

## II-359 - TRATAMENTO DE ÁGUAS SINTÉTICAS CONTAMINADAS COM BTEX EM REATOR SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS E MICROAERÓBIAS

**Paulo Igor Milen Firmino<sup>(1)</sup>**

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

**Amanda Nascimento de Barros**

Graduanda em Engenharia Ambiental pela UFC.

**Patrícia Marques Carneiro Buarque<sup>(1)</sup>**

Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutoranda em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC.

**Alexandre Colzi Lopes**

Doutor em Engenharia Química e Tecnologia do Meio ambiente pela Universidad de Valladolid - Espanha.

**André Bezerra dos Santos**

Doutor em Saneamento Ambiental pela Wageningen University - Holanda. Professor Associado do DEHA da UFC.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Campus do Pici, Bloco 713, Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60455-900 - Brasil - Tel: (85) 3366-9490 - e-mail: [igor@deha.ufc.br](mailto:igor@deha.ufc.br)

### RESUMO

A partir do vazamento acidental de tubulações e tanques de armazenamento subterrâneos de combustíveis fósseis, os compostos BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos) podem contaminar extensivamente solos e aquíferos subterrâneos, comprometendo fontes de água potável e representando, assim, um sério problema ambiental e de saúde pública devido à elevada toxicidade e ao potencial carcinogênico desses compostos. Entre as várias tecnologias de remediação, *in situ* ou *ex situ*, disponíveis para o tratamento de águas contaminadas com BTEX, os processos biológicos têm se destacado por serem econômicos, eficientes e ambientalmente corretos. Assim, o presente trabalho avaliou e comparou o desempenho de remoção de BTEX ( $\sim 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de cada composto) em reator biológico submetido a altas e baixas concentrações de co-substrato (etanol) sob condições anaeróbias e microaeróbias. A adição de baixas concentrações de oxigênio ( $1,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  a partir do ar atmosférico) garantiu elevadas eficiências de remoção ( $> 80\%$ ) para todos os compostos sob condições microaeróbias. Altas concentrações de etanol ( $0,8\text{-}1,0 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) afetaram negativamente a remoção de BTEX, notadamente para o benzeno, sob condições anaeróbias e microaeróbias.

**PALAVRAS-CHAVE:** BTEX, Tratamento anaeróbio, Tratamento microaeróbio.

### INTRODUÇÃO

Hidrocarbonetos monoaromáticos, tais como benzeno, tolueno, etilbenzeno e os isômeros do xileno (BTEX), são importantes constituintes do petróleo bruto e de seus derivados (WEELINK; VAN EEKERT; STAMS, 2010). De fato, esses compostos podem corresponder a até aproximadamente 18%, em massa, de uma mistura padrão de gasolina (JO et al., 2008). Portanto, a partir do vazamento acidental de tubulações e tanques de armazenamento subterrâneos de combustíveis fósseis, os BTEX – os quais possuem solubilidade e mobilidade em água relativamente alta – podem contaminar extensivamente solos e aquíferos subterrâneos, comprometendo fontes de água potável (DOU et al., 2008) e representando, assim, um sério problema ambiental e de saúde pública devido à elevada toxicidade e ao potencial carcinogênico desses compostos (FOGHT, 2008).

Além disso, no Brasil, etanol é adicionado à gasolina (20-25%, em volume) de forma a atenuar as emissões atmosféricas automotivas prejudiciais. Entretanto, isso pode agravar o problema de contaminação de aquíferos subterrâneos, já que o etanol pode exercer um efeito de co-solubilidade, aumentando a solubilidade em água dos BTEX e, conseqüentemente, resultando em concentrações mais elevadas (CORSEUIL et al., 2011).

Entre as várias tecnologias de remediação, *in situ* ou *ex situ*, disponíveis para o tratamento de águas contaminadas com BTEX, os processos biológicos (ou biorremediação) têm se destacado por serem econômicos, eficientes e ambientalmente corretos (FARHADIAN et al., 2008). De fato, microrganismos são capazes de degradar BTEX sob condições aeróbias, microaeróbias (ou hipóxicas) e anaeróbias (FUCHS, 2008; WEELINK; VAN EEKERT; STAMS, 2010; YERUSHALMI et al., 2001).

