

II-356 – AVALIAÇÃO DE REATOR UASB TRATANDO EFLUENTE SINTÉTICO DE LAVANDERIA INDUSTRIAL DE JEANS

Marcelo Guerra Pires de Carvalho⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Piauí (UFPI). Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutorando em Engenharia Civil (Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Pernambuco (UFPE). Professor do Instituto Federal do Piauí (IFPI).

Lourdinha Florêncio

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestra em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Doutora em Ciências Agrícolas e Ambiental (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Agrícola de Wageningen – Holanda. Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Mario Takayuki Kato

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Administrador pela Faculdade Católica de Economia e Administração do Paraná (FAE). Mestre em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Doutor em Ciências Agrícolas e Ambiental (Tecnologia Ambiental) pela Universidade Agrícola de Wageningen – Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Sávia Gavazza Pessoa

Engenheira Civil pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Doutora em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professora Adjunta da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).

Endereço⁽¹⁾: Av. Pedro Freitas, 1020 – Vermelha - Teresina - PI - CEP: 64018-000 - Brasil - Tel: (86) 3131-4802 - e-mail: mguerrapc@ifpi.edu.br

RESUMO

Dois reatores *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) foram utilizados para avaliar a descoloração reductiva do corante *direct black 22* (DB22) e a remoção da demanda química de oxigênio (DQO) tratando efluente sintético característico de indústrias têxteis com e sem adição de sulfato. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) e as cargas orgânicas volumétricas (COV) variaram por quatro fases: F1 (24h/0,54 KgDQO/m³.d); F2 (24h/1,04 KgDQO/m³.d); F3 (18h/1,60 KgDQO/m³.d), e; F4 (15h/1,90 KgDQO/m³.d.). Realizaram-se análises alcalinidade, DQO, sulfato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), ácidos graxos voláteis (AGV) e concentração de DB22. As eficiências de remoção de DQO obtidas foram de 26% para R1 e 33% para R2 na F1, de 68% para R1 e 64% para R2 na F2, de 96% para R1 e 85% para R2 na F3 e; de 93% para R1 e 80% para R2 na F4. Para o DB22 a eficiência de remoção foi de 34% para R1 e 25% para R2 na F1 e de 49% para R1 e R2 nas demais fases.

PALAVRAS-CHAVE: *Direct Black 22*, Degradação Biológica, Sulfato.

INTRODUÇÃO

Dados da ABIT (2013) revelam que o setor têxtil e de confecção brasileiro em 2013 teve faturamento de US\$ 53 bilhões, num total de investimentos que somaram US\$ 1,6 bilhões, sendo o 2º maior empregador da indústria de transformação. Atrélado aos benefícios econômicos, alguns problemas ambientais podem ser apontados, tais como o elevado consumo de água, a geração de efluentes com alta concentração de cor, matéria orgânica, sulfato, substâncias tóxicas (Ferraz Jr. et al., 2011), altas concentrações de produtos químicos, agentes redutores biologicamente difíceis de degradar e auxiliares inertes (Sarayu & Sandhya, 2011), corantes, substâncias alcalinas e cloreto de sódio (Balamurugan et al., 2011)

Vários corantes têm um baixo grau de fixação (50-80%) em tecidos, o que resulta em cargas elevadas de corante nas águas residuais (van der Zee, 2002). Durante o processo de tingimento, cerca de 10-15% dos corantes utilizados são libertados para a água residuária (Franciscon et al., 2009).

A descarga de efluentes contendo corantes causam impactos estéticos e afetam os processos fotossintéticos (Cervantes et al., 2007). Muitos corantes azo e seus produtos de degradação são tóxicos ou mutagênicos para a vida (van der Zee, 2002). Ademais possuem natureza carcinogênica (dos Santos et al., 2007), são tóxicas para o mundo biológico (Fahmi & Rahmat, 2010), são persistentes em ambientes naturais (Cervantes & Dos Santos, 2011).

O número de corantes utilizados atualmente na indústria têxtil é de aproximadamente 10.000 (van der Zee, 2002; Fahmi & Rahmat, 2010). Aproximadamente, 75% dos corantes são do tipo azo (Cervantes & Dos Santos, 2011), cuja clivagem da ligação azo resulta em aminas aromáticas.

