

II-196 - EFEITO DE DIFERENTES VAZÕES DE MICROAERAÇÃO NA DEGRADAÇÃO MICROAERÓBIA DE COMPOSTOS BTEX

João Paulo da Silva Siqueira⁽¹⁾

Tecnólogo em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Federal de Alagoas. Doutorando em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará.

Andrey Marcos Pereira

Bolsista de iniciação científica no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN, UFC). Graduando em Engenharia Ambiental (UFC).

Amanda Meneses Dutra

Bolsista de iniciação científica no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN, UFC). Graduanda em Engenharia Química (UFC).

Paulo Igor Milen Firmino

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental (UFC). Doutor em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental (UFC).

André Bezerra dos Santos

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Especialista em Ecological Sanitation (Stockholm Environment Institute, Suécia). Mestre em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental (UFC). Doutor em Environmental Sciences (Wageningen University, Holanda).

Endereço⁽¹⁾: Avenida Humberto Monte, sn - Pici - Fortaleza - CE - CEP: 60.455-900- Brasil - Tel: (85) 3366-9628 - e-mail: jpsiqueira.ce@gmail.com

RESUMO

Em comparação aos sistemas aeróbios, os sistemas anaeróbios para a degradação de compostos BTEX, hidrocarbonetos monoaromáticos voláteis, apresentam algumas vantagens, como menores custos operacionais e redução de perdas por volatilização. Entretanto, sua cinética de degradação é mais lenta, o que pode comprometer a eficiência do processo. Contudo, o uso de microaeração em sistemas anaeróbios tem se mostrado como uma boa opção para melhorar a sua capacidade de remoção de BTEX de águas contaminadas de forma relativamente econômica. Assim, avaliou-se diferentes vazões de microaeração (0,5-2 mL ar·min⁻¹) na degradação de BTEX (~4 mg.L⁻¹ cada composto) em reator anaeróbio (TDH = 24 h) de forma a otimizar o processo. A adição de baixas concentrações de ar garantiu elevadas eficiências de remoção (> 75%) para todos os compostos sob condições microaeróbias, sendo os melhores resultados obtidos para a vazão de 1 mL ar.L⁻¹, especificamente para o benzeno, para o qual houve um aumento de 30% na eficiência de remoção em relação à etapa anaeróbia. A remoção dos compostos BTEX é majoritariamente resultante de atividade microbiológica, já que a fração desses hidrocarbonetos no biogás devido à volatilização é mínima, mesmo quando o sistema foi submetido à maior vazão de microaeração (2 mL ar.min⁻¹).

PALAVRAS-CHAVE: BTEX, microaeração, Reator UASB.

INTRODUÇÃO

Esforços significativos têm sido realizados nos últimos anos para desenvolver métodos eficazes para remover poluentes de águas subterrâneas contaminadas (YANG *et al.*, 2017). O benzeno, o tolueno, o etilbenzeno e os xilenos (BTEX) são importantes contaminantes presentes nas águas superficiais e subterrâneas, que, normalmente, têm origem de vazamentos de tanques contendo produtos derivados do petróleo e águas residuais industriais (DE NARDI *et al.*, 2005). A contaminação da água por compostos monoaromáticos é um problema muito sério, uma vez que esses compostos são tóxicos e muitas vezes classificados como carcinogênicos para seres humanos (FARHADIAN *et al.*, 2008; CORSEUIL *et al.*, 2011; ALVES *et al.*, 2017; CRUZ *et al.*, 2017; TSANGARI *et al.*, 2017).