A biorremediação *ex situ* por meio de reatores anaeróbios tem sido utilizada com sucesso no tratamento de águas contaminadas com poluentes químicos ou orgânicos, incluindo os BTEX. Entretanto, alguns parâmetros operacionais, tais como concentração afluente de poluentes, carga orgânica volumétrica, presença de aceptores alternativos de elétrons e outros, podem influenciar no desempenho de degradação desses compostos (FARHADIAN et al., 2008).

Por exemplo, a adição de baixas concentrações de oxigênio pode favorecer a degradação inicial dos compostos BTEX, pois, sob condições microaeróbias, alguns microrganismos podem utilizar oxigênio para introduzir grupos hidroxila no anel aromático como nas rotas aeróbias clássicas, facilitando posteriormente sua clivagem por meio de rotas metabólicas anaeróbias (FUCHS, 2008). Entretanto, os experimentos, em batelada ou em fluxo contínuo, de degradação microaeróbia de BTEX encontrados na literatura tem utilizado apenas culturas aeróbias adaptadas a baixas concentrações de oxigênio (SHIM; YANG, 2002; YERUSHALMI et al., 2001). Assim, faz-se necessária a avaliação de processos microaeróbios na degradação de BTEX, principalmente com inóculos anaeróbios operados em condições microaeróbias.

Outro fator importante é a presença de etanol em águas contaminadas com BTEX a partir de vazamentos de tanques de gasolina. Estudos mostram que esse composto é preferencialmente degradado em relação aos BTEX sob diversas condições redox (aeróbia, desnitrificante, sulfetogênica e metanogênica), dificultando, assim, o seu processo de degradação (CORSEUIL et al., 1998; CORSEUIL et al., 2011).

Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar e comparar o desempenho de remoção de BTEX em reator biológico submetido a altas e baixas concentrações de co-substrato (etanol) sob condições anaeróbias e microaeróbias.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Reator**

O experimento em fluxo contínuo foi realizado em reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, *up-flow anaerobic sludge blanket*), em escala laboratorial (volume útil de 3,3 L), feito a partir de tubos e conexões de PVC para esgoto, previamente adaptado aos compostos BTEX. Utilizou-se como inóculo lodo anaeróbio ( $\sim 50 \text{ g SSV} \cdot \text{L}^{-1}$ ) de um reator de circulação interna (IC, *internal circulation*) mesofílico de uma cervejaria (Horizonte, Ceará, Brasil), cuja atividade metanogênica específica (AME) foi  $0,63 \text{ g DQO (glicose)} \cdot \text{g SSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

O afluente era armazenado a aproximadamente  $5^\circ \text{C}$  em um recipiente de PVC (volume total de 7 L) provido de uma atmosfera de  $\text{N}_2$  (100%, White Martins, Brasil), a partir de uma bolsa de Tedlar® para amostragem de gás (Supelco, EUA), a fim de evitar a volatilização de BTEX dentro do recipiente e minimizar o contato do afluente com o  $\text{O}_2$  do ar.

O reator era alimentado por meio de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) através de tubos flexíveis de Tygon® *Fuel and Lubricant* (Cole-Parmer, EUA) – material inerte aos compostos aromáticos testados – e operado à temperatura ambiente de aproximadamente  $27^\circ \text{C}$ .

O efluente era recirculado por meio de bomba dosadora (Concept Plus, ProMinent Dosiertechnik GmbH, Alemanha), e, em algumas etapas experimentais, um sistema de microaeração era aplicado ao reator por meio de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA). O biogás produzido era coletado e medido por um medidor de gás previamente calibrado (método de deslocamento de líquido).

### Água contaminada sintética

A água contaminada sintética consistia de uma solução aquosa contendo BTEX, ou seja, benzeno (99,5%, Dinâmica Química, Brasil), tolueno (99,5%, Vetec, Brasil), etilbenzeno (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA), o-xileno (98,0%, Fluka, EUA), m-xileno (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA) e p-xileno (99,0%, Sigma-Aldrich, EUA), um co-substrato, meio basal (macro e micronutrientes) e um tampão. O co-substrato era o etanol (99,8%, Dinâmica, Brasil), e o meio basal era preparado de acordo com Firmino et al. (2010). Para manter o pH próximo a 7,0, a solução era tamponada com bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) na proporção de 1 g de  $\text{NaHCO}_3$  para cada 1 g DQO. Todos os reagentes foram utilizados como adquiridos, sem purificação adicional.

