

II-114 - REMOÇÃO MICROAERÓBIA DE MICROPOLUENTES EMERGENTES: EFEITO DA VAZÃO DE MICROAERAÇÃO

José Gilmar da Silva do Nascimento⁽¹⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Ceará. Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutorando em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Maria Helena Peres de Araújo

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Marcos Erick Rodrigues da Silva

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor do Instituto Federal do Ceará – *Campus* Fortaleza.

André Bezerra dos Santos

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). PhD em Environmental Sciences pela Wageningen University, Holanda. Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Paulo Igor Milen Firmino

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

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, Bloco 713, Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60455-900 - Brasil - e-mail: gilmar21@alu.ufc.br

RESUMO

Micropoluentes emergentes (ME) são uma classe de compostos químicos vasta, que englobam fármacos (e.g. sulfametoxazol, trimetoprima e diclofenaco), hormônios naturais (e.g. estrona) e sintéticos (e.g. 17 α -etinilestradiol), produtos de limpeza e higiene pessoal, além de materiais diversos (e.g. bisfenol-A). O malefícios associados à presença desses micropoluentes emergentes (e.g. toxicidade aquática, seleção de bactérias patogênicas, desregulação endócrina e genotoxicidade) podem ser bastante danoso à saúde humana. Alguns estudos mostram que a adição de baixas concentrações de oxigênio em sistemas anaeróbios pode estimular a reação enzimática catalisada por oxigenases, favorecendo a degradação inicial de compostos recalcitrantes. Contudo, os intervalos de vazão aplicada de microaeração são amplos, e, para a remoção de ME, seus limites não são conhecidos. Neste trabalho, avaliou-se o efeito de diferentes vazões de microaeração na remoção de ME (estrona (E1), 17 β -estradiol (E2), 17 α -etinilestradiol (EE2), bisfenol-A (BFA), diclofenaco (DFC), sulfametoxazol (SMT) e trimetoprima (TMP)) em um reator anaeróbio. Utilizou-se um reator UASB de 3,7 L, inoculado com lodo anaeróbio de ETE e operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7,5 h. O afluente sintético consistia de uma solução aquosa contendo uma mistura de ME, cada poluente numa concentração de ~200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. O experimento foi conduzido em quatro etapas. Inicialmente, o reator foi operado em condições microaeróbias com vazão de 1 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, e, em seguida, foram avaliadas as vazões de microaeração de 2, 4 e 6 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$. Para a vazão de 1 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, as remoções médias dos ME estiveram próximas de 50%. Com o incremento de vazão de microaeração para 2 e 4 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, as eficiências médias de remoção dos micropoluentes aumentaram para próximos de 60 e 90%, respectivamente. Além disso, nas duas últimas etapas, para as vazões de microaeração de 4 e 6 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, não foi observada diferença significativa nas remoções dos poluentes: BFA ($p = 0,152$), DCF ($p = 0,844$), E1 ($p = 0,538$), EE2 ($p = 0,418$) e TMP ($p = 0,858$), com médias acima de 90%, indicando uma possível saturação da técnica de microaeração na remoção dos micropoluentes avaliados.

PALAVRAS-CHAVE: Microaeração, UASB, Micropoluentes Emergentes.

INTRODUÇÃO

O aumento considerável da ocorrência de micropoluentes emergentes (ME) nos ambientes aquáticos, como hormônios, fármacos, pesticidas e resíduos químicos industriais, tornou-se uma preocupação crescente devido ao seu potencial dano aos ecossistemas e saúde pública (Luo et al., 2014). Os ME são comumente encontrados em águas residuárias em concentrações que variam de poucos ng até vários μg por litro (Gogoi et al., 2018). A

baixa concentração e a diversidade de micropoluentes não apenas complicam os procedimentos associados de detecção e análise, mas também criam desafios para os processos de tratamento de água e esgoto. A tecnologia de digestão anaeróbia, especialmente o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, *upflow anaerobic sludge blanket*), é um processo cada vez mais comum para o tratamento de águas residuais devido a vantagens como baixo custo de energia, geração de biogás, reduzida produção de lodo (Lew et al., 2009), boa capacidade de remoção de matéria orgânica e estabilidade quando submetido a altas cargas orgânicas (Kodera et al., 2017). No entanto, essa tecnologia não é muito eficiente na remoção de ME (Alvarino et al., 2014; Amin et al., 2018).

