga, principalmente no fim de cada período de coleta. Esses fatores não permitiram a determinação da massa de lodo e da massa de LAS adsorvida no lodo da célula C2 e, conseqüentemente, realizar o balanço de massa e avaliar a ocorrência de degradação biológica do LAS. Para a remoção do LAS na ETE, foi considerado como predominante o processo de adsorção do composto ao lodo, considerado por muitos autores como o principal mecanismo em sistemas de tratamento biológico anaeróbio (BRUNNER *et al.*, 1988; CANTARERO *et al.*, 2011; GARCÍA *et al.*, 2005).

Outro fator relevante na remoção do LAS pode ter sido a sua precipitação como sais de cálcio (Ca(LAS)<sub>2</sub>) e de magnésio (Mg(LAS)<sub>2</sub>), uma vez que a dureza do afluente em P1 (Tabela 1) era, característica de uma água moderadamente dura a dura. Logo, parte do LAS presente no afluente da ETE pode ter sido precipitada no reator UASB na forma daqueles dois sais. Verge *et al.* (2001) relataram uma redução de 56 a 93% da concentração do homólogo C12 do LAS, em água com dureza de 200 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>. Berna *et al.* (1989), estudando a remoção do LAS em sistemas de tratamento de efluentes em escala real, quantificaram altas concentrações de LAS na biomassa para afluentes com características de água moderadamente dura a dura. A remoção por processos físicos (precipitação e adsorção) foi de 15 e 35% para o afluente com dureza inferior a 100 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> e superior a 500 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, respectivamente.

## Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato na célula C2 no período seco (Fase 2a)

Na Figura 2 tem-se, para a célula 2 do reator UASB, a concentração, vazão e carga de LAS por dia da semana nos pontos P1 (afluente) e C2 (efluente) nas duas semanas de estudo no período seco. O teste estatístico aplicado para cada parâmetro, quando comparados os valores respectivos entre as duas semanas do período seco (Tabela 2), mostra que houve diferença significativa para a concentração de LAS em P1 e para a concentração de LAS em C2 (*t*-calculado > *t*-tabelado); não houve diferença estatística para o

caso de vazão, TDH, carga de LAS em P1 e carga de LAS em C2 para os respectivos valores entre as duas semanas. Para esses parâmetros que não apresentaram diferenças estatísticas entre a primeira e a segunda semanas, apesar de serem observadas variações diárias (Figura 2), a causa pode ser explicada pelo cálculo das suas médias semanais, no qual se constatou uma alta variância entre os valores diários. Consequentemente, os valores foram praticamente iguais nas duas semanas.

Quanto às concentrações de LAS nos pontos P1 e C2, foram observadas diferenças significativas entre ambos os pontos, tanto na primeira como na segunda semana (Tabela 3). Consequentemente, confirma-se que, estatisticamente, houve remoção significativa de LAS no reator UASB. A eficiência de remoção de LAS na célula C2 do reator UASB foi de  $54 \pm 14$  e  $66 \pm 16\%$  nas primeira e segunda semanas, respectivamente, com base nas concentrações em P1 e C2 (Tabela 3). No entanto, com base nas cargas de LAS em P1 e C2, não houve diferenças significativas entre a 1ª e a 2ª semanas para cada um desses pontos, com média das duas semanas de  $30 \pm 13$  (P1) e  $9,7 \pm 1,2$  g LAS.h<sup>-1</sup> (C2) (Tabela 2); portanto, a eficiência média de remoção foi de  $68 \pm 52\%$ . O abastecimento de água nos bairros servidos pela ETE Mangueira no período seco, devido ao regime de racionamento imposto pela companhia de saneamento, novamente comprova a influência no valor e na alta variação da eficiência de remoção do LAS na célula C2. Isso pode ser explicado pela grande variação diária da vazão (Figura 2), em especial na 2ª semana; o CV para a vazão foi de 50% para as duas semanas (vazão média de  $4 \pm 2$  m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> – Tabela 2). Isso gerou uma alta variação na remoção do LAS entre as duas semanas, a qual apresentou um CV de 76% para o percentual médio de remoção ( $68 \pm 52\%$ ).

O maior crédito da remoção do LAS na célula C2 do reator UASB ao processo de adsorção está relacionado com o coeficiente de sorção ( $K_s$ ) do LAS entre as fases líquida e sólida do sistema.  $K_s$  é a medida da concentração de LAS em equilíbrio entre a fase sólida (adsorvida) e líquida

(solubilizada) do sistema. Quando a razão da concentração de LAS solubilizada na fase líquida e adsorvida na fase sólida do sistema excede o valor limite do  $K_s$ , o excesso de LAS solubilizado na fase líquida é transferido para a fase sólida do sistema. As concentrações de LAS em P1, em torno de  $6,0$  mg.L<sup>-1</sup> (Tabelas 2 e 3), podem ser consideradas altas, acima da concentração de equilíbrio do LAS no líquido, em torno de  $2,0$  mg.L<sup>-1</sup>, a qual

**Tabela 2** - Valores médios dos parâmetros avaliados e do teste *t* no afluente em P1 e efluente em C2 do reator UASB durante a primeira e a segunda semanas do período seco (Fase 2a).