### Procedimento experimental

O experimento com água contaminada com BTEX ( $\sim 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de cada composto) foi dividido em quatro etapas (Tabela 1).

**Tabela 1: Parâmetros operacionais do reator sob condições anaeróbias e microaeróbias.**

Etapa <sup>a</sup>	I	II	III	IV
Fim da etapa (dia)	22	57	99	130
TDH (h)	48	48	48	48
DQO total ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1,6	0,3	0,3	2,1
Etanol ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,76	0,11	0,12	0,96
BTEX ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	16,1	19,5	15,8	16,3
Benzeno ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2,6	3,0	2,2	2,5
Tolueno ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2,5	3,3	2,5	2,6
Etilbenzeno ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2,8	3,5	3,0	2,8
o-Xileno ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2,4	3,0	2,6	2,6
m,p-Xilenos <sup>b</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,7	6,8	5,6	5,7
Recirculação ( $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ )	0,7	0,7	0,7	0,7
Microaeração ( $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ )	-	-	1,0	1,0

TDH, tempo de detenção hidráulica; DQO, demanda química de oxigênio.

<sup>a</sup>A etapa III iniciou-se no 77º dia de operação após configuração do sistema de microaeração.

<sup>b</sup>Os isômeros meta- e para-xilenos foram quantificados juntos devido à limitação do método cromatográfico.

### Análises químicas e cromatográficas

DQO e pH eram determinados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Os compostos BTEX eram determinados por extração por *headspace* estático (Triplus HS, Thermo Scientific, USA) seguido de cromatografia gasosa com detecção por fotoionização (HS-GC-PID, *headspace-gas chromatography-photoionization detection*) (Trace GC Ultra, Thermo Scientific, USA) conforme Carneiro et al. (2014).

A caracterização de biogás foi realizada, em termos de ar ( $\text{O}_2 + \text{N}_2$ ),  $\text{CO}_2$ , e  $\text{CH}_4$ , por cromatografia gasosa com detecção por condutividade térmica (GC-TCD, *gas chromatography-thermal conductivity detection*) (GC-17A, Shimadzu Corporation, Japão) conforme Firmino et al. (2015).

## RESULTADOS

Na etapa I, com exceção do benzeno, foram alcançadas eficiências médias de remoção acima de 80% para todos os compostos BTEX (Tabela 2), e o reator apresentou excelente estabilidade operacional. Conforme já era esperado, as menores eficiências ( $\sim 50\%$ ) foram alcançadas para o benzeno, e as maiores, para o tolueno ( $\sim 90\%$ ).

Posteriormente, na etapa II, a concentração de co-substrato foi reduzida (em aproximadamente 7 vezes) de forma a avaliar seu impacto na remoção anaeróbia de BTEX, já que o etanol é preferencialmente degradado em relação a esses compostos sob diversas condições redox (aeróbia, desnitrificante, sulfetogênica e metanogênica) (CORSEUIL et al., 1998; CORSEUIL et al., 2011). As eficiências de remoção de todos os compostos BTEX dessa etapa experimental foram consideradas estatisticamente superiores às da etapa I ( $0,007 \leq p \leq 0,030$ ) (Tabela 2). Com relação à qualidade do efluente, apenas as dos compostos benzeno ( $p = 0,174$ ) e o-xileno ( $p = 0,103$ ) não melhoraram significativamente. Portanto, aparentemente, a escassez de etanol, favoreceu a degradação de BTEX.