Efluentes da indústria têxtil são comumente tratados por processos avançados de oxidação (POA) (Fahmi & Rahmat, 2010). Corantes azo podem ser reduzidos quimicamente, por exemplo, por Fe (II), outros sais inorgânicos ou orgânicos. Muito embora sejam eficazes para a remoção de cor, processos físico-químicos despendem mais energia e concentram a poluição em sedimentos sólidos ou líquidos (Shaw et al., 2002), conduzindo a um aumento indesejável na salinidade ou DQO do efluente, ou um aumento da produção de lodo (Libra et al., 1997) com necessidade de tratamento adicional ou descarte apropriado.

Na contramão do tratamento físico-químico, a capacidade de microrganismos para efetuar a descoloração do corante tem recebido muita atenção (Li & Guthrie, 2010) devido à sua relação custo-eficácia, menor produção de lodo, respeito ao meio ambiente (Nigam et al., 1996; Gurulakshmi et al., 2008; Türgay et al., 2011; Balamurugan et al., 2011).

A redução anaeróbia dos corantes azo compreende mecanismos diferentes. A distinção pode ser feita entre a redução enzimática direta e a redução indireta catalisada por mediadores redox. Para além destes mecanismos, os corantes azo são reduzidos quimicamente por redutores biogênicos, como sulfeto (van der Zee, 2002).

A redução direta consiste na transferência eletrônica direta a corantes azo como aceptores terminais via enzimas durante o catabolismo bacteriano, ligado à geração de ATP. (Gurulakshmi et al., 2009). Os equivalentes de redução gerados pela oxidação de substratos auxiliares reduzem a ligação azo, para formar aminas aromática (Yoo et al., 2001).

Na redução indireta a taxa de descoloração de corantes azo é aumentada através da utilização de mediadores de redox, tais como as flavinas (FADH₂, FMNH₂) solúveis em água, NADH ou NADPH. O mediador é reduzido biologicamente por enzimas não-específicas, agindo como o aceptor de elétrons direto do doador de elétrons primário. Após o que, os elétrons são transferidos quimicamente para o corante azo, que atua como aceptor terminal, com a consequente regeneração do mediador (dos Santos et al., 2007).

A descoloração química de corantes azo implica numa redução pelos produtos finais do catabolismo bacteriano, não ligado a geração de ATP (por ex., redução da ligação azo por redução de compostos inorgânicos tais como o Fe₂⁺ ou H₂S) (Gurulakshmi et al., 2008). Entretanto, o sulfato pode competir com os corantes como um aceptor de elétrons durante a redução enzimática direta. Assim a presença de sulfato pode ter efeitos distintos sobre a redução de corantes azo (Amaral et al., 2014).

Este trabalho avaliou o desempenho de reatores tipo UASB em escala de bancada tratando efluente sintético de lavanderia industrial de jeans com e sem adição de sulfato de sódio quanto à remoção de matéria orgânica (DQO) e de corante DB22.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram operados dois reatores UASB em paralelo, confeccionados em acrílico, com 114 mm de diâmetro interno e 540 mm de altura útil, sendo 440 mm para desenvolvimento do leito e manta de lodo e 100 mm para

o compartimento de decantação. Os reatores foram alimentados por bomba peristáltica Gilson® modelo MiniPlus.

Cada reator foi inoculado com 2 litros de lodo (50 g de STV), proveniente de reator anaeróbio de indústria de refrigerantes, cujo teor de sólidos totais voláteis era de 25,9 gSTV/L (0,54 gSTV/gST).

O afluente sintético era composto por amido, corante Direct Black 22/DB22 (0,06mM), NH_4Cl (280 mg/L), $\text{K}_2\text{PO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (330 mg/L), $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (100 mg/L), $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (10 mg/L), NaHCO_3 (2250 mg/L), solução de micronutrientes (1 mL/L). A solução de micronutrientes era composta por Fe (562 mg/L), B (9 mg/L), Zn (24 mg/L), Mn (139 mg/L), Cu (14 mg/L), Mo (4 mg/L), Al (10 mg/L), Co (495 mg/L), Ni (mg/L) e Se (49 mg/L). Tais soluções foram sugeridas por Florêncio et al. (1993). Para verificar a interferência da presença de sulfato, foram adicionados 250 mg Na_2SO_4 /L ao afluente sintético do Reator 2 (R2).

A operação dos reatores R1 e R2 durou, aproximadamente, quatro meses. Distinguindo-se quatro fases, distintas pela COV afluente e TDH, conforme Tabela 1. As análises e os respectivos métodos analíticos e referências estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 1: COV afluente aos reatores e TDH por fase de operação.