Recentemente, vem se aumentando o uso de sistemas microaerados (ou microaeróbios) de tratamento de esgotos como processo *in situ* de dessulfurização, assim como para a remoção de compostos recalcitrantes, como BTEX e ME (BUARQUE, 2017; FIRMINO et al., 2018; KRAYZELOVA et al., 2015; SIQUEIRA et al., 2018). A microaeração consiste em dosagem de pequenas quantidades de ar ou oxigênio, em geral, na faixa de 0,005 a 5 L O₂·L⁻¹·alimentação⁻¹·dia⁻¹ (Nguyen and Khanal, 2018). Tradicionalmente, a exposição de sistemas anaeróbios a ar ou oxigênio é evitada devido a seus efeitos negativos sobre o crescimento e atividade dos microrganismos anaeróbios estritos, como as arqueias metanogênicas. Porém, a adição de baixas concentrações de oxigênio em sistemas anaeróbios parece estimular a reação enzimática catalisada por oxigenases, favorecendo a degradação inicial de compostos recalcitrantes, como hidrocarbonetos monoaromáticos (BTEX), sem ocasionar impactos negativos na digestão anaeróbia (FIRMINO et al., 2018; SIQUEIRA et al., 2018). No entanto, os intervalos de aplicação de microaeração são amplos, e, para a remoção de ME, seus limites não são conhecidos. Portanto, é necessário um estudo com diferentes vazões de microaeração para se conhecer os limites de eficiência e estabilidade de sistemas microaeróbios na remoção de ME.

Assim, neste trabalho, avaliou-se o efeito do aumento progressivo da vazão de microaeração sobre a remoção de diferentes classes de ME: os estrogênios naturais estrona (E1) e 17β-estradiol (E2), o estrogênio sintético 17α-etinilestradiol (EE2), o xenoestrogênio bisfenol-A (BFA), o anti-inflamatório diclofenaco (DFC), e os antibióticos sulfametoxazol (SMX) e trimetoprima (TMP) em um reator anaeróbio.

MATERIAL E MÉTODOS

Água residuária

O afluente sintético consistia de uma solução aquosa contendo uma mistura de micropoluentes, ou seja, estrona (99,0%), β-estradiol (98,0%), 17α-etinilestradiol (100%), bisfenol-A (99,0%), diclofenaco (98,5%), sulfametoxazol (99%) e trimetoprima (98%), um cossustrato, meio basal (macro e micronutrientes) e um tampão. O cossustrato era o etanol (1 g DQO·L⁻¹), e o meio basal era preparado segundo Firmino et al. (2010). Para manter o pH próximo a 7,0, a solução foi tamponada com bicarbonato de sódio (NaHCO₃) na proporção de 1 g de NaHCO₃ para cada 1 g DQO (Firmino et al., 2010).

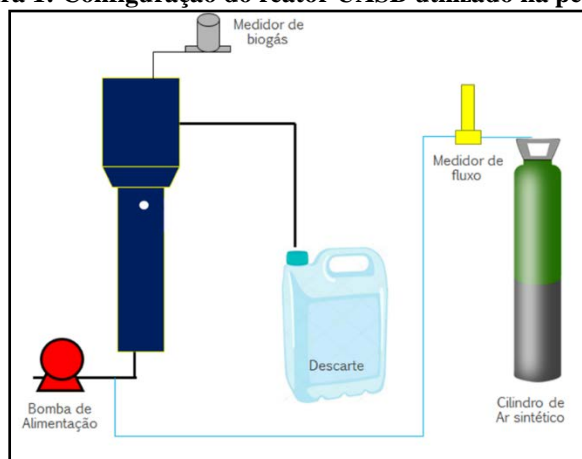
Inóculo

O reator foi inoculado com lodo anaeróbio (~ 50 g SSV·L⁻¹) de um reator de circulação interna mesofílico (IC, *internal circulation*) de uma cervejaria localizada no município de Horizonte, Ceará, Brasil.

Sistema Experimental

O experimento em fluxo contínuo foi realizado utilizando um reator UASB, com volume útil de 3,7 L e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7,5 h, feito a partir de tubos e conexões de PVC para esgoto (**Figura 1**). O reator foi alimentado por meio de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) através de tubos flexíveis de Tygon® (Cole-Parmer, EUA) e operado à temperatura ambiente de aproximadamente 28 °C. A microaeração foi fornecida a partir de um cilindro de ar sintético (80% N₂:20% O₂, a 27 °C e 1 atm), conectado a um controlador de fluxo mássico (Cole Parmer, USA), e introduzida, por meio de uma agulha, junto à alimentação do reator. O biogás produzido era coletado e medido por deslocamento de líquido através de um frasco de Mariotte com solução de cloreto de sódio (NaCl) 3% e pH 2.