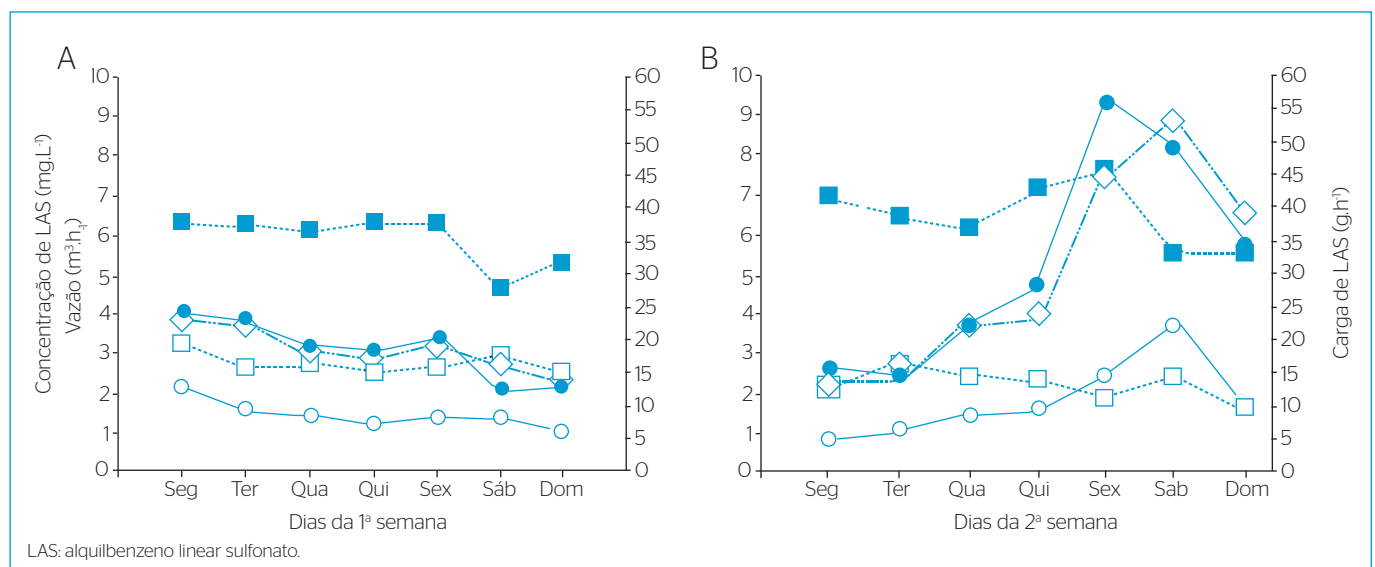
| Parâmetro                                       | Semana  |         | Teste estatístico   |                   |
|---|---------|---------|---------------------|-------------------|
|   | 1ª      | 2ª      | <i>t</i> -calculado | Média (2 semanas) |
| Vazão (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )        | 3,1±0,5 | 5,0±2,6 | 1,633               | 4±2               |
| TDH (h)   | 33±5    | 26±14   | 0,970               | 30±11             |
| Concentração de LAS em P1 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 5,9±0,7 | 6,4±0,8 | 3,039               | -                 |
| Concentração de LAS em C2 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 2,7±0,3 | 2,2±0,4 | 3,176               | -                 |
| Carga de LAS em P1 (g.h <sup>-1</sup> )         | 19±6    | 31±16   | 1,776               | 30±13             |
| Carga de LAS em C2 (g.h <sup>-1</sup> )         | 8,6±1,9 | 11±6    | 0,789               | 9,7±1,2           |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.

**Tabela 3** - Diferenças estatísticas entre os valores no afluente em P1 e efluente em C2 do reator UASB durante a primeira e a segunda semanas do período seco (Fase 2a).

| Parâmetro                                 | 1ª semana |         | <i>t</i> -calculado | 2ª semana |         | <i>t</i> -calculado |
|---|-----------|---------|---------------------|-----------|---------|---------------------|
|   | P1        | C2      |                     | P1        | C2      |                     |
| Concentração de LAS (mg.L <sup>-1</sup> ) | 5,9±0,7   | 2,7±0,3 | 11,243              | 6,4±0,8   | 2,2±0,4 | 12,427              |
| Carga de LAS (g.h <sup>-1</sup> )         | 19±6      | 8,6±1,9 | 8,282               | 31±16     | 11±6    | 4,748               |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.



**Figura 2** - Variações das concentrações de alquilbenzeno linear sulfonato no afluente em P1 (■) e no efluente C2 do reator UASB (□); da vazão em C2 (○); e da carga de LAS em P1 (●) e C2 (◐) durante a 1ª semana (A) e a 2ª semana (B) do período seco (Fase 2a).

foi comum no efluente de C2 tanto na 1ª como na 2ª semanas. Portanto, o LAS em excesso no afluente se transferiu para o lodo dentro do reator. Os valores de  $K_s$  para o LAS variam de 220 a 9330 L.kg<sup>-1</sup> de matéria seca, dependendo do homólogo do LAS e das características físicas e químicas do lodo (HAIGH, 1996; HERA, 2013; PENTEADO *et al.*, 2006). A remoção do LAS na célula C2 foi de 68±52%, mas a concentração de LAS encontrada no efluente anaeróbio em C2, entre 2,2 e 2,7 mg LAS.L<sup>-1</sup>, é maior do que a geralmente quantificada em efluentes aeróbios, entre 0,009 e 0,23 mg.L<sup>-1</sup>, conforme já citado (BERNA *et al.*, 1989; BRUNNER *et al.*, 1988; FEIJTEL *et al.*, 1996; LÉON *et al.*, 2006; TEMMINK & KLAPWIJK, 2004).

### Remoção do alquilbenzeno linear sulfonato por adsorção ao lodo anaeróbio em período chuvoso (Fase 2b)

Na Figura 3 tem-se, para a célula 2 do reator UASB, a concentração, vazão e carga de LAS diária nos pontos P1 e C2 nas duas semanas de monitoramento no período chuvoso.