Os biorreatores desenvolvidos para o tratamento de águas residuais podem ser adaptados para biorremediar águas subterrâneas contaminadas (NARDI, DE *et al.*, 2005; FIRMINO *et al.*, 2015). De fato, em águas contaminadas, a biodegradação de BTEX tem sido demonstrada em condições aeróbias e anaeróbias

(VARJANI, 2017). Como a biodegradação anaeróbia exibe uma faixa catabólica mais limitada e uma cinética de degradação mais lenta, em comparação com a aeróbia, esforços devem ser realizados no sentido da estimulação de otimização da biodegradação anaeróbia de BTEX, de modo a aumentar a capacidade microbiana de degradar os contaminantes recalcitrantes através de processos como co-metabolismo ou otimização da hidrólise dos hidrocarbonetos aromáticos (STASIK *et al.*, 2015)

Recentemente, sistemas anaeróbios com a finalidade de remoção de compostos BTEX têm sido estudados pela aplicação de microvazões de ar para melhorar a remoção desses hidrocarbonetos em águas contaminadas (FIRMINO, 2013; WU *et al.*, 2015), auxiliando no processo enzimático, já que a biodegradação de BTEX envolve uma série de etapas utilizando diferentes enzimas (VARJANI, 2017; VARJANI; UPASANI, 2017). Tal processo é conhecido como microaeróbio, o qual vem sendo aplicado não somente para compostos BTEX como também para outros compostos recalcitrantes sob condições anaeróbias como fármacos, hormônios e produtos de higiene pessoal.

A microaeração também auxilia na hidrólise da digestão anaeróbia, que é usualmente a etapa limitante para tratamento de águas contaminadas com hidrocarbonetos, especificamente atuando na produção de exoenzimas (CALLAGHAN, 2013). Microrganismos, sob condições microaeróbias, introduzem um grupo hidroxila no anel aromático auxiliado por mono-oxigenases, enquanto a clivagem do novo composto aromático acontece por meio de rotas metabólicas anaeróbias (CHAKRABORTY; COATES, 2004; FUCHS, 2008). Além disso, baixas concentrações de oxigênio suprimem a atividade enzimática de dioxigenases, dificultando a degradação por rota aeróbia.

Diante do contexto, a presente pesquisa avaliou em reatores do tipo UASB, o efeito de diferentes vazões de microaeração na degradação microaeróbia de BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos), em águas contaminadas sintéticas.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento em fluxo contínuo foi realizado em um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, *up-flow anaerobic sludge blanket*), em escala laboratorial (volume útil de 2,2 L), feito a partir de tubos e conexões de PVC para esgoto (Reator BTEX). O reator foi inoculado com 10% de seu volume útil com lodo anaeróbio ($\sim 49 \text{ g SSV} \cdot \text{L}^{-1}$) de um reator UASB que tratava esgoto doméstico (Fortaleza, Ceará, Brasil).

Água contaminada sintética

A água contaminada sintética consistia de uma solução aquosa contendo BTEX ($\sim 4,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cada composto), 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 ($1 \text{ g DQO} \cdot \text{L}^{-1}$), 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 Dos Santos (2001). Para manter o pH próximo a 7,0, a solução era tamponada com bicarbonato de sódio (NaHCO_3) na proporção de 1 g de NaHCO_3 para cada 1 g DQO.

O afluente era armazenado a aproximadamente $5 \text{ }^\circ\text{C}$ em embalagem fabricada em polietileno de alta densidade e alto peso molecular (HDPE), recomendado pela norma da ABNT NBR 15594-1-2008 para armazenamento e transporte de combustível. A fim de evitar a volatilização de BTEX para o meio externo e manter o equilíbrio da fração volátil, o tanque de alimentação foi mantido fechado e, com auxílio de uma agulha, foi favorecido o equilíbrio de pressão do recipiente. O reator foi alimentado por meio de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) e operado à temperatura ambiente de aproximadamente $27 \text{ }^\circ\text{C}$. O biogás produzido era coletado e medido por um medidor de gás previamente calibrado (método de deslocamento de líquido).

Procedimento experimental

O experimento foi dividido em quatro etapas. Inicialmente, os reatores foram operados sob condições anaeróbias, e a recirculação ligada (etapa I). Em seguida, após os reatores atingirem estabilidade operacional, ar sintético passou a ser inserido nas tubulações de alimentação, sendo testadas diferentes vazões de microaeração a cada etapa subsequente. Na etapa II, foi inserido $1 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$ ($0,140 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação); na etapa III, a vazão de ar foi reduzida pela metade ($0,068 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação); e, na etapa IV, a vazão de ar foi de $2 \text{ mL ar} \cdot \text{min}^{-1}$ ($0,274 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ alimentação).

