

II-466 – REMOÇÃO DE COR EM EFLUENTE SINTÉTICO ATRAVÉS DE SISTEMA ANAERÓBIO E MICROAERÓBIO

Amanda Nascimento de Barros

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Victória Fernandes Lemos

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

Marcos Erick Rodrigues da Silva

Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

Paulo Igor Milen Firmino

Doutor em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental pela UFC. Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

André Bezerra dos Santos⁽¹⁾

Doutor em Saneamento Ambiental pela Wageningen University - Holanda. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

Endereço⁽¹⁾: Campus do Pici, Bloco 713, Pici – Fortaleza – CE - CEP: 60455-900 - Brasil - e-mail: andre23@ufc.br

RESUMO

O descarte de efluentes coloridos representa um sério problema ambiental e de saúde pública, pois, além de afetar a estética, a transparência e a solubilidade de gases nos corpos hídricos, muitos corantes e seus subprodutos são tóxicos e carcinogênicos. Este trabalho objetivou avaliar e comparar a remoção do corante azo RR2 e de suas aminas aromáticas em biorreator sob condições anaeróbias e microaeróbias. O experimento foi realizado em um reator anaeróbio UASB com volume útil de 3,5 L e operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24h com efluente sintético contendo 50 mg/L do corante RR2. Após adição da microaeração, o reator foi suplementado com mediador redox AQDS na concentração de 25 µM. Em condições anaeróbias a eficiência de remoção do corante RR2 foi de 51% e 89% da DQO afluente foi removida. Entretanto, sob condições microaeróbias, as eficiências médias mantiveram-se iguais às da etapa anterior. Com adição do AQDS, a eficiência de remoção de cor foi, em média, 82%, e de DQO, 90%. Assim como na ausência de AQDS, a adição da microaeração não provocou alterações significativas nas eficiências de remoção de cor e DQO. Portanto, para as condições aplicadas neste experimento, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração do reator UASB quanto ao desempenho na descoloração ou na mineralização dos subprodutos (aminas aromáticas) do efluente sintético utilizado no presente estudo.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento Anaeróbio, Sistema Microaeróbio, AQDS, Mineralização de Aminas Aromáticas.

INTRODUÇÃO

O setor têxtil é um dos segmentos de maior representatividade dentro da indústria, tendo um papel de destaque na economia dos países desenvolvidos, funcionando como um “carro-chefe” em muitos dos países em desenvolvimento (VIANA, 2005). No Brasil, o setor tem desempenhado uma função de grande relevância no processo de desenvolvimento ao longo dos anos, com destaque para região Nordeste, que tem atraído muitas empresas devido à política de incentivos fiscais, em especial o estado do Ceará (VIANA, 2005). Apesar da grande contribuição para economia do país, após a crise econômica mundial de 2008, o setor brasileiro apresentou pequeno crescimento.

Mesmo assim, a demanda por produtos têxteis é alta, gerando grande quantidade de águas residuárias com elevado teor de corantes, matéria orgânica, produtos químicos, etc., os quais representam um risco quando lançados em corpos hídricos. As indústrias têxteis têm grande dificuldade em tratar eficientemente as águas residuárias geradas em sua complexa cadeia produtiva, particularmente em relação à remoção de corantes desses efluentes que, mesmo em pequenas quantidades, conferem cor intensa (AKSU, 2005).

É estimado que 10⁹ kg de corantes sejam anualmente produzidos no mundo, dos quais 70% pertencem à classe dos corantes azo (-N=N-) (ZOLLINGER, 1987 apud DOS SANTOS, 2005; SYNTHETIC DYES, 2016). Entre todas as classes de corantes químicos, os corantes azo são moléculas solúveis em água, os quais podem conter um ou mais grupos iônicos, sendo os mais comumente empregados o ácido sulfônico e/ou grupo amina. Eles são considerados recalcitrantes e não biodegradáveis (MOHAN et al., 2008 apud ERDEN et al., 2011; AKAR et al., 2009).

Uma grande proporção dos corantes é perdida durante os processos industriais e entra no meio ambiente a partir das águas residuárias. Os efluentes contaminados com corantes são considerados altamente tóxicos para a biota aquática e afetam os processos de simbiose, causando alteração no equilíbrio natural do meio já que reduzem a fotossíntese e a produção primária por reduzirem a transparência da água (AKSU e TEZER, 2005 apud ERDEN et al., 2011).