Figura 1: Configuração do reator UASB utilizado na pesquisa



Procedimento Experimental

O experimento foi executado em quatro etapas (**Tabela 1**), durante as quais a vazão de microaeração foi aumentada progressivamente de 1,0 a 6,0 mL·min⁻¹.

Tabela 1 – Parâmetros operacionais do reator.

Etapas	I	II	III	IV
Etapa (dias)	48	106	26	23
TDH (h)	7,4	7,4	7,4	7,4
Microaeração (mL·min ⁻¹)	1,0	2,0	4,0	6,0
DQO (mg O ₂ ·L ⁻¹)	1017 (73)	1088 (105)	1035 (62)	1061 (41)
Estrona (E1) (µg·L ⁻¹)	199 (24)	200 (17)	213 (11)	212 (10)
β-Estradiol (E2) (µg·L ⁻¹)	213 (17)	198 (16)	198 (10)	197 (11)
17α-Etinilestradiol (EE2) (µg·L ⁻¹)	223 (27)	196 (17)	204 (15)	216 (8)
Bisfenol-A (BFA) (µg·L ⁻¹)	210 (27)	206 (25)	211 (13)	202 (16)
Diclofenaco (DCF) (µg·L ⁻¹)	203 (16)	201 (14)	204 (15)	205 (10)
Trimetoprima (TPM) (µg·L ⁻¹)	205 (16)	196 (16)	207 (11)	210 (11)
Sulfametoxazol (SMX) (µg·L ⁻¹)	205 (26)	200 (25)	209 (13)	207 (8)

Nota: Desvio padrão é exibido entre parênteses.

Métodos Analíticos

DQO e pH foram determinados segundo APHA (2005). Os fármacos e hormônios foram extraídos, identificados e quantificados da matriz ambiental aquosa segundo a metodologia de Vidal et al. (2015), cujas etapas foram: acidificação da amostra, seguida de filtração à vácuo, extração em fase sólida (SPE) do filtrado e posterior identificação e quantificação dos compostos pela análise do eluato (extrato obtido após eluição do cartucho de SPE). Para quantificar os micropoluentes, utilizou-se um cromatógrafo líquido Shimadzu®(20A Prominence) com detector UV-Vis (SPD-M20A) (258 nm), duas bombas (LC-20AT), forno (CT[®]-20A), degaseificador (DG[®]-20A3), coluna Shimadzu Shim-pack CLC-ODS(M)® C18 (25 cm x 4,6 mm D.I, 5 µm), com eluição por gradiente (acetonitrila/HCl 0,1%): aumento de 15 até 80% de acetonitrila em 10 minutos, retornando a 15% em 4 minutos. O fluxo inicial foi de 1,0 mL·min⁻¹ e após 5 minutos de corrida o fluxo foi aumentado para 2,0 mL·min⁻¹. A temperatura do forno foi mantida em 35 °C e o volume de injeção de 20 µL (Buarque, 2017).

Métodos Estatísticos

Utilizou-se o teste não paramétrico de Mann-Whitney, que não requer uma distribuição de dados específica, a fim de comparar o desempenho do biorreator durante as diferentes etapas experimentais com nível de confiança de 95,0%.

RESULTADOS OBTIDOS

Na primeira etapa, os efeitos da microaeração foram positivos elevando os índices de remoção para valores acima de 50%, exceto para a sulfametoxazol (SMX) com 46% (tabela 2). Esse antibiótico consiste em um anel de benzeno substituído por grupo amina ligado a um anel de isoxazol metilado por uma sulfonamida (Ghattas et al., 2017). Segundo Alvarino et al. (2018), a SMX sofre uma transformação redutora devido ao grupo sulfonil de retirada de elétrons. Logo, um meio mais redutor seria viável para a reação. Porém, Mohatt et al. (2011) constataram que a sulfonamida foi transformada pela clivagem de seu anel de isoxazol sob redução de ferro, ou seja, o composto pode ser oxidado se as condições forem favoráveis.

É possível que a vazão de microaeração de $1\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (etapa I) não tenha sido suficiente para promover um ataque efetivo ao anel isoxazol, uma vez que essa vazão representa $0,21\text{ mL O}_2\cdot\text{min}^{-1}$ ou $12\text{ mmol}\cdot\text{dia}^{-1}$. Essa vazão de oxigênio aplicada é considerada baixa e não causa efeitos negativos sobre o crescimento e a atividade de anaeróbios obrigatórios, especialmente metanogênicos (Nguyen and Khanal, 2018). Em ambiente microaeróbico, os microrganismos facultativos consomem e reduzem parcialmente as moléculas de oxigênio, gerando espécies reativas (O_2^- , H_2O_2 , e $\bullet\text{OH}$). Esses radicais reagem com os compostos orgânicos promovendo a quebra das cadeias mais complexas. Possivelmente, uma maior disponibilidade dessas espécies reativas permitam uma ação mais efetiva, aumentando a eficiência de remoção dos poluentes orgânicos.