O sistema de microaeração foi montado a partir de um cilindro de 1 m³ contendo ar sintético com proporções de 20% ± 0,5% e 80% ± 0,5% de oxigênio e nitrogênio, respectivamente (White Martins, Brasil). O ar foi injetado no reator com auxílio de um controlador de fluxo de massa com ajuste de 0 a 20 mL·min⁻¹ (GFC17, Aalborg, EUA).

Análises químicas e cromatográficas

As análises de DQO e pH foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Os compostos BTEX foram determinados por extração por *headspace* estático (Triplus HS, Thermo Scientific, USA) seguido de cromatografia gasosa com detecção por fotoionização (HS-GC-FID, *headspace-gas chromatography-photoionization detection*) (Trace GC Ultra, Thermo Scientific, USA) segundo Carneiro *et al.* (2014). Todas as amostras (10 mL) eram previamente diluídas com água ultrapura (Milli-Q system, EMD Millipore, USA) diretamente em *vials* de vidro borossilicato para *headspace* (20 mL) (Supelco, EUA), as quais eram, em seguida, seladas com septos de PTFE/silicone e lacres de alumínio (Supelco, EUA).

Além da análise de hidrocarbonetos na massa líquida, a presente pesquisa estudou a fração de compostos BTEX que volatilizou e esteve presente no biogás. Para tal análise, com auxílio de uma micro seringa *Gastight*, foram coletadas amostras de 0,5 mL do biogás, por meio de septo de amostragem no *headspace* do reator, e analisadas em parâmetros semelhantes citados anteriormente no mesmo cromatógrafo, contudo com injeção manual.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comportamento dos compostos BTEX do reator

Após a inoculação do reator com lodo doméstico (AME de 0,55±0,16 g DQO.g SSV⁻¹.d⁻¹), o sistema foi alimentado com etanol e BTEX como fonte de carbono em regime anaeróbio, obtendo-se uma eficiência de remoção de DQO de 79,2% e uma produção média de metano de 0,365 L.dia⁻¹ (Tabela 1). Assim, aparentemente, mesmo com adição de hidrocarbonetos aromáticos, o reator apresentou estabilidade, não comprometendo a sua operação.

Devido à alta volatilidade dos compostos BTEX, as concentrações afluentes apresentaram variação maior que no efluente durante todo o experimento, como é observado na Tabela 2. Entretanto, de uma forma geral, os compostos apresentaram concentração afluente de 4,27 mg.L⁻¹; 4,40 mg.L⁻¹; 4,24 mg.L⁻¹; 9,13 mg.L⁻¹; e 4,62 mg.L⁻¹ para os compostos presentes na água de alimentação do reator como o benzeno, tolueno, etilbenzeno, m,p-xilenos e o-xileno, respectivamente.

Tabela 1. Variação dos parâmetros analisados no reator

Etapa		I	II	III	IV
pH	Afluente	8,15 (0,1)	7,82 (0,4)	7,49 (0,2)	7,73 (0,2)
	Efluente	8,02 (0,2)	7,89 (0,2)	7,49 (0,2)	7,50 (0,2)
DQO	Afluente (mg.L ⁻¹)	1,08 (0,087)	1,02 (0,060)	1,02 (0,041)	1,05 (0,078)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	0,224 (0,058)	0,194 (0,010)	0,207 (0,014)	0,212 (0,019)
	Eficiência (%)	79,2 (5,9)	80,9 (1,6)	79,6 (1,7)	79,9 (1,3)
CH ₄	Produção L.d ⁻¹	0,365 (0,080)	1,728 (0,144)	1,146 (0,125)	3,468 (0,141)
	Porcentagem (%)	80,6 (0,078)	39,0 (0,154)	49,1 (0,054)	14,8 (0,010)