Dentre os diferentes métodos de descoloração de efluentes contendo corantes, o tratamento biológico tem merecido bastante destaque por ser economicamente atraente. Entretanto, a remoção de cor de corantes por bactérias aeróbias é normalmente baixa. Por exemplo, no sistema de lodo ativado a remoção está associada principalmente à adsorção do corante no lodo. Por outro lado, sob condições anaeróbias, uma descoloração efetiva dos corantes pode ser alcançada (FIRMINO, 2009). Contudo, para alguns corantes mais recalcitrantes, baixa remoção de cor pode ser verificada, possivelmente por problemas de transferência de elétrons do doador ao receptor de elétrons corante (FIRMINO, 2009).

Estudos demonstram que a aplicação de compostos a base de quinonas como o AQS ou AQDS, vitaminas como a riboflavina, ou mesmo extrato de leveduras, podem aumentar as eficiências de remoção de cor por facilitarem a referida taxa de transferência de elétrons. Tais substâncias são conhecidas como mediador redox (DOS SANTOS, 2005).

A redução dos corantes azo geralmente requer condições anaeróbias, enquanto a remoção e/ou biodegradação das aminas aromáticas ocorre quase que exclusivamente em processos aeróbios. Portanto, um processo em que são combinadas as condições aeróbias e anaeróbias (processo microaeróbio) seria mais adequado para remoção de tais corantes de águas residuárias (VAN DER ZEE, 2005). A adição de baixas concentrações de oxigênio pode favorecer a degradação inicial dos compostos aromáticos, 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).

Adicionalmente, até onde se conhece, nenhum trabalho atentou para o emprego conjunto de mediadores redox e tratamento microaeróbio, visando assim à obtenção de elevadas taxas de remoção de cor de corante azo, a subsequente geração das aminas aromáticas e a remoção destas em condições microaeróbias.

MATERIAIS E MÉTODOS

Reator: Foi utilizado reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, up-flow anaerobic sludge blanket), confeccionado em acrílico, com volume útil de 3,5L e operado em fluxo contínuo sob um TDH de 24 horas. A alimentação do reator foi realizada através de bomba peristáltica (Minipuls 3, Gilson, EUA) através de tubos flexíveis de Tygon® Fuel and Lubricant (Cole-Parmer, EUA), com vazão máxima nominal de 3,5 L/dia, e o experimento ocorreu a temperatura ambiente de aproximadamente 27°C. Nas fases III e IV do experimento, apresentadas a seguir, foi aplicado um sistema de microaeração, em que pequenas quantidades de oxigênio foram adicionadas na vazão de 1,0 mL/min (28°C, 1 atm) de ar atmosférico por meio do uso de bomba (Resun Air Pump AC 1000).

Lodo de Inóculo: O lodo anaeróbio de inóculo era parcialmente granular, o qual foi coletado em uma indústria de cervejaria. Na inoculação foi utilizado cerca de 900 mL de lodo a uma concentração de aproximadamente 30 g SSV/L.

Afluente Sintético: O afluente sintético foi preparado utilizando água potável, doador de elétrons, meio basal, tampão, corante e, em algumas fases, mediador redox. O doador de elétrons foi o etanol (46,07%, Dinâmica,

Brasil), o qual era adicionado na solução de meio basal constituído de macronutrientes, e micronutrientes, o qual foi preparado de acordo com Firmino et al. (2010). Para manter o pH próximo a 7,0, a solução foi tamponada com bicarbonato de sódio (NaHCO_3) na proporção de 1 g de NaHCO_3 para cada litro de afluente sintético. Todos os reagentes foram utilizados como adquiridos, sem purificação adicional.

O corante utilizado na concentração de 50 mg/L foi o azo Reactive Red 2 (RR2) (Procion Red, MX-5B, 40%, Sigma Aldrich, USA). O mediador redox utilizado em algumas fases, foi o antraquinona-2,6-dissulfato de sódio (AQDS) (Sigma-Aldrich, USA), na concentração de 25 μM .