Na segunda etapa, com microaeração de $2\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, os percentuais de remoção alcançaram valores acima de 60%, a E1 atingiu 71% de eficiência de remoção, mostrando-se mais suscetível ao efeito da microaeração. Importante mencionar que Alvarino et al. (2014), trabalhando com 16 micropoluentes emergentes em um reator UASB de 4,5 L, operando com dois tempos de detenção hidráulica (TDH), 12 h e 24 h, e velocidades ascensionais de $0,1$ e $0,5\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ em condições anaeróbias, obtiveram valores de remoção para E1 menores que 30%, como resultado do balanço entre a formação de E1, como metabólito de E2, e sua própria biodegradação, implicando que E2 se converteria em E1. Esse fenômeno não foi observado neste trabalho, e ambos os compostos E1 e E2 obtiveram índices de remoção de 71 e 67%, respectivamente. Para essa etapa, a TMP teve o pior desempenho, com 60% de remoção. Esse antibiótico consiste em dois anéis aromáticos, um dos quais é um anel de pirimidina, duplamente aminado, e o outro éter fenil-trimetílico. Alvarino et al. (2014), trabalhando com concentrações de $20\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de TMP, com TDH de 24 h, em reator UASB em condições anaeróbias, observaram remoções da ordem de 90%. Assim, as remoções apresentadas no presente trabalho foram significativamente inferiores, mesmo na presença de microaeração. Entretanto, no presente trabalho, a carga de TMP aplicada era cerca de 40 vezes maior.

Tabela 2. Eficiências de remoção de micropoluentes do reator ao longo da pesquisa.

Etapas	I	II	III	IV
Estrona (E1) (%)	57 (13)	71 (9)	92 (10)	94 (2)
β -Estradiol (E2) (%)	53 (17)	67 (11)	89 (7)	94 (3)
17 α -Ethinilestradiol (EE2) (%)	57 (10)	66 (10)	92 (10)	92 (5)
Bisfenol-A (BFA) (%)	55 (10)	63 (10)	91 (6)	91 (2)
Diclofenaco (DCF) (%)	51 (7)	63 (10)	85 (14)	95 (3)
Trimetoprima (TPM) (%)	51 (7)	60 (9)	95 (2)	95 (3)
Sulfametoxazol (SMX) (%)	46 (12)	61 (10)	81 (9)	93 (2)

Desvio padrão entre parênteses.

Na terceira etapa, a vazão de microaeração foi de $4\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, e isso elevou os índices de remoção para valores médios próximos a 90%. Novamente, o SMX teve o pior desempenho. Possivelmente, a tendência do SMX reagir sob condições redutoras ainda prevaleça e, dessa forma, tenha contribuído para a menor eficiência. Inesperadamente, diferentemente do observado na etapa anterior, a TMP alcançou 95% de eficiência de remoção, sendo o ME de maior remoção na etapa III. Quanto aos resultados promissores obtidos na etapa III, ressalta-se que é provável que o aumento da vazão pode ter melhorado a transferência de massa, disponibilizando mais oxigênio para os microrganismos, e, conseqüentemente, tenha estimulado o crescimento e a atividade da comunidade microbiana responsável pelo ataque inicial às moléculas dos ME.

Na última etapa, a vazão de microaeração chegou a $6\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, e as eficiências continuaram acima de 90%. Utilizando um teste estatístico não paramétrico, com nível de confiança de 95%, observou-se aumento significativo na eficiência de remoção para E2 ($p = 0,004$) e SMX ($p = 0,001$). Não se observou melhoria significativa de desempenho para BFA ($p = 0,152$), DCF ($p = 0,844$), E1 ($p = 0,538$), EE2 ($p = 0,418$) e TMP

($p = 0,858$). Logo, aparentemente, houve uma saturação na eficiência de remoção, indicando que a técnica de microaeração atingiu seu limite de eficiência, provavelmente, por restrições nas condições de transferência de massa ou mesmo limitações bioquímicas. A vazão de $6 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, apresenta valores de oxigênio da ordem de: $0,151 \text{ L O}_2 \cdot \text{L}_{\text{alimentação}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, ou seja, essa quantidade de oxigênio caracteriza um meio microaeróbio, segundo Krayzelova et al. (2015).