Tabela 2. Variação das concentrações e eficiências dos compostos BTEX

		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4
Benzeno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,27 (0,17)	4,16 (0,20)	4,17 (0,18)	4,34 (0,24)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,93 (0,09)	0,67 (0,05)	1,00 (0,05)	0,73 (0,08)
	Eficiência (%)	54,9 (1,2)	83,9 (1,4)	75,9 (0,9)	83,1 (2,3)
Tolueno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,58 (0,18)	4,28 (0,14)	4,27 (0,14)	4,45 (0,34)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,50 (0,13)	0,49 (0,08)	0,81 (0,03)	0,46 (0,11)
	Eficiência (%)	67,3 (2,4)	88,6 (2,0)	81,1 (1,0)	89,9 (1,8)
Etilbenzeno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,38 (0,24)	4,29 (0,22)	4,30 (0,17)	4,11 (0,28)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	0,81 (0,04)	0,40 (0,06)	0,65 (0,03)	0,50 (0,07)
	Eficiência (%)	81,4 (1,1)	90,6 (1,3)	85,0 (0,9)	87,9 (1,4)
m,p-Xilenos	Afluente (mg.L ⁻¹)	9,22 (0,36)	9,15 (0,26)	9,39 (0,36)	9,08 (0,39)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,65 (0,12)	0,95 (0,12)	1,00 (0,06)	1,11 (0,13)
	Eficiência (%)	82,1 (1,3)	89,6 (1,5)	89,4 (0,7)	87,8 (1,4)
o-Xileno	Afluente (mg.L ⁻¹)	4,60 (0,25)	4,69 (0,12)	4,49 (0,31)	4,71 (0,19)
	Efluente (mg.L ⁻¹)	1,14 (0,07)	0,64 (0,08)	0,73 (0,04)	0,80 (0,05)
	Eficiência (%)	75,2 (2,1)	86,3 (1,7)	83,5 (1,8)	83,0 (1,5)

Apesar de verificada uma variação praticamente nula em relação à DQO ao longo das etapas operadas nos reatores (Tabela 1), os compostos BTEX apresentaram eficiências de remoção distintas em algumas etapas.

Na etapa anaeróbia (Etapa I), as maiores eficiências foram obtidas para m, p-xilenos e etilbenzeno (> 80%), seguidos por o-xileno, tolueno e benzeno (Tabela 1).

Após o início da microaeração (Etapa II), as eficiências de remoção de todos os compostos BTEX aumentaram, destacando-se o benzeno, cujo valor aumentou para 83,9%, e o tolueno para 88% (Tabela 2). Na etapa III, após reduzir a vazão de microaeração para 0,5 mL ar.min⁻¹, o benzeno teve sua eficiência reduzida para 75,9%, sendo o único composto com eficiência abaixo de 80%. Os isômeros m,p-xilenos praticamente permaneceram com a mesma remoção da Etapa II (Tabela 2). Os demais compostos tiveram leve redução na porcentagem removida como 7,5%, 5,7% e 2,7% para tolueno, etilbenzeno e o-xileno, respectivamente. Na etapa IV, esperava-se uma melhora na remoção de compostos BTEX, no entanto, considerando as flutuações das concentrações iniciais e finais, a eficiência de remoção desses compostos apresentou valores bem próximos aos obtidos na Etapa II. As variações de afluentes e efluentes dos compostos BTEX estão representadas na Figura 1.