O teste estatístico aplicado individualmente para cada parâmetro, quando comparados os valores respectivos entre as duas semanas do período chuvoso (Tabela 4), mostra que houve diferença significativa para a vazão, carga de LAS em P1 e carga de LAS em C2 ( $t$ -calculado >  $t$ -tabelado) e que não houve diferença estatística para o caso de TDH, concentração de LAS em P1 e concentração de LAS em C2. A diferença entre a primeira e a segunda semanas para a carga de LAS afluente em P1, como também no efluente em C2 (Tabela 4), foi decorrente mais do aumento da vazão na segunda semana, uma vez que as concentrações de LAS no ponto P1 da primeira e da segunda semanas foram iguais; o mesmo ocorreu para o ponto C2, ou seja, sem diferenças significativas.

Quanto às concentrações de LAS nos pontos P1 e C2, nesse período chuvoso não foram observadas diferenças significativas entre ambos os pontos, tanto na primeira como na segunda semanas (Tabela 5). O mesmo

ocorreu para a carga de LAS entre P1 e C2. Consequentemente, estatisticamente não houve remoção significativa de LAS na célula C2 do reator UASB em ambas as semanas do período chuvoso.

Comparando os resultados de concentração de LAS no afluente P1 entre os períodos seco (5,9±0,7 a 6,4±0,8 mg.L<sup>-1</sup>) e chuvoso (2,6±1,4 a 2,8±1,6 mg.L<sup>-1</sup>), observa-se uma grande diferença de concentração de

**Tabela 4** - Valores médios dos parâmetros avaliados e do teste  $t$  no afluente em P1 e efluente em C2 do reator UASB durante a primeira e a segunda semanas do período chuvoso (Fase 2b).

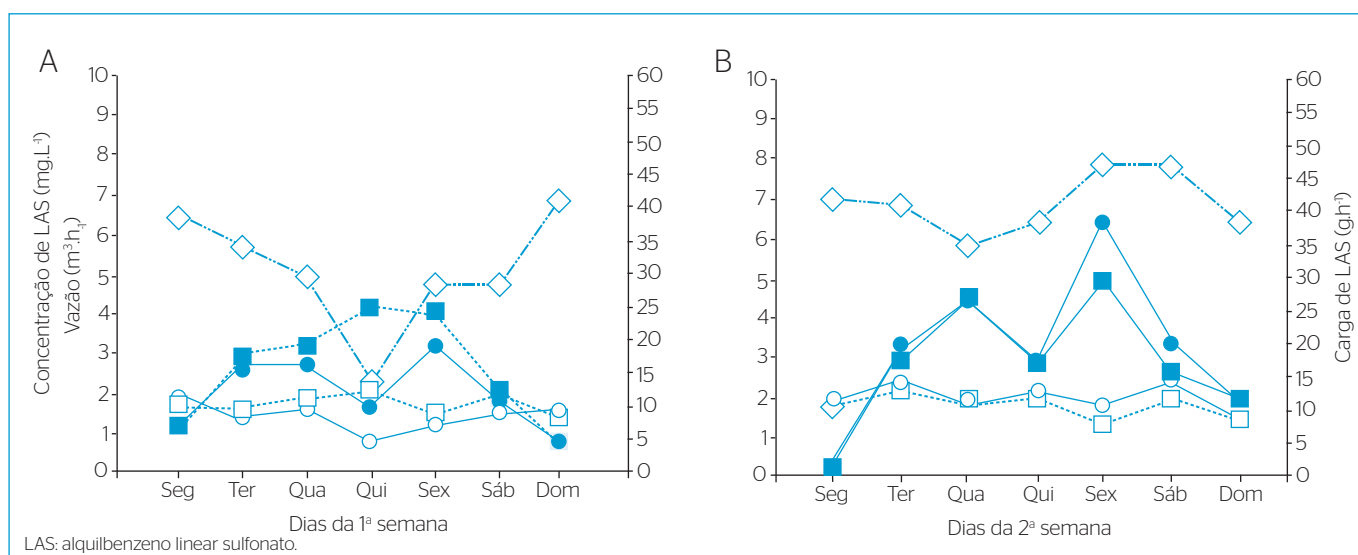
| Parâmetro                                       | Semana  |         | Teste estatístico |                   |
|---|---------|---------|-------------------|-------------------|
|   | 1ª      | 2ª      | $t$ -calculado    | Média (2 semanas) |
| Vazão (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )        | 5,1±1,5 | 6,8±0,8 | 2,616             | -                 |
| TDH (h)   | 22±10   | 15±2    | 1,890             | 19±8              |
| Concentração de LAS em P1 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 2,6±1,4 | 2,8±1,6 | 0,469             | 2,8±1,4           |
| Concentração de LAS em C2 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 1,6±0,2 | 1,7±0,3 | 0,368             | 1,7±0,3           |
| Carga de LAS em P1 (g.h <sup>-1</sup> )         | 12±6    | 19±12   | 2,454             | -                 |
| Carga de LAS em C2 (g.h <sup>-1</sup> )         | 8,1±2,1 | 11±2    | 2,907             | -                 |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.

**Tabela 5** - Diferenças estatísticas entre os valores no afluente em P1 e efluente em C2 do reator UASB durante a primeira e a segunda semanas do período chuvoso (Fase 2b).

| Parâmetro                                 | 1ª semana |         | $t$ -calculado | 2ª semana |         | $t$ -calculado |
|---|-----------|---------|----------------|-----------|---------|----------------|
|   | P1        | C2      |                | P1        | C2      |                |
| Concentração de LAS (mg.L <sup>-1</sup> ) | 2,6±1,4   | 1,6±0,2 | 1,860          | 2,8±1,6   | 1,7±0,3 | 1,722          |
| Carga de LAS (g.h <sup>-1</sup> )         | 12±6      | 8,1±2,1 | 1,453          | 19±12     | 11±2    | 1,645          |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.