Parâmetro	Fase 1 – F1 06/11 a 11/12/2012	Fase 2 – F2 12/12/12 a 04/02/13	Fase 3 – F3 05/02 a 14/02/13	Fase 4 – F4 15/02 a 28/02/13
COV	0,54 KgDQO/m ³ .d	1,04 KgDQO/m ³ .d	1,60 KgDQO/m ³ .d	1,90 KgDQO/m ³ .d
TDH	24 horas	24 horas	18 horas	15 horas

*Para melhor adaptação do lodo inoculado, os reatores foram operados com recirculação de seus efluentes na proporção 1:1.

Tabela 2 – Análises, métodos analíticos e referências dos métodos.

Análises	Método Analítico	Referência do Método
Alcalinidade	Titulométrico	2320 (SMWW a)
Amônia	Titulométrico	4500- NH_3 (SMWW)
DB22	Espectrofotométrico	Pinheiro et al. (2004)
DQO	Espectrofotométrico	5220 – C (SMWW)
Sulfato	Gravimétrico	2590 (SMWW)

a Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater of American Public Health Association (SMWW/APHA, 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na F1 foi aplicada taxa de recirculação do efluente na proporção 1:1, assim a COV média afluente à R1 e R2 foi de 0,54 KgDQO/m³.d. As eficiências médias de remoção de DQO foram, aproximadamente, 26% para R1 e 33% para R2 (Figura 1).

Já para as fases subsequentes a COV foi aumentada para 1,04 KgDQO/m³.d, 1,60 KgDQO/m³.d e 1,90 KgDQO/m³.d, respectivamente para as fases F2, F3 e F4. Tal como esperado, pois a concentração de substrato auxiliar controla a velocidade de formação de equivalentes de redução ou de doadores de elétrons intermediários, a eficiência de remoção de DQO aumentou, alcançando, em média: na F2, 68% para R1 e 64% para R2; na F3, 96% para R1 e 85% para R2, e; na F4, 93% para R1 e 80% para R2 (Figura 1).

Os resultados de DQO apontam que, após ter sido alcançada a estabilidade do tratamento (F2), mesmo tendo sido reduzido o TDH de 24 horas na F2 para 18 horas na F3 e para 15 horas na F4, a eficiência de remoção de DQO não sofreu alteração significativa (Figura 1).

Naimabadi et al. (2009) operando reatores anaeróbios compartimentados, nos quais a COV variou de 1 a 5 KgDQO/m³.d, apontam que a remoção de DQO variou de 47 a 60%. Jonstrup et al. (2011), em seus estudos operando reatores anaeróbios em escala laboratorial, relatam que a remoção de DQO era maior que 95% em

todos para os TDHs de 3, 2 e 1,5 dias, sendo que para o TDH de 1 e 0,5 dias a remoção de DQO diminuiu para 82% e 78%, respectivamente.

Operando reatores UASB para diferentes TDH, Ferraz Jr. et al. (2011) relatam que quando a COV era 1,0 a 1,9 KgDQO/m³.d a eficiência média de remoção de DQO no reator foi de 50 a 59%, já quando a COV era de 2,1 a 3,3 KgDQO/m³.d a eficiência de remoção para este parâmetro foi de 48%. Os resultados obtidos no presente trabalho foram bem superiores, principalmente pelo fato de se ter usado efluente sintético no presente trabalho, enquanto que os autores utilizaram efluente real de bem mais difícil degradação.