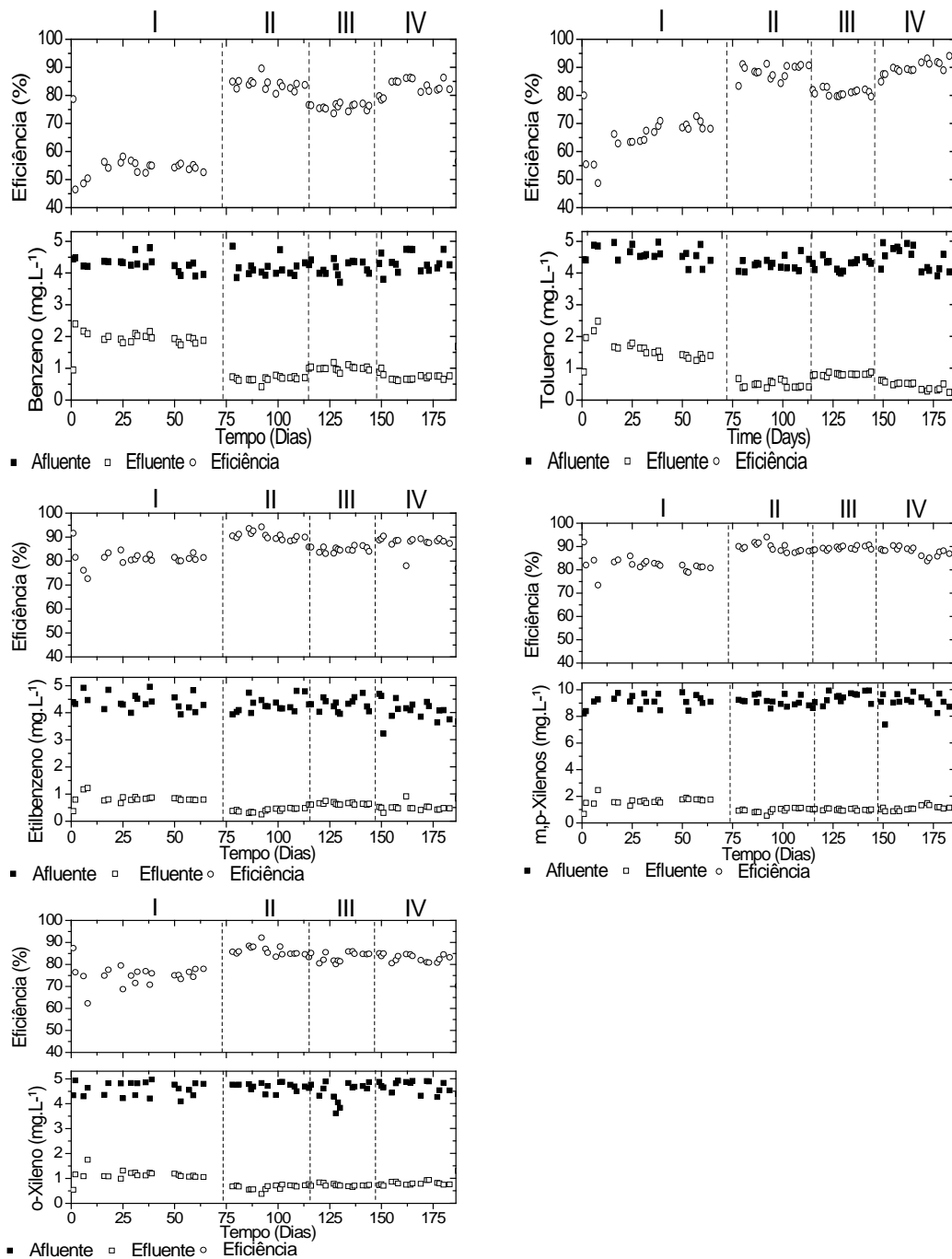


Figura 1. Variação da concentração afluente e efluente dos compostos BTEX no líquido

Vale ressaltar que entre as etapas inicial e final de microaeração, compreendido da etapa II a IV, caracterizadas pelo estudo da melhor vazão de ar para remoção de compostos BTEX no sistema, foi observado que, mesmo com o dobro da vazão de ar da Etapa II, a Etapa IV não alcançou melhores remoções, permanecendo praticamente o mesmo valor para todos os compostos (Tabela 2). Portanto, para este experimento, a melhor vazão de microaeração foi a de 1 mL ar.min⁻¹.

A estratégia de utilizar microaeração com ar colabora em uma menor toxicidade a microrganismos anaeróbios estritos presentes no lodo anaeróbio em comparação com injeção de oxigênio puro (KRAYZELOVA *et al.*, 2015). No entanto, aumentar a vazão de ar em um sistema nem sempre irá favorecer remoção de um composto, pois, a depender do sistema em uso, o acréscimo de vazão pode diminuir ou simplesmente não

umentar o contato do oxigênio que está diluído em outros gases como o nitrogênio, por conta da rápida passagem das bolhas no interior do reator (STEPHENSON *et al.*, 1999; WU *et al.*, 2015).