Procedimento Experimental: O experimento foi conduzido em cinco etapas (Tabela 1), incluindo a fase de adaptação do reator (período de aclimação-etapa I), na qual o etanol era a única fonte de carbono e energia. Após se atingirem condições operacionais estáveis durante o período de aclimação, o reator passou a ser alimentado com corante RR2 a uma concentração total de 50 mg/L (etapa II). Posteriormente, foi iniciada a microaeração do reator a uma vazão de 1,0 mL/min de ar atmosférico (etapa III). A vazão de microaeração foi fixada com base nos estudos de Firmino (2011) durante o tratamento de águas residuárias contaminadas com BTEX.

Em seguida, o mediador redox AQDS foi introduzido a uma concentração de 25 μM (etapa IV). Finalmente, o sistema de microaeração foi desligado, mas permanecendo o mediador redox (etapa V). A transição entre as etapas foi feita após a verificação da estabilidade da concentração efluente (variação de até 10%) de corante nos três últimos pontos analisados (equivalente a uma semana de operação) (FIRMINO, 2011). A Tabela 1 mostra as condições operacionais do reator durante o experimento.

Análises Químicas: A cor era determinada três vezes na semana através de espectrofotômetro (Hach, DR – 6000). O efluente sintético era previamente diluído (1:5) em água e depois diluído (1:2) em tampão de fosfato (10,86 g/L $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e 5,98 g/L $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), resultando em um fator de diluição de 10. O efluente após tratamento no UASB era filtrado e diluído (1:2) em tampão de fosfato.

Após preparo, as amostras eram centrifugadas por 2 minutos a 13000 rpm (Eppendorf – Mini Spin) e as absorbâncias da cor eram lidas no comprimento de onda (λ) de 513 nm. Além disso, era realizada a varredura das amostras entre os comprimentos de onda de 190 e 700 no espectrofotômetro (Hach, DR – 6000).

A DQO e a alcalinidade eram determinadas de acordo com o Standard Methods (APHA, 2005), os ácidos graxos voláteis (AGV) pelo método de Kapp (Buchauer, 1998), o biogás (CO_2 e CH_4) era lido no cromatógrafo gasoso (Gas Chromatograph, Shimadzu – GC 17A) e o pH era obtido pela utilização de uma sonda multiparâmetro (Hanna, H9828). Ao término de cada fase, era feita coleta de lodo para análise de mudança na dinâmica populacional microbiana (Bactéria e Archaea) pelo emprego das técnicas moleculares PCR e DGGE.

Métodos Estatísticos: O programa Sigma Stat versão 4.0 foi utilizado para a análise estatística dos dados, sendo aplicados o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, o qual não requer uma distribuição específica de dados para comparar o desempenho do reator durante as diferentes etapas experimentais. Os resultados foram avaliados de acordo com o valor de p. Se $p \leq 0,050$, a hipótese nula é rejeitada, ou seja, os grupos de dados são considerados estatisticamente diferentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DO CORANTE SOB CONDIÇÕES ANAERÓBIAS E MICROAERÓBIAS

A Tabela 1 mostra o desempenho operacional do reator durante todo o experimento. Na fase de aclimação a eficiência de remoção de DQO foi de 93%. Observa-se que o valor do pH está dentro do intervalo esperado para reatores anaeróbios, 6,6 a 7,4 recomendado para desempenho ideal de reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 2007). Além disso, a relação AGV/AT manteve-se abaixo de 0,4 indicando elevada estabilidade do reator durante todo o experimento.

Tabela 1 – Resumo das condições operacionais do reator durante o experimento.

Etapa	I	II	III	IV	V
Fim da etapa (dia)	84	211	260	361	447
DQO total (g/L)	2	2	2	2	2
TDH (h)	24	24	24	24	24
Concentração de corante (mg/L)	50	50	50	50	50
Concentração de AQDS (μ M)	-	-	-	25	25
Microaeração (mL/min)	-	-	1,0	1,0	-
DQO afluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	2328 (128)	2248 (242)	1529 (214)	2100 (236)	1572 (208)
DQO efluente ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	159 (37)	251 (48)	228 (21)	195 (63)	101 (30)
Remoção de DQO (%)	93 (1)	89 (3)	86 (3)	90 (5)	93 (3)
pH	7,16 (0,20)	7,25 (0,40)	7,62 (0,33)	7,85 (0,26)	7,59 (0,16)
AT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	827 (139)	854	786(23)	820	676 (32)
AGV ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	99 (62)				
AGV/AT	0,12 (0,06)	0,20	0,06 (0,02)	0,23	0,16 (0,07)
Cor afluente (mg/L)	-	54 (9)	46 (2)	48 (3)	45 (4)
Cor efluente (mg/L)	-	27 (6)	22 (2)	8 (1)	8 (1)
Remoção de cor (%)	-	50,96 (9,46)	49,85 (5,04)	82,85 (2,79)	81,88 (2,61)