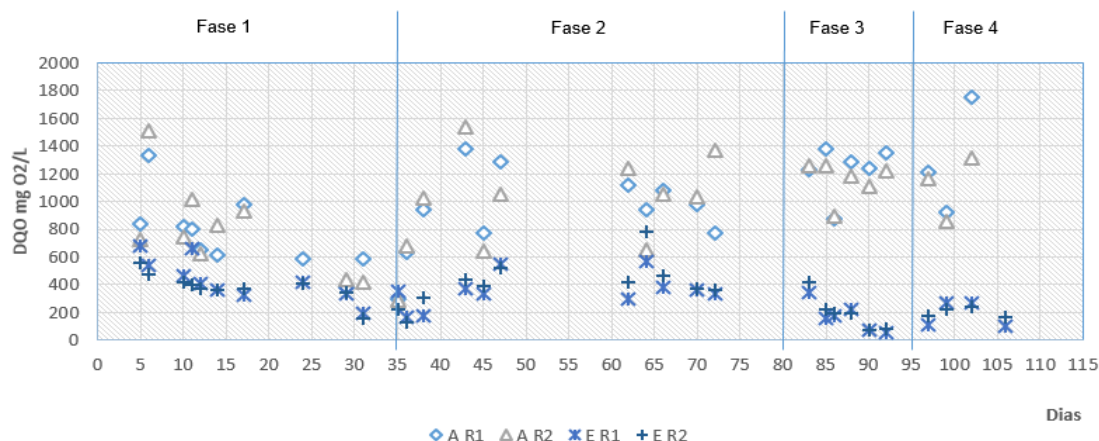


Figura 1: Concentração de DQO para os afluentes e efluentes dos reatores R1 e R2 durante a Fase 1 (AR1 – afluente de R1, AR2 – afluente de R2, ER1 – efluente de R1 e ER2 – efluente de R2). Os valores de DQO afluentes não representam a recirculação.

Em todas as fases as concentrações médias de DB22 nos afluentes foram de 32,3 mgDB22/L e 33,0 mgDB22/L para os reatores R1 e R2, respectivamente. Já para os efluentes, na F1 as concentrações médias de DB22 foram 20,1 mgDB22/L e 25,0 mgDB22/L para os reatores R1 e R2, respectivamente. Para F2, F3 e F4 as concentrações médias de DB22 foram 16,3 mgDB22/L e 16,7mgDB22/L para os reatores R1 e R2, respectivamente (dados não mostrados).

Paralelamente a baixa eficiência de remoção de DQO, na F1 houve menor remoção de DB22 (34% e 25% na F1 para R1 e R2, respectivamente, e 49% para R1 e R2 nas demais fases). Observa-se assim, que a eficiência de remoção do corante DB22 esteve relacionada à COV, reforçando a hipótese da transferência direta dos elétrons dos equivalentes de redução de complexos orgânicos para os corantes, via degradação anaeróbica por meio de enzimas.

Ferraz et al. (2011) relatam que durante a operação, a remoção de cor no reator UASB foi de 60%, 55% e 50% para os TDHs de 24, 16,6 e 12,3 horas, respectivamente. Tüργay et al. (2011) observaram que remoção de corante diminuiu apenas de 89,2% para 82,7% após a vazão ter sido dobrada, o que implicou, consequentemente, na duplicação da COV, e concluem que os microrganismos estavam adaptados.

Os resultados de DQO da primeira fase apontam que não houve lagfase de adaptação do lodo de inoculação dos reatores ao novo substrato, bem como, não ter havido nem mesmo após terem sido aumentadas as COVs (Figura 1).

A baixa remoção de cor verificada em todas as fases pode ser atribuída ao fenômeno de auto-oxidação, uma vez que o pequeno volume de efluente retirado do reator para análise (aproximadamente 200 mL) tornava-se turvo após alguns minutos, provavelmente devido ao contato com o ar. dos Santos et al. (2012) observaram o fenômeno da auto-oxidação, para um corante específico em sua investigação, uma vez que houve desenvolvimento de cor diferente do matiz original detectada após o pós-tratamento aeróbico, o que foi confirmado por algumas pequenas mudanças na faixa visível do espectro de absorção.

As concentrações médias de sulfato nos afluentes foram de 37 mgSO₄⁻²/L para R1 e de 150 mgSO₄⁻²/L para R2. Já as concentrações médias de sulfato nos efluentes foram de 12 mgSO₄⁻²/L para R1 e de 17 mgSO₄⁻²/L para R2. Assim as eficiências médias de remoção para os reatores UASB foram de 71 e 90% para R1 e R2, respectivamente. Na Figura 2 estão os resultados das análises de sulfato ao longo dos dias de operação dos reatores.

Muito embora tenha havido boa remoção de sulfato, em R2 não se observou interferência na eficiência de remoção de DQO ou de DB22, pois para quase todas as fases as eficiências em R1 foram ligeiramente superiores às de R2, embora o sulfato possa competir com o corante como aceptor de elétrons durante a oxidação do substrato e o sulfeto gerado na redução do sulfato possa reduzir quimicamente o corante.

van der Zee (2002) observa que uma vez que a coloração pode ser removida por sulfeto, a atividade biológica não é um pré-requisito para a redução do corante azo. Como o sulfeto está inevitavelmente presente em ambientes anaeróbios, a redução química do corante azo irá contribuir para o processo global de descoloração nestas condições.