Em relação à todas as etapas, foi observado que, principalmente na Etapa II, a microaeração favorece uma remoção um pouco mais homogênea em relação aos hidrocarbonetos, estando todos entre 83,9%-90,6%, diferente da Etapa I, em que esta faixa esteve bem maior, compreendida entre os valores de 54,9%-82,1%. Com esses resultados pode-se observar um decréscimo do efeito antagonista encontrado em algumas pesquisas (HAMED *et al.*, 2003; MECKENSTOCK *et al.*, 2004; JO *et al.*, 2008). A principal razão para efeitos antagônicos severos durante a degradação em misturas de BTEX pode ser atribuída à inibição competitiva, toxicidade e formação de intermediários tóxicos por enzimas não específicas (JO *et al.*, 2008).

Em seus estudos Khongsumran *et al.* (2014) variaram a taxa de microaeração de 1,5 a 6 mL O₂.L.R.dia⁻¹ para otimizar a degradação da celulose presente em um efluente de mandioca em um reator de mistura completa (CSTR, *continuous stirred-tank reactor*) de 4 litros. Os autores concluíram que um fornecimento menor de oxigênio aumentou a hidrólise anaeróbia, aumentando a atividade microbiana (especialmente das bactérias facultativas), resultando numa população mais elevada e maior produção de exoenzimas, correspondente a uma maior eficiência de hidrólise.

Na presente pesquisa, a maior taxa de ar injetado nos sistemas (Etapa IV) não apresentou melhora na remoção dos hidrocarbonetos, no entanto não apresentou impactos expressivos na digestão anaeróbia, visto que a concentração efluente de DQO se manteve estável no sistema (Tabela 2).

A microaeração também foi bem sucedida e colaborou no aumento da eficiência de remoção de compostos BTEX e fenol na pesquisa de Wu *et al.* (2015), que compararam um reator totalmente anaeróbio e outro reator anaeróbio com microaeração com oxigênio dissolvido e vazão de 0,2 a 0,3 mg.L⁻¹ para tratar águas residuais petroquímicas localizadas na China. Os autores relataram que, mesmo na presença de concentrações consideráveis de BTEX e fenol na faixa de 44,61 mg.L⁻¹, o reator, na presença de aeração limitada (DO = 0,2-0,3 mg.L⁻¹), obteve eficiência de 82,1%, enquanto a do reator anaeróbio foi de 38,7%.

Comportamento dos compostos BTEX no *headspace* do reator

Os compostos BTEX são voláteis, podendo ser transferidos da massa líquida para o ar. Com o intuito de avaliar a concentração destes compostos no biogás, bem como confirmar a biodegradação de BTEX pelos microrganismos presente nos reatores, amostras do gás presente no *headspace* dos sistemas foram analisadas por cromatografia gasosa.

Na etapa anaeróbia, foram observadas baixas quantidades de BTEX no biogás (~1 µg.d⁻¹) (Tabela 3), sendo um forte indício de que a remoção majoritária desses poluentes ocorria por via biológica e não apenas uma transferência de fase. Com o início da microaeração (Etapa II), o benzeno apresentou leve redução no biogás. Assim, a adição de pequenas quantidades de oxigênio no sistema parece ter favorecido a degradação microbiológica desse composto, não havendo evidências de remoção física (*stripping*).

Com a redução da vazão de microaeração para 0,5 mL ar.min⁻¹ (Etapa III), houve um aumento de 0,90 para 1,20 µg.L⁻¹ de benzeno no biogás (Tabela 3). Isso sugere que a diminuição de oxigênio disponível pode ter diminuído a atividade enzimática das mono-oxigenases, logo reduzindo a eficiência de remoção como discutido anteriormente (Tabela 1). Na Etapa IV, ao contrário do esperado, houve um aumento da quantidade de benzeno no biogás (Tabela 3). É provável que uma vazão mais elevada possa ter aumentado a turbulência no interior do reator, levando a uma maior transferência de benzeno da fase líquida para a gasosa. Mesmo assim, essa perda é pouco relevante em comparação à remoção biológica constatada (Tabela 2).