**Tabela 2: Desempenho operacional do reator em termos de remoção de BTEX.**

Etapa		I	II	III	IV
Etanol ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )		0,76	0,11	0,12	0,96
Microaeração ( $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$ )		-	-	1,0	1,0
BTEX	Afluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	16158 (1280)	19537 (3109)	15845 (757)	16274 (1815)
	Efluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	3227 (212)	2677 (576)	971 (320)	1928 (313)
	TR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	6465 (580)	8430 (1615)	7437 (486)	7173 (804)
	Eficiência (%)	80,0 (1,3)	85,9 (4,5)	93,8 (2,2)	88,2 (1,3)
B	Afluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2658 (226)	2995 (488)	2188 (333)	2519 (451)
	Efluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1294 (102)	1122 (290)	159 (101)	472 (104)
	TR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	682 (75)	937 (257)	1015 (181)	1024 (191)
	Eficiência (%)	51,2 (2,3)	61,8 (10,9)	92,5 (4,9)	81,2 (3,0)
T	Afluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2545 (177)	3332 (559)	2536 (222)	2550 (345)
	Efluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	240 (25)	103 (119)	53 (98)	263 (33)
	TR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	1152 (90)	1615 (311)	1241 (125)	1144 (166)
	Eficiência (%)	90,5 (1,2)	96,5 (4,3)	97,9 (4,0)	89,6 (1,5)
E	Afluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2817 (221)	3462 (532)	2953 (81)	2844 (318)
	Efluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	395 (30)	290 (69)	48 (90)	233 (42)
	TR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	1211 (112)	1586 (280)	1452 (72)	1306 (151)
	Eficiência (%)	85,9 (1,6)	91,3 (3,1)	98,3 (3,1)	91,8 (1,5)
o-X	Afluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2438 (193)	2989 (566)	2578 (67)	2626 (350)
	Efluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	484 (33)	437 (58)	244 (76)	341 (61)
	TR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	977 (86)	1276 (285)	1167 (64)	1143 (153)
	Eficiência (%)	80,1 (1,2)	84,8 (4,1)	90,5 (3,2)	87,0 (1,6)
m,p-X	Afluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5700 (476)	6760 (1077)	5590 (298)	5734 (661)
	Efluente ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	814 (39)	726 (83)	467 (75)	620 (96)
	TR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ )	2443 (226)	3017 (554)	2562 (163)	2557 (301)
	Eficiência (%)	85,7 (0,9)	88,9 (2,8)	91,6 (1,5)	89,2 (1,4)

B, benzeno; T, tolueno; E, etilbenzeno; o-X, orto-xileno; m,p-X, meta- e para-xilenos; TR; taxa de remoção. O desvio padrão é exibido entre parênteses.

Na etapa III, com a aplicação da microaeração ( $1,0 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  de ar atmosférico a 1 atm e  $27^\circ\text{C}$ ), o reator apresentou boa estabilidade operacional, e, exceto para o tolueno ( $p = 0,535$ ), as eficiências de remoção de todos os compostos BTEX aumentaram significativamente ( $p \leq 0,016$ ) (Tabela 2). Particularmente para o benzeno, observou-se um aumento de quase 31% na sua eficiência média de remoção, o que possibilitou a obtenção de uma concentração média efluente aproximadamente 7 vezes menor do que a da etapa II ( $159 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Tabela 2).

Sob condições aeróbias, o oxigênio é utilizado não apenas como aceptor terminal de elétrons, mas também na ativação enzimática inicial de compostos aromáticos, ou seja, o oxigênio é incorporado no anel aromático por meio de reações catalisadas por mono- ou dioxigenases. Assim, sob tais condições, a ativação bioquímica de hidrocarbonetos aromáticos consiste em introduzir um ou mais grupos hidroxila no anel aromático (monohidroxilação por meio de mono-oxigenases ou di-hidroxilação por meio de dioxigenases) de forma a promover a sua clivagem (FUCHS, 2008; WEELINK; VAN EEKERT; STAMS, 2010). Por outro lado, sob condições microaeróbias, alguns microrganismos utilizam oxigênio apenas para introduzir grupos hidroxila no

anel aromático como nas rotas aeróbias clássicas, já que a sua clivagem acontece por meio de rotas metabólicas anaeróbias (FUCHS, 2008).