Passado o período de aclimação (etapa I), o corante RR2 foi introduzido na concentração de 50 mg/L (etapa II). Nessa etapa, a eficiência obtida foi em média 50,96% com desvio padrão de 9,46%. Foi observada no início da operação uma remoção em torno de 60%. A maior eficiência no início da fase é, muito provavelmente, devido à adsorção do corante à manta de lodo que atingiu seu ponto de saturação.

Os resultados encontrados estão de acordo com Dos Santos (2005), que obteve 56% de eficiência em um reator EGSB com TDH de 10 horas e concentração de 1,25 g/L. Entretanto, Braúna (2009) reporta eficiência de 92% e 87% para concentrações de 20 mg/L e 40 mg/L, respectivamente, para um TDH de 10 horas. Uma possibilidade de a eficiência ter sido maior pode estar relacionada à baixa concentração de corante utilizada no experimento que, juntamente com a alta concentração de biomassa no reator, promoveu uma cinética de ordem zero e, conseqüentemente, maiores valores de eficiência (BRAÚNA, 2009).

Durante a etapa III, quando a microaeração era imposta no sistema, o comportamento foi estatisticamente similar ao da etapa anterior ($p = 0,975$). Assim, para as condições aplicadas nesse experimento, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração no reator UASB.

Observa-se através dos espectros de absorção que há uma queda na absorbância na região visível, em torno do comprimento de onda de 513 nm (seta vermelha), indicando que houve uma redução na concentração de corante (Figura 1). Observa-se ainda que o RR2 possui três picos de absorção, 230 nm (1), 260 nm (2) e em torno de 310 nm (3). Esses resultados estão compatíveis com os encontrados por Feng et al. (2000). Ainda, verifica-se que em torno do comprimento de onda 310 nm houve uma redução na absorbância, indicando que muito provavelmente o anel naftalênico foi quebrado durante a redução do corante. Esse resultado diverge do encontrado por Feng (2000), que utilizou pó de ferro na redução do corante.

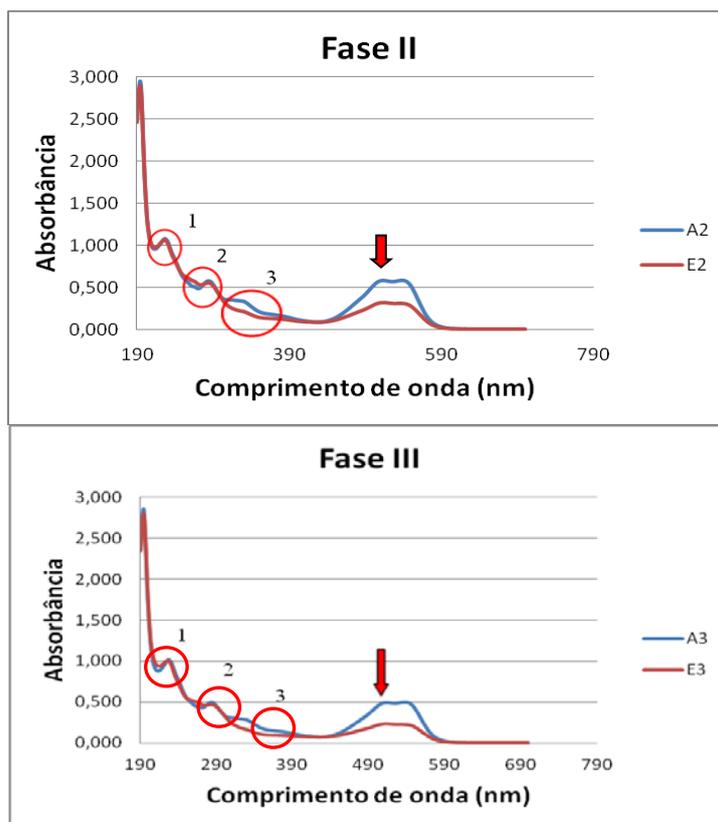


Figura 1 – Espectro obtido após a varredura do afluente e efluente ao reator UASB contendo o corante RR2 durante as Fases II e III.