Libra et al. (1997) demonstraram a importância das bactérias redutores de sulfato na descoloração do corante azo C.I. Reactive Orange, pois em seus experimentos a descoloração levou o dobro do tempo na presença de inibidores de bactérias redutores de sulfato. Já Cervantes et al. (2007) apontam que a presença de sulfato (sulfato de 5-10 g/L) só interferiu sobre a taxa de descoloração dos corantes quando utilizaram mediador redox externo.

Em média o potencial redox do efluente de R1 e R2 foi E₀ = -310 mV, próximo ao esperado para o sulfeto agir como aceptor de elétrons na redução química dos corantes azo. No entanto, mesmo tendo havido redução do sulfato, não se observou incremento na eficiência de remoção de DQO nem de corante DB22 para R2 em comparação à R1. O que coaduna com a posição de Yoo et al. (2001) de que não há vantagem termodinâmica quando se compara cofatores FADH₂ ou FMNH₂ (E₀ = -220 mV) a outros agentes redutores como HS₂ (E₀ = -270 mv) ou H₂S (E₀ = -250 mv), durante a degradação anaeróbia de corantes azo.

As concentrações médias de nitrogênio amoniacal nos afluentes foram de 30 mgNH₄⁺/L tanto para R1 como para R2. Já as concentrações médias de nitrogênio amoniacal nos efluentes foram de 35 mgNH₄⁺/L tanto para R1 como para R2 (Figura 3).

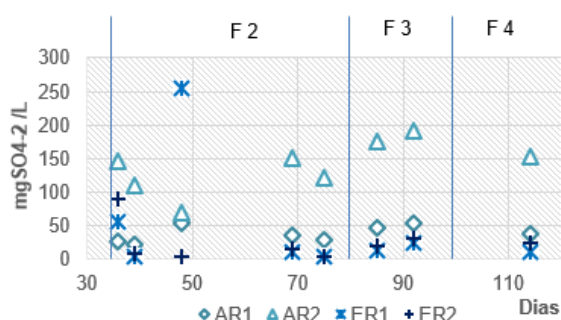


Figura 2 – Concentração de SO₄⁻² para os afluentes e efluentes dos reatores R1 e R2 (AR1 – afluente de R1, AR2 – afluente de R2, ER1 – efluente de R1 e ER2 – efluente de R2).

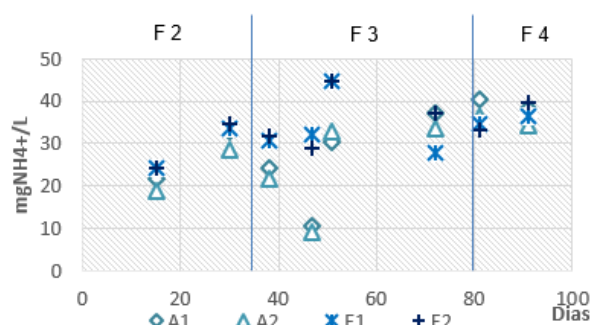


Figura 3 – Concentração de NH₄⁺ para os afluentes e efluentes dos reatores R1 e R2 (AR1 – afluente de R1, AR2 – afluente de R2, ER1 – efluente de R1 e ER2 – efluente de R2).

Embora os resultados apontem ligeiro incremento da alcalinidade nos reatores – em média, de 714 para 1000 mgCaCO₃/L em R1 e de 820 para 900 mgCaCO₃/L em R2 (Figura 4), não se pode atribuir à ocorrência de amonificação, visto que os resultados não evidenciam aumento na concentração de NH₄⁺ ou não guardam a proporção de 1:0,5 entre os números de moles de NH₄⁺ e de alcalinidade, que se esperam ser produzidos naquela reação, bem como, pelo fato das aminas aromáticas resultantes da clivagem das ligações azo não serem passíveis de amonificação.

Uma vez que o tanto nitrogênio das moléculas do corante quanto as aminas aromáticas resultantes da clivagem da ligação azo são computados nas determinações de NTK, os resultados deste parâmetro são coerentes, pois tanto para os afluentes quanto para os efluentes dos reatores R1 e R2 as concentrações médias de NTK foram de 35-39 mgNTK/L (dados não mostrados).