Essa elevação progressiva na eficiência de remoção com o aumento da vazão de microaeração pode ser explicada pelo fato de que, em condições microaeróbias, alguns microrganismos usam oxigênio apenas para introduzir grupos hidroxila no anel aromático pela atividade das enzimas oxigenases, como nas clássicas vias aeróbias, enquanto que a clivagem ocorre através de vias metabólicas anaeróbias (Chakraborty and Coates, 2004; Fuchs, 2008). Logo, possivelmente, a maior disponibilidade de oxigênio favoreceu a produção dessas enzimas.

CONCLUSÕES

O aumento da vazão de microaeração impactou positivamente na eficiência de remoção de todos os micropoluentes emergentes no reator UASB. Porém, parece haver um limite de saturação para a reação de ativação inicial desses compostos, tendo sido, portanto, a vazão de $4 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ a que garantiu o melhor desempenho do reator.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis. Os autores ainda agradecem à CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Alvarino, T., Suarez, S., Lema, J., Omil, F., 2018. Understanding the sorption and biotransformation of organic micropollutants in innovative biological wastewater treatment technologies. *Sci. Total Environ.* 615, 297–306. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.278>
2. Alvarino, T., Suarez, S., Lema, J.M., Omil, F., 2014. Understanding the removal mechanisms of PPCPs and the influence of main technological parameters in anaerobic UASB and aerobic CAS reactors. *J. Hazard. Mater.* 278, 506–513. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.031>
3. Amin, M.M., Bina, B., Ebrahim, K., Yavari, Z., Mohammadi, F., 2018. Biodegradation of natural and synthetic estrogens in moving bed bioreactor. *Chinese J. Chem. Eng.* 26, 393–399. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2017.06.006>
4. Buarque, P. M. C. 2017 Avaliação da remoção de micropoluentes emergentes e nitrogênio em sistemas anaeróbios e microaeróbios seguidos de filtros biológicos percoladores sujeitos à aeração natural e forçada. (PhD Thesis) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 165 p
5. Chakraborty, R., Coates, J.D., 2004. Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 64, 437–446. <https://doi.org/10.1007/s00253-003-1526-x>
6. Firmino, P.I.M., Farias, R.S., Barros, A.N., Landim, P.G.C., Holanda, G.B.M., Rodríguez, E., Lopes, A.C., dos Santos, A.B., 2018. Applicability of Microaerobic Technology to Enhance BTEX Removal from Contaminated Waters. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 184, 1187–1199. <https://doi.org/10.1007/s12010-017-2618-x>
7. Fuchs, G., 2008. Anaerobic metabolism of aromatic compounds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1125, 82–99. <https://doi.org/10.1196/annals.1419.010>
8. Ghattas, A.K., Fischer, F., Wick, A., Ternes, T.A., 2017. Anaerobic biodegradation of (emerging) organic contaminants in the aquatic environment. *Water Res.* 116, 268–295. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.001>
9. Gogoi, A., Mazumder, P., Tyagi, V.K., Tushara Chaminda, G.G., An, A.K., Kumar, M., 2018. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. *Groundw. Sustain. Dev.* 6, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009>
10. Kodera, T., Akizuki, S., Toda, T., 2017. Formation of simultaneous denitrification and methanogenesis



- granules in biological wastewater treatment. *Process Biochem.* 58, 252–257. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.04.038>
11. Krayzelova, L., Bartacek, J., Díaz, I., Jeison, D., Volcke, E.I.P., Jenicek, P., 2015. Microaeration for hydrogen sulfide removal during anaerobic treatment: a review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 14, 703–725. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9386-2>
 12. Lew, B., Tarre, S., Beliaevski, M., Dosoretz, C., Green, M., 2009. Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination* 243, 251–257. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.027>
 13. Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S., Wang, X.C., 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 473–474, 619–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
 14. Nguyen, D., Khanal, S.K., 2018. A little breath of fresh air into an anaerobic system: How microaeration facilitates anaerobic digestion process. *Biotechnol. Adv.* 36, #pagerange#. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.08.007>
 15. Siqueira, J.P.S., Pereira, A.M., Dutra, A.M.M., Firmino, P.I.M., dos Santos, A.B., 2018. Process bioengineering applied to BTEX degradation in microaerobic treatment systems. *J. Environ. Manage.* 223, 426–432. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.066>
 16. Vidal, C. B. Desreguladores endócrinos presentes em matrizes ambientais: análise por spe-hplc e remoção com argila pilarizada. 2015, 195p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil-Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015