**Figura 3** - Variações das concentrações de alquilbenzeno linear sulfonato no afluente em P1 (■) e no efluente C2 do reator UASB (□); da vazão em C2 (◇); e das cargas de LAS em P1 (●) e C2 (○) durante a 1ª semana (A) e 2ª semana (B) do período chuvoso (Fase 2b).

LAS em função da maior vazão que chega à ETE na época das chuvas. Entretanto, em ambos os períodos, a concentração de LAS no efluente C2 resultou numa faixa próxima a 2 mg.L<sup>-1</sup>. Esta concentração deve ser a concentração de equilíbrio do LAS na fase líquida deste sistema, ou seja, que resulta em não tendência de se transferir para o lodo ou do lodo para o líquido (HAIGH, 1996; HERA, 2013; PENTEADO *et al.*, 2006).

A baixa eficiência da célula C2 do reator UASB em remover o LAS no período chuvoso foi associada à diluição do LAS no afluente, resultando em concentração próxima daquela faixa considerada como de equilíbrio na fase líquida (2 mg.L<sup>-1</sup>). As precipitações pluviométricas no período chuvoso, durante as duas semanas, totalizaram 54±14 mm, ao passo que para o período seco o índice foi de 0 mm. Novamente, além da vazão maior (infiltração maior na rede coletora), contribuiu para a menor concentração de LAS afluente no período chuvoso a diminuição das atividades de limpeza, em especial a de lavagem de roupas, devido à dificuldade de secá-las, portanto, com menor consumo também de sabões e produtos contendo surfatantes.

### Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato na estação de tratamento de esgoto (Fase 3)

Nessa Fase 3 do trabalho, o afluente (P1) e o efluente (P2) do reator UASB, bem como o efluente da lagoa de polimento (P3), foram monitorados durante todos os dias de duas semanas consecutivas, em períodos seco e chuvoso. O único parâmetro analisado nessa Fase 3 (concentração de LAS) foi submetido ao teste *t*-pareado.

#### Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato na estação de tratamento de esgoto no período seco (Fase 3a)

Na Figura 4 tem-se a concentração diária de LAS nos pontos P1, P2 e P3 na primeira e segunda semanas de monitoramento do período seco. O teste estatístico mostrou que as concentrações de LAS em cada ponto

monitorado individualmente nas primeira e segunda semanas apresentaram diferenças estatísticas, com *t*-calculado > *t*-tabelado (Tabela 6). Quanto às concentrações de LAS, comparadas entre os três diferentes pontos em uma mesma semana, foram observadas diferenças estatísticas para todas as comparações (Tabela 7); portanto, houve remoção significativa de LAS nas duas unidades de tratamento da ETE nas duas semanas do período seco.

**Tabela 6** - Valores médios das concentrações de LAS e do teste *t* aplicado no afluente em P1 e efluente em P2 do reator UASB e no efluente da lagoa de polimento em P3, durante a primeira e a segunda semanas do período seco (Fase 3a).

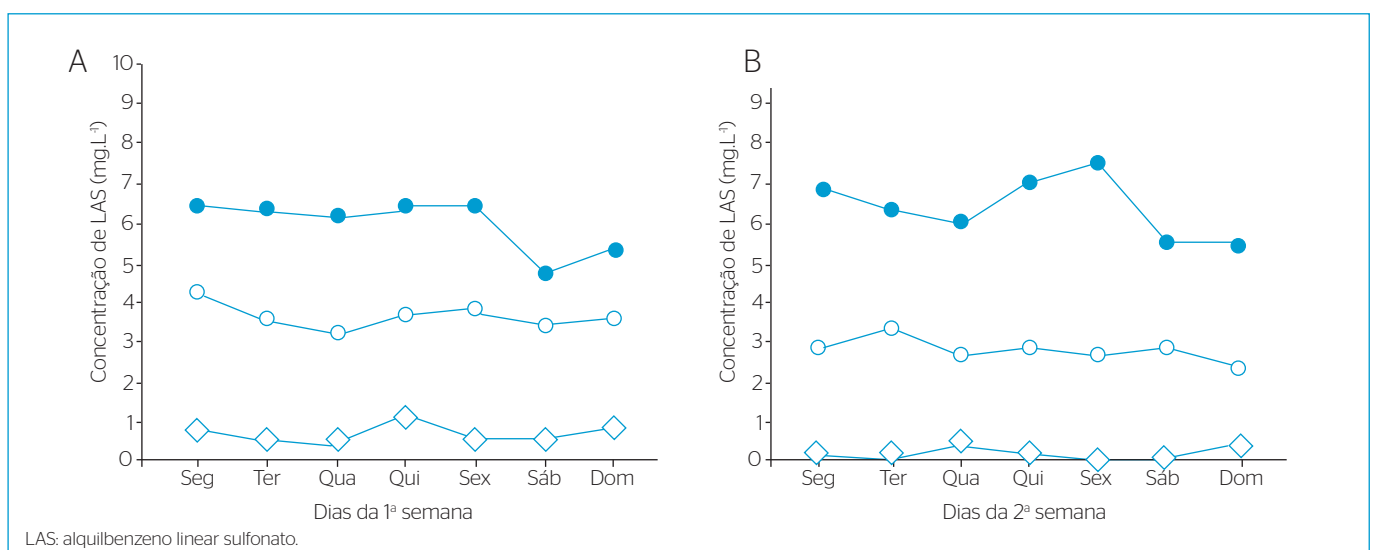
| Parâmetro                                       | Semana  |         | Teste estatístico   |                   |
|---|---------|---------|---------------------|-------------------|
|   | 1ª      | 2ª      | <i>t</i> -calculado | Média (2 semanas) |
| Concentração de LAS em P1 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 5,9±0,7 | 6,4±0,8 | 3,039               | -                 |
| Concentração de LAS em P2 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 3,6±0,3 | 2,8±0,3 | 5,260               | -                 |
| Concentração de LAS em P3 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 0,6±0,3 | 0,2±0,2 | 4,371               | -                 |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.