Tabela 3. Variação da carga diária de hidrocarbonetos no biogás do Reator BTEX

Etapa	Benzeno (µg.dia ⁻¹)	Tolueno (µg.dia ⁻¹)	Etilbenzeno (µg.dia ⁻¹)	m,p-Xilenos (µg.dia ⁻¹)	o-Xilenos (µg.dia ⁻¹)
Etapa I	0,96 (0,10)	0,71 (0,18)	0,95 (0,08)	1,75 (0,11)	1,11 (0,09)
Etapa II	0,90 (0,16)	0,04 (0,03)	0,71 (0,19)	0,91 (0,23)	0,80 (0,24)
Etapa III	1,20 (0,07)	0,54 (0,21)	0,97 (0,18)	1,45 (0,30)	0,84 (0,18)
Etapa IV	1,60 (0,49)	0,19 (0,06)	2,06 (0,44)	0,95 (0,75)	2,51 (1,17)

Semelhante ao comportamento do benzeno, o etilbenzeno e o-xileno apresentaram os maiores valores na Etapa IV e valor intermediário na Etapa III em comparação com a Etapa II. Diferente dos hidrocarbonetos anteriores, o tolueno e os m,p-xilenos tiveram a maior massa de seus compostos no biogás na etapa anaeróbia (etapa I).

CONCLUSÃO

A adição de baixas concentrações de ar ($0,5\text{--}2\text{ mL ar}\cdot\text{L}^{-1}$) garantiu elevadas eficiências de remoção ($> 75\%$) para todos os compostos sob condições microaeróbias, sendo os melhores resultados obtidos para a vazão de $1\text{ mL ar}\cdot\text{L}^{-1}$, especificamente para o benzeno, para o qual houve um aumento de 30% na eficiência de remoção em relação à verificada na etapa anaeróbia.

A microaeração favorece uma remoção mais homogênea em relação aos hidrocarbonetos, estando todos na faixa de 80 a 90% (etapa II), diferente da Etapa I, quando os valores variaram de 50 a 80%.

A remoção dos compostos BTEX é majoritariamente resultante de atividade microbológica, já que a fração desses hidrocarbonetos no biogás devido à volatilização é mínima, mesmo quando o sistema foi submetido à maior vazão de microaeração ($2\text{ mL ar}\cdot\text{min}^{-1}$).

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão do auxílio financeiro e bolsa de doutorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, R. N.; MARIZ, C. F.; PAULO, D. V. DE; CARVALHO, P. S. M. Toxicity of effluents from gasoline stations oil-water separators to early life stages of zebrafish *Danio rerio*. **Chemosphere**, v. 178, p. 224–230, 2017.
2. CALLAGHAN, A. V. Metabolomic investigations of anaerobic hydrocarbon-impacted environments. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 24, n. 3, p. 506–515, 2013.
3. CARNEIRO, P. M.; FIRMINO, P. I. M.; COSTA, M. C.; LOPES, A. C.; SANTOS, A. B. DOS. Multivariate optimization of *headspace*-GC for the determination of monoaromatic compounds (benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes) in waters and wastewaters. **Journal of Separation Science**, v. 37, n. 3, p. 265–271, 2014.
4. CHAKRABORTY, R.; COATES, J. D. Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 64, n. 4, p. 437–446, 2004.
5. CORSEUIL, H. X.; MONIER, A. L.; FERNANDES, M.; 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. CRUZ, L. P. S.; ALVES, L. P.; SANTOS, A. V. S.; ESTEVES, M. B.; GOMES, Í. V. S. Assessment of BTEX Concentrations in Air Ambient of Gas Stations Using Passive Sampling and the Health Risks for Workers. **Journal of Environmental Protection**, v. 4, p. 12–25, 2017.
7. FARHADIAN, M.; DUCHEZ, D.; VACHELARD, C.; LARROCHE, C. Monoaromatics removal from polluted water through bioreactors-A review. **Water Research**, v. 42, n. 6–7, p. 1325–1341, 2008.
8. FIRMINO, P. I. M. **TRATAMENTO ANAERÓBIO E MICROAERÓBIO DE ÁGUAS SINTÉTICAS CONTAMINADAS COM BTEX**. 2013. 169 f. Universidade Federal do Ceará. 2013.
9. FIRMINO, P. I. M.; FARIAS, R. S.; BUARQUE, P. M. C.; et al. Engineering and microbiological aspects of BTEX removal in bioreactors under sulfate-reducing conditions. **Chemical Engineering Journal**, v. 260, p. 503–512, 2015.
10. FUCHS, G. Anaerobic metabolism of aromatic compounds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1125, p. 82–99, 2008.
11. HAMED, T. A.; BAYRAKTAR, E.; MEHMETOĞLU, T.; MEHMETOĞLU, Ü. Substrate interactions during the biodegradation of benzene, toluene and phenol mixtures. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 1, p. 27–35, 2003.
12. JO, M. S.; RENE, E. R.; KIM, S. H.; PARK, H. S. An analysis of synergistic and antagonistic behavior during BTEX removal in batch system using response surface methodology. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, n. 3, p. 1276–1284, 2008.