Logo, é provável que a adição de baixas concentrações de oxigênio tenha facilitado a ativação inicial dos compostos BTEX, a qual é, normalmente, considerada a etapa limitante do processo de degradação anaeróbia, principalmente para o benzeno (COATES; CHAKRABORTY; MCINERNEY, 2002; FOGHT, 2008; WEELINK; VAN EEKERT; STAMS, 2010). Assim, provavelmente, alguns microrganismos, por meio de oxigenases, podem ter convertido os hidrocarbonetos aromáticos em intermediários fenólicos menos recalcitrantes sob condições anaeróbias, o que refletiu positivamente no desempenho de remoção do reator.

Finalmente, na etapa IV, ainda sob condições microaeróbias, altas concentrações de etanol foram aplicadas ao reator. Consequentemente, embora o seu desempenho tenha continuado bastante estável, mesmo para uma elevada variação das concentrações afluentes, menores eficiências médias de remoção de BTEX foram obtidas em relação à etapa III ( $p \leq 0,006$ ), principalmente para os compostos benzeno e tolueno (Tabela 2). Além disso, observou-se uma tendência de aumento das concentrações efluentes de BTEX ao longo do tempo, refletindo de forma negativa nos valores de eficiência de remoção. Portanto, esses resultados reforçam a hipótese de que a presença de altas concentrações de um substrato mais facilmente degradável, como o etanol, interfere negativamente na remoção dos hidrocarbonetos aromáticos, mesmo sob condições provavelmente mais favoráveis energeticamente como as microaeróbias.

Com relação ao impacto da microaeração para altas cargas de co-substrato (etapas I e IV), mais uma vez, não se constatou alteração significativa na eficiência de remoção de tolueno ( $p = 0,175$ ), já que é considerado um hidrocarboneto relativamente menos recalcitrante sob diferentes condições redox. Por outro lado, as eficiências dos demais compostos aumentaram consideravelmente ( $p < 0,001$ ) sob condições microaeróbias (etapa IV), notadamente para o benzeno, com um aumento de 30% na eficiência média (Tabela 6.3). Assim, apesar de não ter sido possível alcançar o mesmo desempenho de remoção de BTEX da etapa III, de modo geral, a adição de pequenas quantidades de oxigênio (a partir do ar atmosférico), muito provavelmente, facilitou a remoção dos compostos BTEX.

É importante comentar que a transferência de oxigênio a partir da injeção de pequenas bolhas de ar atmosférico para o líquido não é eficiente, pois, provavelmente, o tempo de permanência dessas bolhas no sistema utilizado não deve ser superior a 2 segundos. Logo, a dissolução de oxigênio no líquido, em reatores microaeróbios, acontece principalmente a partir do ar armazenado no *headspace* do reator (interface líquido-gás), sendo o tempo de residência do biogás nesse compartimento muito importante (LOPES, 2010). Para o reator utilizado no presente estudo, cujo volume do *headspace* era 0,4 L, o tempo de residência do biogás para altas cargas de etanol era de 4,8 h, enquanto, para baixas cargas, podia chegar a até 2 dias.

Esporadicamente, foram feitas análises de BTEX no biogás. Durante todo o experimento, observou-se a presença desses hidrocarbonetos aromáticos no biogás, ou seja, provavelmente, uma fração desses compostos estava sendo removido por volatilização. Entretanto, a metodologia empregada não permitia a quantificação de BTEX em amostras gasosas. Portanto, a partir de tais análises, não foi possível verificar o impacto do aumento da redução da carga de co-substrato ou da microaeração na remoção de BTEX por volatilização. Mesmo assim, acredita-se que a remoção de BTEX por *stripping* era negligenciável, já que o benzeno, composto menos volátil (FARHADIAN et al., 2008), foi o que apresentou o maior aumento nos seus valores de eficiência de remoção com a introdução de baixas quantidades de oxigênio (Tabela 2), sugerindo, então, que, muito provavelmente, os hidrocarbonetos aromáticos foram removidos por um processo biológico em vez de um processo puramente físico.

Ainda, deve-se mencionar que o efeito da adaptação do lodo de inóculo aos compostos BTEX durante o experimento não foi considerado relevante quando comparado ao impacto da mudança das condições operacionais, já que não se observou uma tendência de aumento das eficiências de remoção de BTEX ao longo do tempo das etapas experimentais.