**Tabela 7** - Diferenças estatísticas entre os valores no afluente em P1 e efluente em P2 do reator UASB e no efluente da lagoa de polimento em P3 durante a primeira e a segunda semanas do período seco (Fase 3a).

| Parâmetro                                 | 1ª semana |         | <i>t</i> -calculado | 2ª semana |         | <i>t</i> -calculado |
|---|-----------|---------|---------------------|-----------|---------|---------------------|
|   | P1        | P2      |                     | P1        | P2      |                     |
| Concentração de LAS (mg.L <sup>-1</sup> ) | 5,9±0,7   | 3,6±0,3 | 10,252              | 6,4±0,8   | 2,8±0,3 | 12,167              |
|   | P1        | P3      |                     | P1        | P3      |                     |
|   | 5,9±0,7   | 0,6±0,3 | 20,469              | 6,4±0,8   | 0,2±0,2 | 19,098              |
|   | P2        | P3      |                     | P2        | P3      |                     |
|   | 3,6±0,3   | 0,6±0,3 | 23,335              | 2,8±0,3   | 0,2±0,2 | 23,335              |
|   | P1        | P2      |                     | P1        | P2      |                     |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.



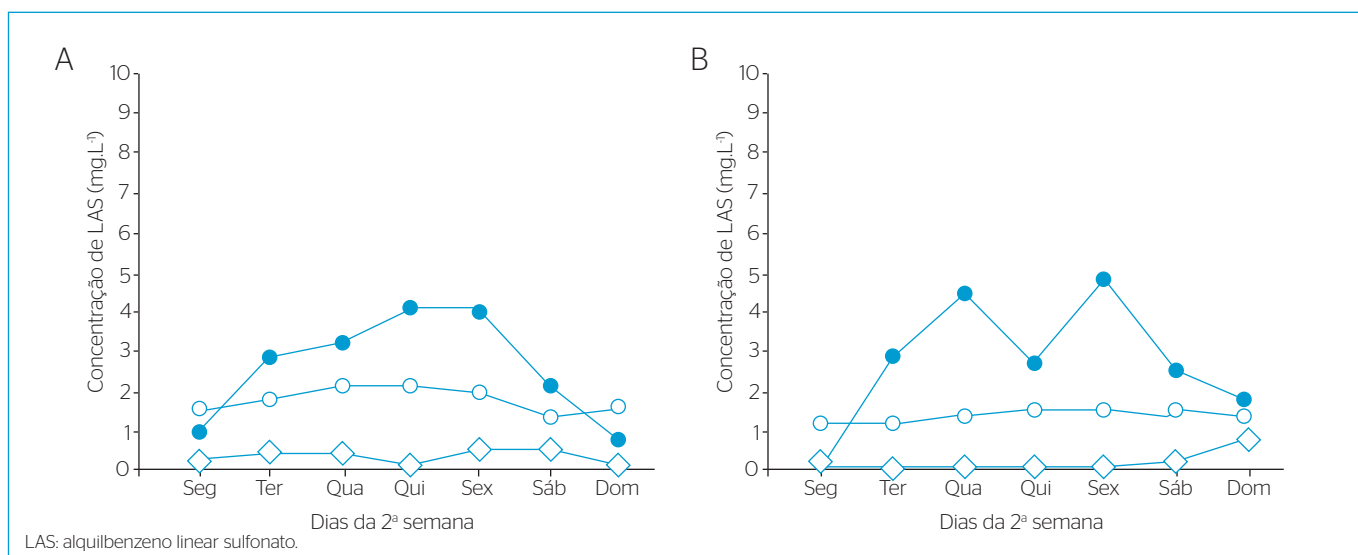
**Figura 4** - Variações das concentrações de LAS no afluente em P1 (●), efluente P2 do reator UASB (○) e efluente P3 da lagoa de polimento (Δ) na 1ª semana (A) e na 2ª semana (B) no período seco (Fase 3a).

Dos dados mostrados nas Tabelas 6 e 7, considerando as concentrações de LAS afluente (P1) e efluente (P2) do reator UASB durante as 1ª e 2ª semanas, as eficiências de remoção foram de  $39\pm 7$  e  $56\pm 6\%$ , respectivamente. Considerando as concentrações de LAS no afluente (P2) e efluente (P3) da lagoa de polimento, as eficiências de remoção nesta unidade de tratamento foram de  $83\pm 7$  e  $94\pm 7\%$ , respectivamente. Os valores obtidos na unidade de pós-tratamento da ETE estão dentro do esperado, confirmando a alta eficiência de remoção quando se tem ambiente aeróbio. Considerando o desempenho global da ETE com o reator UASB e a lagoa de polimento, a eficiência global atingiu  $90\pm 4$  e  $98\pm 3\%$  nas primeira e segunda semanas, respectivamente. Os valores médios finais do efluente da ETE resultaram entre 0,2 e 0,6 mg LAS.L<sup>-1</sup> no período seco e de 0,2 mg LAS.L<sup>-1</sup> no período chuvoso. Essa eficiência global pode ser creditada às duas unidades de tratamento por causa de dois processos distintos; no reator UASB, a redução da concentração de LAS deve ter sido predominantemente por adsorção no lodo anaeróbio e facilitou a degradação biológica aeróbia do LAS na lagoa de polimento. Esta era predominantemente aeróbia, portanto, favorável à degradação biológica do LAS (LEÓN *et al.*, 2006; TEMMINK & KLAPWIJK, 2004).