13. KHONGSUMRAN, O.; INTANOO, P.; RANGSUNVIGIT, P.; CHAVADEJ, S.; LEETHOCHAWALIT, M. Enhancement of anaerobic digestion of cellulosic fraction in cassava production wastewater by microaeration. **Chemical engineering transactions**, v. 39, p. 553–558, 2014.
14. KRAYZELOVA, L.; BARTACEK, J.; DÍAZ, I. Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 14, n. 4, p. 703–725, 2015.
15. MECKENSTOCK, R. U.; WARTHMAN, R. J.; SCHÄFER, W. Inhibition of anaerobic microbial o-xylene degradation by toluene in sulfidogenic sediment columns and pure cultures. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 47, n. 3, p. 381–386, 2004.
16. DE NARDI, I. R.; RIBEIRO, R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Anaerobic packed-bed reactor for bioremediation of gasoline-contaminated aquifers. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 2, p. 587–592, 2005.
17. DOS SANTOS, A. Aplicação conjunta de tratamento anaeróbico termofílico por lodo granular e de mediadores redox na remoção de cor de águas residuárias têxteis. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 253–259, 2001.
18. STASIK, S.; WICK, L. Y.; WENDT-POTTHOFF, K. Anaerobic BTEX degradation in oil sands tailings ponds: Impact of labile organic carbon and sulfate-reducing bacteria. **Chemosphere**, v. 138, p. 133–139, 2015.
19. STEPHENSON, R. J.; PATOINE, A.; GUIOT, S. R. Effects of oxygenation and upflow liquid velocity on a coupled anaerobic/aerobic reactor system. **Water Research**, v. 33, n. 12, p. 2855–2863, 1999.
20. TSANGARI, X.; ANDRIANOU, X. D.; AGAPIOU, A.; MOCHALSKI, P.; MAKRIS, K. C. Spatial characteristics of urinary BTEX concentrations in the general population. **Chemosphere**, v. 173, p. 261–266, 2017.
21. VARJANI, S. J. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. **Bioresource Technology**, v. 223, p. 277–286, 2017.
22. VARJANI, S. J.; UPASANI, V. N. A new look on factors affecting microbial degradation of petroleum hydrocarbon pollutants. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 120, p. 71–83, 2017.
23. WU, C.; ZHOU, Y.; WANG, P.; GUO, S. Improving hydrolysis acidification by limited aeration in the pretreatment of petrochemical wastewater. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 256–262, 2015.
24. YANG, Y. S.; LI, P.; ZHANG, X.; et al. Lab-based investigation of enhanced BTEX attenuation driven by groundwater table fluctuation. **Chemosphere**, v. 169, p. 678–684, 2017.