A adição de baixas concentrações de oxigênio pode favorecer a degradação inicial dos compostos, 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). A microaeração iria influenciar na mineralização das aminas, facilitando a quebra do anel aromático, logo no espectro de absorção deveria ser evidente a redução da absorbância nos picos representativos das aminas entre afluente e efluente.

A impossibilidade de evidenciar a formação e mineralização das aminas nas duas fases II e III pode ser atribuída à baixa eficiência de remoção de corante nessas fases e, conseqüentemente, reduzida produção das aminas no sistema.

A fim de aumentar a remoção de cor e, conseqüentemente, formação de aminas, adicionou-se o mediador redox AQDS 25 μM (fase IV), na razão de 1mL/L de alimentação. O aumento da eficiência de remoção de cor foi quase que imediato, obteve-se uma remoção média de cor de 82,85%, em torno de 30% a mais em relação à etapa anterior. O resultado é semelhante ao obtido por Dos Santos, Cervantes e van Lier (2007), que utilizaram reatores EGSB (TDH = 10h) na descoloração do corante azo Reactive Red 2 na concentração de 1,25 g/L.dia. No trabalho citado, o reator era suplementado com 25 μM do mesmo mediador redox e atingiu uma eficiência média de descoloração de 88%, enquanto apenas 56% foram obtidos pelo reator livre de AQDS.

Durante etapa V, retirada da microaeração no sistema, o comportamento do sistema foi estatisticamente similar ao da etapa anterior ($p = 0,214$). Nessa fase, a remoção de cor foi de 81,88% e desvio padrão de 2,79%, um decréscimo de menos de 1%, conforme observado na Tabela 1. Assim, para as condições aplicadas nesse experimento, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração do reator UASB quanto ao desempenho na descoloração e mineralização do efluente sintético utilizado no presente estudo.

Em relação aos picos formados, não houve diferenças significativas entre as fases IV e V, Figura 2, todavia em relação às fases II e III houve uma maior absorbância nos picos 1 e 2, indicando maior formação desses compostos, e no pico 3 (anel naftalênico) houve maior diferença entre as absorbâncias do afluente e efluente.

Novamente, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração na formação e mineralização das aminas na redução do corante.