As concentrações médias de AGV nos afluentes foram de 240 mgCaCO₃/L tanto para R1 como para R2. Já as concentrações médias de AGV nos efluentes foram de 130 mgCaCO₃/L tanto para R1 como para R2 (Figura 5). Resultados que indicam que não houve acumulação de AGV nos reatores e a possibilidade de ocorrência da produção de metano. van der Zee (2002) relatam que embora a participação das bactérias metanogênicas na redução de corantes azo não esteja evidenciado, elevadas descolorações estiveram associadas à produção de biogás em reatores anaeróbios. Cervantes & Dos Santos (2011) citam que a atividade metanogênica é inibida pelo aumento da concentração de corantes azo, o que pode ser devido à competição pelos equivalentes de redução entre os tipos de bactérias.

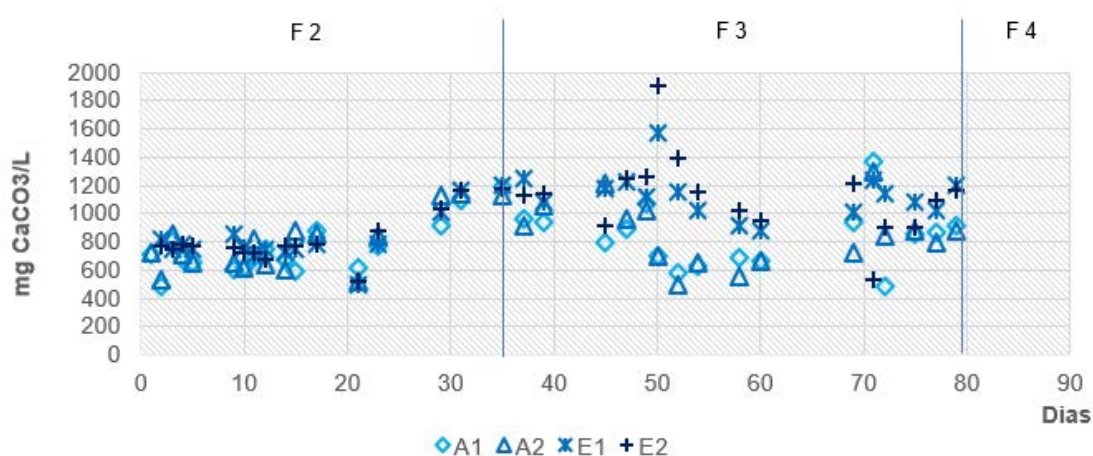


Figura 4 – Alcalinidade Total, em termos de CaCO₃, para os afluentes e efluentes dos reatores R1 e R2 (AR1 – afluente de R1, AR2 – afluente de R2, ER1 – efluente de R1 e ER2 – efluente de R2).

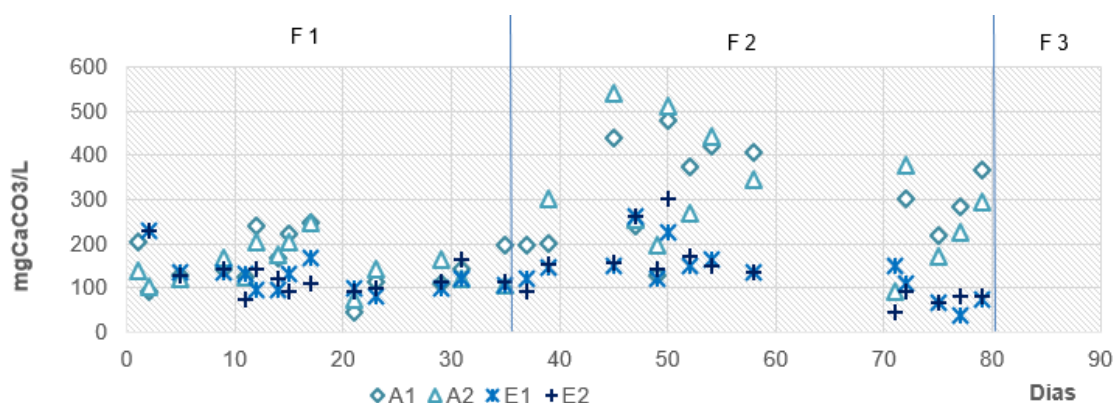


Figura 5 – Concentração de AGV, em termos de CaCO₃, para os afluentes e efluentes dos reatores R1 e R2 (AR1 – afluente de R1, AR2 – afluente de R2, ER1 – efluente de R1 e ER2 – efluente de R2)

A relação entre os resultados de alcalinidade e AGV (0,13 a 0,15) enfatizam a estabilidade operacional dos reatores UASB, vez que esta deve ser inferior a 0,4. Behling et al. (1997) citam que a estabilidade de reatores UASB pode ser alcançada para razão AGV/Alcalinidade menores que 0,4.