A alta eficiência de remoção de LAS na ETE e os valores resultantes no efluente final para o período seco podem ser considerados excelentes. O lançamento em corpos receptores se encontra com concentrações de LAS praticamente já abaixo até dos padrões de qualidade de águas de classe 1 a 3; ou seja, com concentrações abaixo das concentrações de espécies MBAS (<0,5 mg.L<sup>-1</sup> de LAS), conforme estabelecido pela resolução CONAMA para águas superficiais (BRASIL, 2005; 2011).

### Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato na estação de tratamento de esgoto no período chuvoso (Fase 3b)

Na Figura 5 tem-se a concentração diária de LAS nos pontos P1, P2 e P3 nas primeira e segunda semanas de monitoramento no período chuvoso.



**Figura 5** - Variações das concentrações de LAS no afluente em P1 (●), efluente P2 do reator UASB (○) e efluente P3 da lagoa de polimento (Δ) na 1ª semana (A) e 2ª semana (B) no período chuvoso (Fase 3b).

O teste estatístico mostrou que a concentração de LAS no ponto P2 entre as primeira e segunda semanas apresentou diferença estatística, com  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado; enquanto, para os pontos P1 e P3, os valores foram estatisticamente iguais, ou seja,  $t$ -calculado <  $t$ -tabelado (Tabela 8). Quanto à concentração de LAS entre os diferentes pontos em uma mesma semana, foram observadas diferenças estatísticas para todas as comparações, exceto entre P1 e P2 na primeira semana, com  $t$ -calculado <  $t$ -tabelado (Tabela 9); portanto, estatisticamente, a remoção de LAS nessa semana foi nula no reator UASB.

**Tabela 8** - Valores médios das concentrações de LAS e do teste  $t$  aplicado no afluente em P1 e efluente em P2 do reator UASB e no efluente da lagoa de polimento em P3 durante a primeira e a segunda semanas do período chuvoso (Fase 3b).

| Parâmetro                                       | Semana  |         | Teste estatístico |                   |
|---|---------|---------|-------------------|-------------------|
|   | 1ª      | 2ª      | $t$ -calculado    | Média (2 semanas) |
| Concentração de LAS em P1 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 2,6±1,4 | 2,8±1,6 | 0,469             | 2,7±2,0           |
| Concentração de LAS em P2 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 1,8±0,3 | 1,3±0,1 | 3,660             | -                 |
| Concentração de LAS em P3 (mg.L <sup>-1</sup> ) | 0,3±0,2 | 0,1±0,3 | 1,128             | 0,2±0,4           |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.

**Tabela 9** - Diferenças estatísticas entre os valores no afluente em P1 e efluente em P2 do reator UASB e no efluente da lagoa de polimento em P3 durante a primeira e segunda semanas do período chuvoso (Fase 3b).

| Parâmetro                                 | 1ª semana |         | $t$ -calculado | 2ª semana |         | $t$ -calculado |
|---|-----------|---------|----------------|-----------|---------|----------------|
|   | P1        | P2      |                | P1        | P2      |                |
| Concentração de LAS (mg.L <sup>-1</sup> ) | 2,6±1,4   | 1,8±0,3 | 1,843          | 2,8±1,6   | 1,3±0,1 | 2,454          |
|   | P1        | P3      | $t$ -calculado | P1        | P3      | $t$ -calculado |
|   | 2,6±1,4   | 0,3±0,2 | 4,453          | 2,8±1,6   | 0,1±0,3 | 4,070          |
|   | P2        | P3      | $t$ -calculado | P2        | P3      | $t$ -calculado |
|   | 1,8±0,3   | 0,3±0,2 | 9,021          | 1,3±0,1   | 0,1±0,3 | 9,40           |

Para 6 graus de liberdade e  $p=0,05$ ,  $t$ -tabelado = 1,943;  $t$ -calculado >  $t$ -tabelado, a diferença estatística é significativa. LAS: alquilbenzeno linear sulfonato.



Os dados das Tabelas 8 e 9 mostram que, no reator UASB, a concentração de LAS entre os pontos P1 e P2 diminuiu em  $54\pm 25\%$  na 2ª semana, mas na primeira semana, a diminuição foi nula, portanto, semelhante ao que ocorreu no período chuvoso da Fase 2b (célula C2 do reator UASB), quando também não houve remoção do LAS em ambas as semanas. Já na lagoa de polimento, considerando os pontos P2 e P3, a concentração de LAS diminuiu em  $83\pm 15$  e  $92\pm 23\%$  nas primeira e segunda semanas, respectivamente. A concentração de LAS no efluente da ETE ficou entre  $0,1\pm 0,3$  e  $0,3\pm 0,2$   $\text{mg.L}^{-1}$  (Tabela 9). Portanto, a eficiência global de remoção de LAS na ETE ficou entre  $80\pm 15$  e  $93\pm 7\%$  no período chuvoso. Como no período seco, a diminuição da concentração de LAS na ETE como um todo novamente pode ser considerada excelente. O efluente, na sua emissão, já está com valores de LAS abaixo dos padrões de qualidade dos corpos receptores de classes 1 a 3 (espécies MBAS  $< 0,5$   $\text{mg.L}^{-1}$  de LAS).