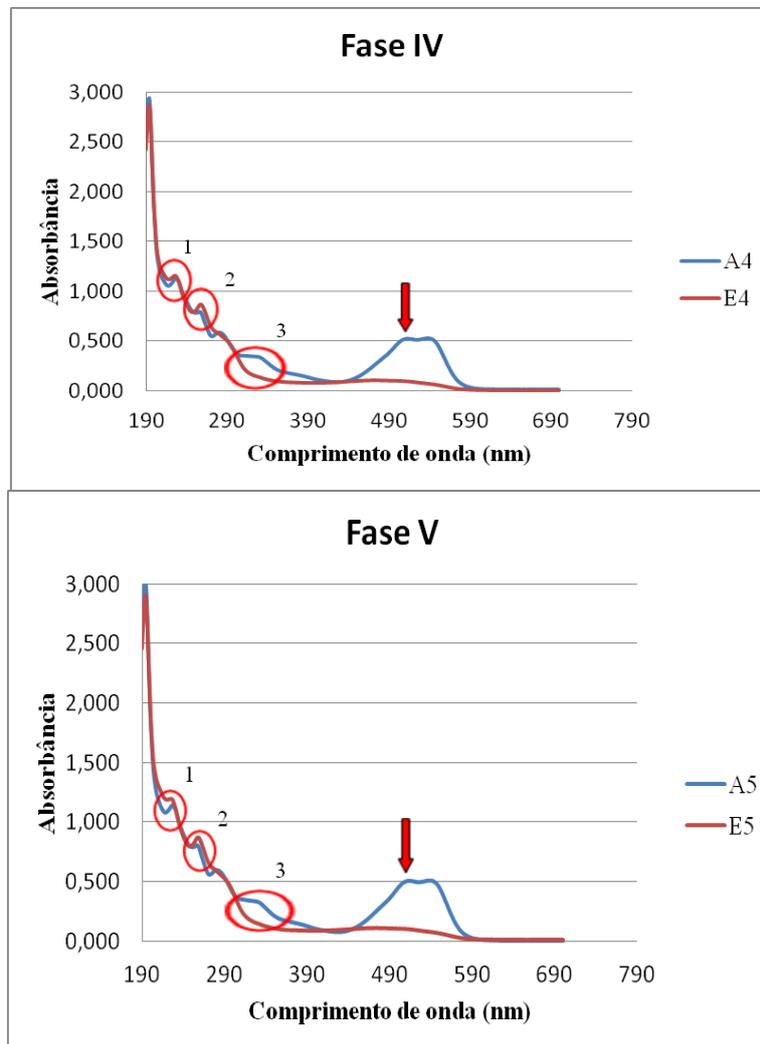


Figura 2 – Espectro obtido após a varredura do afluente e efluente ao reator UASB contendo o corante RR2 durante as Fases IV e V.

REMOÇÃO DE DQO E ESTABILIDADE OPERACIONAL DOS SISTEMAS ANAERÓBIOS E MICROAERÓBIOS

Os valores médios de pH dos efluentes dos reatores variaram de 7,16 a 7,85 estando próximos da faixa (6,6-7,4) recomendada por Chernicharo (2007) para um bom desempenho de reatores anaeróbios. Esses resultados estão, ainda, de acordo com o indicado por Pearce *et al.* (2003), os quais afirmam que o pH ótimo para remoção de cor é, geralmente, um valor neutro ou levemente alcalino e que as taxas de remoção de cor tendem a decrescer rapidamente em valores de pH bastante ácidos ou bastante alcalinos. Valores de pH acima de 8 e abaixo de 6 podem inibir por completo micro-organismos formadores de metano (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994 *apud* BRAÚNA, 2009).

Os reatores apresentaram valores médios de AGV/AT abaixo de 0,4 durante todo o experimento. Logo, a partir desses resultados, supõe-se que a alcalinidade total de todos os reatores foi suficiente para garantir a neutralização dos AGV não consumidos pelos microrganismos metanogênicos, evitando a acidificação dos reatores, o que comprometeria o seu desempenho (FIRMINO, 2009).

Ainda em relação à alcalinidade total, é conveniente lembrar que o tampão bicarbonato de sódio (NaHCO_3) era adicionado na proporção de 1 g para cada litro de alimentação. Portanto, isso justifica a grande variação dos

valores de alcalinidade observada em algumas etapas do experimento com o efluente sintético. No entanto, essa variação não é um problema, já que Isik e Sponza (2005), ao investigarem a influência da alcalinidade no processo de descoloração do corante CR em reator UASB, não encontraram qualquer evidência da relação entre a alcalinidade e as eficiências de remoção de cor desse corante (FIRMINO, 2009).

Observa-se que em relação à fase de aclimação houve uma redução na remoção de DQO de 93% para 89%, possivelmente pelo efeito tóxico do corante e dos subprodutos da sua redução (aminas aromáticas) sobre a microbiota metanogênica. O efeito da toxicidade pode não ter sido mais evidente devido à biodegradabilidade do substrato doador de elétrons (FIRMINO, 2009).

Esta pesquisa obteve resultado semelhante à Somasiri *et al.* (2008), fazendo uso de reator UASB (TDH = 24h), que obtiveram valores de eficiência de remoção de DQO superiores a 97% para esgoto sintético (partida do reator).

Com a adição da microaeração (Fase III), ocorreu novamente uma redução na eficiência de remoção de DQO de 89% para 86%. De acordo com Oliveira (2013) que utilizou microaeração na vazão 0,2 mL/min em reator UASB, usando etanol como fonte de matéria orgânica, não apresentou diferença significativa em relação à remoção de DQO.

Porém, em outros estudos (ZITOMER; SHROUT, 2000 *apud* OLIVEIRA, 2013; KHANAL; HUANG, 2003; DÍAZ *et al.*, 2010; JENICEK *et al.*, 2010) a adição da microaeração aumentou ligeiramente a remoção de DQO. Os autores atribuem esse efeito não só à complementação dos processos de oxirredução como também ao aumento da diversidade microbiana quando comparada a atividades estritamente anaeróbia. No caso do presente trabalho, a redução na remoção de matéria orgânica pode estar relacionada à redução da microbiota existente devido à adição de pequenas quantidades de oxigênio.