CONCLUSÕES

Os reatores UASB apresentaram satisfatória eficiência de remoção DQO apenas para COV superior a 1,04 KgDQO/m³.d (68% para R1 e 64% para R2), não tendo sofrido variação significativa entre a COV de 1,60 KgDQO/m³.d (96% para R1 e 85% para R2) e a COV de 1,9 KgDQO/m³.d (93% para R1 e 80% para R2). Corroborando com a hipótese de transferência direta de elétrons da matéria orgânica, via equivalentes de redução gerados pela oxidação de substratos, para corantes azo durante o catabolismo bacteriano.

A eficiência de remoção do corante DB22 esteve relacionada à COV, reforçando a hipótese do mecanismo de descoloração redutiva enzimática direta, sendo de 25% a 34% para a COV de 0,54 KgDQO/m³.d e de 49% quando a COV variou de 1,04 KgDQO/m³.d a 1,90 KgDQO/m³.d.

Não se observou variação na eficiência de remoção de DQO ou de DB22 devido a adição de sulfato de sódio ao efluente, reforçando a hipótese de que o sulfato pode ter efeitos distintos sobre a redução de corantes azo. Isto porque o sulfato pode competir com o corante como aceptor de elétrons durante a oxidação do substrato e o sulfeto gerado na redução do sulfato pode reduzir quimicamente o corante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABIT, s.d. ABIT - Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção. [Online] Available at: <http://www.texbrasil.com.br/texbrasil/SobreSetor.aspx?tipo=15&pag=1&nav=0&tela=SobreSetor> [Acesso em 12 Agosto 2014].
2. Amaral, F., Kato, M., Florêncio, L. & Gavazza, S., 2014. Color, organic matter and sulfate removal from textile effluents by anaerobic and aerobic processes. *Bioresource Technology*, Volume 163, pp. 364-369.
3. Balamurugan, B., Thirumarimurugan, M. & Kannadasan, T., 2011. Anaerobic degradation of textile dye bath effluent using *Halomonas* sp.. *Bioresource Technology*, Volume 102, p. 6365–6369.
4. Carliell, C. et al., 1995. Microbial decolourisation of a reactive azo dye under anaerobic conditions. *Water SA*, 21(1), pp. 61-69.
5. Cervantes, F. J. & Dos Santos, A. B., 2011. Reduction of azo dyes by anaerobic bacteria: microbiological and biochemical aspects. *Environ Sci Biotechnol*, Volume 10, p. 125–137.
6. Cervantes, F. J. et al., 2007. Biogenic sulphide plays a major role on the riboflavin-mediated decolourisation of azo dyes under sulphate-reducing conditions. *Chemosphere*, Volume 68, p. 1082–1089.
7. dos Santos, A. B., Cervantes, F. J. & van Lier, J. B., 2007. Impact of redox mediators on coulor removal of azo dyes and anthraquinone dyes by anaerobic granular sludge under mesophilic and thermophilic conditions. *Eng. sanit. ambient.*, Volume 12, pp. 102-108.
8. dos Santos, A. B., Firmino, P. I. M., Sousa, M. R. d. & Silva, M. E. R. d., 2012. Sequential Anaerobic/Aerobic Treatment of Dye-Dye-Containing Wastewaters: Colour and COD. *Appl Biochem Biotechnol*, Volume 166, p. 1057–1069.
9. Fahmi, C. Z. A. A. & Rahmat, N. R., 2010. Multi-stage Ozonation and Biological Treatment for Removal of Azo Dye Industrial Effluent. *International Journal of Environmental Science and Development*, Volume 1.
10. Ferraz Jr., A. D. N., Kato, M. . T., Florencio, L. & Gavazza, S., 2011. Textile effluent treatment in a UASB reactor followed by submerged aerated biofiltration. *Water Science & Technology*, pp. 1581-1589.
11. Florêncio, L., Jenicek, P., Field, J. A. & Lettinga, G., 1993. Effect of Cobalt on the Anaerobic Degradation of Methanol. *Journal os Fermentation and Bioengineering*, 75(5), pp. 368-374.
12. Franciscon, E. et al., 2009. Biodegradation of textile azo dyes by a facultative *Staphylococcus arlettae* strain VN-11 using a sequential microaerophilic/aerobic process. *International Biodeterioration & Biodegradation*, Volume 63, p. 280–288.
13. Gurulakshmi, M., Sudarmani, D. & Venba, R., 2008. Biodegradation of Leather Acid dye by *Bacillus subtilis*. *Advanced Biotech*, pp. 12-18.
14. IndiaMART InterMESH Limited, s.d. © Kolorjet Chemicals Pvt Ltd.. [Online] Available at: <http://www.dyes-pigments.com/global-dyestruff-industry.html> [Acesso em 10 Agosto 2014].
15. Industry, Textil, 2013. Textile Industry. [Online] Available at: <http://textileindustry.ning.com/profiles/blogs/o-vestir-da-cor-03> [Acesso em 2014].