Adicionalmente, devido ao lançamento de esgoto doméstico não tratado, por parte das residências irregulares construídas às margens do rio Jiquiá, corpo receptor do efluente tratado da ETE Mangureira, as concentrações de LAS algumas vezes são maiores no rio que as do efluente tratado da ETE e do limite estabelecido pela resolução CONAMA (BRASIL, 2005; 2011). Concentrações típicas de LAS no ponto de lançamento do efluente tratado da ETE nas águas do rio Jiquiá, durante campanhas nos períodos seco e chuvoso, variaram de 0,01 a 2,1  $\text{mg.L}^{-1}$ . Em um ponto à montante do lançamento, as concentrações variaram de 0,02 a 2,1  $\text{mg.L}^{-1}$  e em um ponto à jusante, de 0,6 a 2,2  $\text{mg.L}^{-1}$  (SILVA *et al.*, 2009).

## CONCLUSÃO

Na avaliação das variações das concentrações de LAS afluente à ETE durante as 24 horas de cada dia em uma semana de dois períodos sazonais (estiagem e chuva), observou-se um padrão bem definido, tipicamente senoidal durante as 24 horas, independente do dia da semana. A concentração aumentava a partir das 6 h, atingindo a máxima entre 12 h e 13 h, passando a decrescer a partir de então, até atingir um valor mínimo às 5 h. Os valores médios de concentração de LAS considerando todos os dias da semana foram de  $2,5\pm 1,3$  e  $1,7\pm 1,4$   $\text{mg.L}^{-1}$  para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. As concentrações médias nos horários de máxima chegaram a  $4,8\pm 0,8$  e  $3,2\pm 1,5$   $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Entretanto, alguns picos pontuais chegaram a 6,5 e 5,0  $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Esses valores foram influenciados pelo regime de abastecimento de água em vigor para a comunidade contribuinte, na época, de forte racionamento. Os menores valores no período chuvoso são atribuídos à maior vazão afluente devido à maior infiltração das águas pluviais e aos hábitos de limpeza doméstica nesse período, com menor consumo de sabões.

Quanto à remoção em uma das células do UASB, não foi possível comprovar a degradação anaeróbia do LAS no reator em escala real. O principal mecanismo atuante na remoção do LAS foi atribuído à sua adsorção ao lodo anaeróbio. A remoção do LAS por adsorção foi mais significativa quando a sua concentração no afluente foi maior que 2  $\text{mg.L}^{-1}$ . Isso favoreceu a transferência de massa do LAS presente no afluente para o lodo, fazendo com que sua remoção fosse mais significativa no período seco. A eficiência de remoção atingiu  $68\pm 52\%$  no período seco. A remoção foi praticamente nula no período chuvoso. As concentrações médias de LAS no efluente da célula C2 do reator UASB ficaram entre  $2,2\pm 0,4$  e  $2,7\pm 0,3$   $\text{mg.L}^{-1}$  para o período seco e entre  $1,6\pm 0,2$  e  $1,7\pm 0,3$   $\text{mg.L}^{-1}$  para o período chuvoso.

No tocante à remoção do LAS na ETE como um todo, no reator UASB e na lagoa de polimento, a eficiência de remoção foi alta: de 80 até 98%, considerando ambos os períodos climáticos. O efluente da ETE apresentou concentrações de LAS variando entre  $0,1\pm 0,3$  e  $0,6\pm 0,3$   $\text{mg.L}^{-1}$ . Portanto, o lançamento em corpos receptores já se realiza com concentrações abaixo dos limites definidos pelo CONAMA para qualquer classe de águas superficiais, ou seja, inferiores a 0,5  $\text{mg.L}^{-1}$  de LAS, para a concentração de tensoativos aniônicos totais medidos como MBAS.

O lançamento de efluentes domésticos não tratados, contendo surfatantes, em corpos receptores, eleva naturalmente a concentração de LAS para valores acima da quantificada para o efluente da ETE estudada, logo, também acima do padrão de aceitabilidade definido para águas superficiais pelo CONAMA. Portanto, certos problemas ambientais atribuídos somente ao LAS são devidos à falta de tratamento dos esgotos domésticos, uma vez que ele pode ser removido por adsorção em lodo anaeróbio e biodegradação aeróbia. A biodegradabilidade anaeróbia do LAS também pode ser factível, mas os fatores que a influenciam devem ser objeto de recomendação para novos estudos.

## AGRADECIMENTOS

À DETEN Química (Camaçari – BA) e à CEPESA Química (San Roque, Espanha) pelo apoio à pesquisa sobre LAS; ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE; à COMPESA e a Fibra Revestimentos LTDA pelo apoio aos trabalhos de campo na estação experimental da UFPE na ETE Mangureira; às agências de fomento Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo auxílio financeiro e bolsas concedidas; e a todos os técnicos e bolsistas do LSA que colaboraram neste trabalho.

## REFERÊNCIAS

APHA-AWWA-WPCF (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 ed. Washington (DC): Ed. APHA. 1587 p.

BERNA, J.L.; FERRER, J.; MORENO, A.; PRATS, D.; RUIZ, B.F. (1989) The fate of LAS in the environment. *Tenside Surfactants Detergents*, v. 26, n. 2, p. 101-107.