Nas fases IV e V, o reator foi suplementado com o mediador redox AQDS (25 μ M). Observa-se que houve um aumento na eficiência de remoção de 86% para 90%. O mesmo não foi observado por Firmino (2009), que encontrou eficiências praticamente idênticas para reator suplementado com AQDS (100 μ M). Já Cervantes *et al.* (2001), durante a remoção do corante azo *Acid Orange 7* por meio de reator UASB (TDH = 6 h), relataram que a eficiência média de remoção de DQO passou de 80% para aproximadamente 87% com a introdução de 30 μ M de AQDS no sistema. Em contraste, Albuquerque *et al.* (2005) observaram reduções nas taxas de remoção de DQO ao adicionar 0,05 mM do mediador redox AQS em um RBS anaeróbio-aeróbio que objetivava descolorir o corante azo *Acid Orange 7* (25 mg/L) na presença de 1150 mg/L de amido como substrato.

Na fase V, quando se retirou a microaeração mas com a dosagem de AQDS, houve um aumento da eficiência de remoção de 90% para 93%. Esse resultado foi semelhante ao que ocorreu entre as fases II e III, indicando que muito provavelmente a presença da microaeração causou um efeito ligeiramente negativo na remoção de matéria orgânica. As diferenças apresentadas entre as fases do experimento em relação à remoção de DQO são estatisticamente diferentes, $p < 0,001$ para todas as fases.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Para as condições aplicadas neste experimento, não foi possível evidenciar o efeito da microaeração no reator UASB quanto ao desempenho na descoloração e mineralização do efluente sintético utilizado no presente estudo. O aumento no desempenho de remoção foi devido à adição do mediador redox AQDS.

Por fim, os resultados obtidos foram semelhantes aos obtidos em outras pesquisas quanto à aplicação da tecnologia anaeróbia na remoção de corantes do grupo azo com e sem o uso de mediador redox. No entanto, é necessário uma etapa de pós-tratamento, visto que a remoção da cor desses sistemas ainda é insuficiente para padrões de descartes, além de não ocorrer a completa mineralização das aminas formadas.

Com base no trabalho realizado, recomenda-se que:

Estudos mais aprofundados utilizando equipamentos que possibilitem a identificação qualitativa e quantitativa das aminas aromáticas formadas na degradação do corante RR2, por exemplo cromatografia líquida (HPLC);

Experimento aumentando a vazão de aeração a fim de analisar se há alteração na mineralização das aminas e eficiência de remoção de cor;

Análise da microbiota presente no lodo e impacto da microaeração e presença do mediador redox.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. FIRMINO, P.I.M. Tratamento Anaeróbio e Microaeróbio de Águas Sintéticas Contaminadas com Btex. 2011. 183p. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental). Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.
2. BRAÚNA, CH.C.; MOTA, S.; SANTOS, A.B. Descoloração reductiva do corante azo RR2 na ausência e presença de mediador redox e acceptor de elétrons nitrato. Engenharia Sanitária e Ambiental, [s.l.], v. 14, n. 2, p.275-284, jun. 2009.
3. CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias v. 5, 2a ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. 380p.
4. DOS SANTOS, A.B. Reductive decolourisation of dyes by thermophilic anaerobic granular sludge. 2005. 176 f. (PhD Thesis). Sub-department of Environmental Technology, Wageningen University, Wageningen, 2005.
5. DOS SANTOS, A. B.; CERVANTES, F. J.; VAN LIER, J. B. Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology. Bioresource Technology, v. 98, p. 2369-2385, 2007.
6. FENG, Wu; NANSHENG, Deng; HELIN, Hua. Degradation mechanism of azo dye C. I. reactive red 2 by iron powder reduction and photo oxidation in aqueous solutions. Chemosphere, [s.l.], v. 41, n. 8, p.1233-1238, out. 2000.
7. FUCHS, G. Anaerobic metabolism of aromatic compounds. Annals of the New York Academy of Sciences, v. 1125, n. 1, p. 82-99, 2008.