16. Jonstrup, M., Kumar, N., Murto, M. & Mattiasson, B., 2011. Sequential anaerobic–aerobic treatment of azo dyes: Decolourisation and amine degradability. *Desalination*, Volume 280, p. 339–346.
17. Libra, J., Yoo, E., Borchert, M. & Wiesmann, U., 1997. *Series of the CRC 193: Biological Wastewater Treatment*. Berlin, s.n.
18. Li, T. & Guthrie, J. . T., 2010. Colour removal from aqueous solutions of metal-complex azo dyes using bacterial cells of *Shewanella* strain J18 143. *Bioresource Technology*, Volume 101, p. 4291–4295.
19. Madigan, M., Martinko, J. & Parker, J., 2013. *Brock Biology of Microorganisms*. 14th ed. New Jersey: Prentice-Hall, .
20. Maier, J. et al., 2004. A New Alkali-Thermostable Azoreductase from *Bacillus* sp. Strain SF. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(2), p. 837–844.
21. Naimabadi, A., Attar, H. M. & Shahsavani, A., 2009. Decolorization and biological degradation of azo dye reactive red2 by anaerobic/aerobic sequential process. *Iran. J. Environ. Health*, 6(2), pp. 67-72.
22. Nigam, P., Banat, I. M., Singh, D. & MarchanV, R., 1996. Microbial Process for the Decolorization of Textile Effluent Containing Azo, Diazo and Reactive Dyes. *Process Biochemistry*, 31(5), pp. 435-442.
23. Pearce, C., Lloyd, J. & Guthrie, J., 2003. The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review. *Dyes and Pigments*, Volume 59, pp. 179-196.
24. Pinheiro, H., Touraud, E. & Thomas, O., 2004. Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewaters. *Dyes and Pigments*, Volume 61, pp. 121-139.
25. Rafii, F., Franklin, W. & Cerniglia, C. E., 1990. Azoreductase Activity of Anaerobic Bacteria Isolated from Human Intestinal Microflora. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(7), pp. 2146-2151.
26. Sandhya, S. et al., 2005. Microaerophilic–aerobic sequential batch reactor for treatment of azo dyes containing simulated wastewater. *Process Biochemistry*, Volume 40, p. 885–890.
27. Sarayu, K. & Sandhya, S., 2011. Current Technologies for Biological Treatment of Textile Wastewater–A Review. *Appl Biochem Biotechnol*.
28. Sarayu, K. & Sandhya, S., 2011. Current Technologies for Biological Treatment of Textile Wastewater–A Review. *Appl Biochem Biotechnol*.
29. Shaw, C., Carliell, C. & Wheatley, A., 2002. Anaerobic/aerobic treatment of coloured textile effluents using sequencing batch reactors. *Water Research*, Volume 36, p. 1993–2001.
30. Türgay, O. et al., 2011. The treatment of azo dyes found in textile industry wastewater by anaerobic biological method and chemical oxidation. *Separation and Purification Technology*, Volume 79, pp. 23-26.
31. van der Zee, F. P., 2002. *Anaerobic azo dye reduction*. Wageningen: Wageningen University.
32. van der Zee, F. P. et al., 2003. The contribution of biotic and abiotic processes during azo dye reduction in anaerobic sludge. *Water Research*, Volume 37, p. 3098–3109.
33. Yoo, E. S., Libra, J. & Adrian, L., 2001. Mechanism of decolorization of azo dyes in anaerobic mixed culture. *Journal of environmental engineering*, Volume 844-849, p. September.