- BOX, J.F. (1987) Guinness, gosset, fisher, and small samples. *Statistical Science*, v. 2, n. 1, p. 45-52.
- 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 18 de março de 2010.
- BRASIL (Ministério do Meio Ambiente). *Resolução n.430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em 09 de setembro de 2013.
- BRUNNER, P.H.; CAPRI, S.; MARCOMINI, A.; GIGER, W. (1988) Occurrence and behaviour of linear alkylbenzene sulphonates, nonylphenol, nonylphenol mono- and nonylphenol diethoxylates in sewage and sewage sludge treatment. *Water Research*, v. 22, n. 12, p. 1465-1472.
- CANTARERO, S.; PRIETO, C.A.; LÓPEZ, I. (2011) Occurrence of high-tonnage anionic surfactants in Spanish sewage sludge. *Journal of Environmental Management*. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.05.027.
- CHERNICHARO, C.A.L.; AQUINO, S.F.; SPERLING, M.V.; STUETZ, R.M.; SANTOS, L.V.; MABUB, M.O.A.; MOREIRA, M.A.; VASCONCELOS, O.M.S.R.; GLÓRIA, R.M. (2010) Conceptual analysis of the UASB/polishing pond system regarding the removal of surfactants, micropollutants and control of gaseous emissions. *Water Science and Technology*, v. 61, p. 1211-1219.
- CLARA, M.; SCHARF, S.; SCHEFFKNECHT, C.; GANS, O. (2007) Occurrence of selected surfactants in untreated and treated sewage. *Water Research*, v. 41, p. 4339-4348.
- FEIJTEL, T.; VITS, H.; MURRAY-SMITH, R.; VAN WIJK, R.; KOCH, V.; SCHRODER, R.; BIRCH, R.; TEN BERGE, H. (1996) Fate of LAS in activated sludge wastewater treatment plants: a model verification study. *Chemosphere*, v. 32, n. 7, p. 1413-1426.
- GARCÍA, M.T.; CAMPOS, E.; RIBOSA, I.; LATORRE, A.; SÁNCHEZ-LEAL, J. (2005) Anaerobic digestion of linear alkyl benzene sulfonates: Biodegradation kinetics and metabolite analysis. *Chemosphere*, v. 44, p. 1749-1757.
- GARCÍA, M.T.; CAMPOS, E.; SÁNCHEZ-LEAL, J.; RIBOSA, I. (2006) Effect of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) on the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Research*, v. 40, p. 2958-2964.
- HAIGH, S.D. (1996) A review of the interaction of surfactants with organic contaminants in soil. *The Science of the Total Environment*, v. 185, p. 161-170.
- HERA, 2013. HERA-LAS human and environmental risk assessment: linear alkylbenzene sulphonates, LAS. CAS No. 68411-30-3, February 2013. Disponível em: <http://www.heraproject.com/riskassessment.cfm>. Acesso em 18 de março de 2010.
- KATO, M.T.; FLORENCIO, L.; ARANTES, R.F. (2003) Post-treatment of UASB effluent in an expanded granular sludge bed reactor type using flocculent sludge. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 6, p. 279-284.
- LEÓN, V.M.; GONZÁLEZ-MAZO, E.; GÓMEZ-PARRA, A. (2000) Handling of marine and estuarine samples for the determination of linear alkylbenzene sulfonates and sulfophenylcarboxylic acids. *Journal of Chromatography A*, v. 889, p. 211-219.
- LEÓN, V.M.; LÓPEZ, C.; LARA-MARTÍN, P.A.; PRATS, D.; VARÓ, P.; GONZÁLEZ-MAZO, E. (2006) Removal of linear alkylbenzene sulfonates and their degradation intermediates at low temperatures during activated sludge treatment. *Chemosphere*, v. 64, p. 1157-1166.
- LUCENA, R.M.; GAVAZZA, S.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L.; MORAIS JR., M. A. (2011) Identification of microbial diversity in a full-scale UASB reactor treating domestic wastewater. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, v. 27, p. 2893-2902.
- MORAIS, J.C.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M.T. (2011) Assessing the efficiency and operational problems of an anaerobic wastewater treatment plant over 13 years of monitoring. In: *Oficina e Simpósio Latino Americano de Digestão Anaeróbia, Anais X DAAL*. Ouro Preto: IWA, UFMG, UFOP, UFPE, USP.
- MÖSCHE, M & MEYER, U. (2002) Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate in anaerobic digestion: influence of exposure time. *Water Research*, v. 36, p. 3253-3260.
- MUNGRAY, A.K. & KUMAR, P. (2011) Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 63, p. 981-987.
- PENTEADO, J.C.P.; EL SEOUD, O.A.; CARVALHO, L.R.F. (2006) Alquilbenzeno sulfonato linear: Uma abordagem ambiental e analítica. *Química Nova*, v. 29, n. 5, p. 1038-1046.
- SILVA, L.G.; OLIVEIRA, L.M.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. (2009) Avaliação das concentrações de LAS em uma estação de tratamento anaeróbio de esgoto e no corpo receptor. In: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais*. Recife: ABES.
- TABOR, C.F & BARBER, L.B. (1996) Fate of linear alkylbenzene sulfonate in the Mississippi River. *Environmental Science Technologies*, v. 30, n. 1, p. 161-171.
- TEMMINK, H & KLAPWIJK, B. (2004) Fate of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in activated sludge plants. *Water Research*, v. 38, p. 903-912.
- VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; CAVALCANTI, F.F.P.; FLORENCIO, L. (2006) Review: Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 5, p. 21-38.
- VERGE, C.; MORENO, A.; BRAVO, J.; BERNA, J.L. (2001) Influence of water hardness on the bioavailability and toxicity of linear alkylbenzene sulphonate (LAS). *Chemosphere*, v. 60, p. 1636-1643.
- VON SPERLING, M.; BASTOS, R.K.X. ; KATO, M.T. (2005) Removal of E. coli and helminth eggs in UASB - polishing pond systems in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 12, p.91-97.
- WATERS, J & FEIJTEL, T.C.J. (1995) 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.
- WATERS, J.; HOLT, M.S.; MATTHIJS, E. (1989) Fate of LAS in sludge amended soils. *Tenside Surfctants Detergents*, v. 26, n. 2, p. 129-135.