Por fim, mesmo para as elevadas eficiências alcançadas sob condições microaeróbias, ressalta-se a importância de um pós-tratamento para a remoção das concentrações residuais de alguns compostos BTEX, como, por exemplo, o benzeno, de forma a atender aos padrões de qualidade de água potável estabelecidos pelas legislações ambientais.



## CONCLUSÕES

A adição de baixas concentrações de oxigênio (a partir do ar atmosférico) garantiu elevadas eficiências de remoção (> 80%) para todos os compostos sob condições microaeróbias.

Altas concentrações de etanol afetaram negativamente a remoção de BTEX, notadamente para o benzeno, sob condições anaeróbias e microaeróbias.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
2. CARNEIRO, P.M.; FIRMINO, P.I.M.; COSTA, M.C.; LOPES, A.C.; DOS SANTOS, A.B. Multivariate optimization of headspace-gas chromatography for the determination of monoaromatic compounds (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes) in waters and wastewaters. *J. Sep. Sci.*, v. 37, p. 265-271, 2014.
3. COATES, J. D.; CHAKRABORTY, R.; MCINERNEY, M. J. Anaerobic benzene biodegradation—a new era. *Research in Microbiology*, v. 153, n. 10, p. 621-628, 2002.
4. CORSEUIL, H. X.; HUNT, C. S.; DOS SANTOS, R. C. F.; ALVAREZ, P. J. J. The influence of the gasoline oxygenate ethanol on aerobic and anaerobic BTX biodegradation. *Water Research*, v. 32, n. 7, p. 2065-2072, 1998.
5. CORSEUIL, H. X.; MONIER, A. L.; FERNANDES, M.; SCHNEIDER, M. R.; NUNES, C. C.; DO ROSARIO, M.; ALVAREZ, P. J. J. BTEX plume dynamics following an ethanol blend release: geochemical footprint and thermodynamic constraints on natural attenuation. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 8, p. 3422-3429, 2011.
6. FARHADIAN, M.; DUCHEZ, D.; VACHELARD, C.; LARROCHE, C. Monoaromatics removal from polluted water through bioreactors—A review. *Water Research*, v. 42, p. 1325-1341, 2008.
7. FIRMINO, P. I. M.; SILVA, M. E. R.; CERVANTES, F. J.; DOS SANTOS, A. B. Colour removal of dyes from synthetic and real textile wastewaters in one- and two-stage anaerobic systems. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 7773-7779, 2010.
8. FIRMINO, P.I.M.; FARIAS, R.S.; BUARQUE, P.M.C.; COSTA, M.C.; RODRÍGUEZ, E.; LOPES, A.C.; DOS SANTOS, A.B. Engineering and microbiological aspects of BTEX removal in bioreactors under sulfate-reducing conditions. *Chemical Engineering Journal*, v. 260, p. 503-512, 2015.
9. FOGHT, J. Anaerobic biodegradation of aromatic hydrocarbons: pathways and prospects. *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology*, v. 15, n. 2-3, p. 93-120, 2008.
10. FUCHS, G. Anaerobic metabolism of aromatic compounds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1125, n. 1, p. 82-99, 2008.
11. LOPES, A. C. Tratamiento anaerobio y microaerobio de aguas ricas en sulfato. 2010. Tesis doctoral. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente, Universidad de Valladolid, Valladolid.
12. SHIM, H.; YANG, S.-T. BTEX removal from contaminated groundwater by a co-culture of *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas fluorescens* immobilized in a continuous fibrous-bed bioreactor. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 77, n. 12, p. 1308-1315, 2002.
13. WEELINK, S. A. B.; VAN EEKERT, M. H. A.; STAMS, A. J. M. Degradation of BTEX by anaerobic bacteria: physiology and application. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 9, n. 4, p. 359-385, 2010.
14. YERUSHALMI, L.; LASCOURREGES, J.-F.; RHOFIR, C.; GUIOT, S. R. Detection of intermediate metabolites of benzene biodegradation under microaerophilic conditions. *Biodegradation*, v. 12, n. 6, p. 379-391, 2001.