

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

OTIMIZAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO POR MEIO DA REDUÇÃO DE DQO UTILIZANDO ELETRODOS DE AÇO CARBONO

*Liana Geisa Conrado Maia¹
Eliezer Fares Abdala Neto¹
Ari Clecius Alves de Lima¹
Ronaldo Ferreira do Nascimento²
Ronaldo Stefanutti¹

REMOVAL OF COD AND TURBIDITY OF WASTE
STABILIZATION POND
ELECTROCOAGULATION/FLOCULATION

Recibido el 9 de marzo de 2015; Aceptado el 2 de noviembre de 2015

Abstract

This paper proposes to develop a technology electrocoagulation/electroflotation for post-treatment of wastewater. The paper investigated the application of electrocoagulation/electroflotation with two sets of electrodes, carbon steel and aluminum, in the treatment of the effluent from the stabilization pond wastewater treatment Set New Metropolis, located in Caucaia, Ceará station. Studies applying the technique of electrocoagulation/electroflotation for wastewater treatment are made, mostly at the level of Countertop. In order to assess the technical and economic feasibility of implementing the electrolytic polishing of wastewater stabilization ponds, tests were carried out in electrolytic cells operating 4L batch, varying some settings, such as pH, mechanical agitation and electrolyte concentration. Based on the removal efficiency of turbidity and COD were determined optimal settings for electrodes of aluminum and carbon steel. It was noted that the optimal settings for aluminum electrodes were pH = 8.95, 0.078 = rpm mechanical agitation and electrolyte concentration = 0.8405 mg / l of NaCl and HDT = 20 min, while for carbon steel electrodes were pH = 8.12, mechanical stirring = 193.04 rpm and electrolyte concentration = 0.4865 mg / L NaCl and HRT = 10 min. In both conditions effluent to values lower than 50 NTU turbidity of less than 50 mg / L, COD pH of 9 was obtained.

Keywords: Electrocoagulation, wastewater, wastewater treatment, stabilization pond.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

² Departamento de Físico-Química, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Bloco 713, Avenida Humberto Monte S/N, Campus do Pici, Fortaleza-CE. CEP 60451-970, Brasil. Fone: +55 85 33669623. Email: lianageisa@hotmail.com

Resumo

O presente trabalho propõe desenvolver uma tecnologia de eletrocoagulação/eletroflotação para o pós-tratamento de efluentes sanitários. O trabalho investigou a aplicação da eletrocoagulação/eletroflotação com um conjunto de eletrodos de aço carbono no tratamento do efluente da lagoa de estabilização da estação de tratamento de efluente do Conjunto Nova Metrópole, localizada na cidade de Caucaia, Ceará. Com o objetivo de avaliar a viabilidade técnico-econômica da implantação do polimento eletrolítico do efluente de lagoas de estabilização, foram conduzidos testes em células eletrolíticas de 4L operando em batelada, variando-se algumas configurações, tais como pH inicial, velocidade de agitação e concentração de eletrólito. Com base na redução de DQO, foram determinadas configurações ótimas para os eletrodos de aço carbono. Com base na remoção de DQO, foram determinadas configurações ótimas de operação, pH inicial de 7.91, velocidade de agitação de 210 rpm e concentração de eletrólito de 0.5049 mg/L de NaCl e tempo de detenção (TDH) de 10 min. Obteve-se DQO inferior a 100mg/L atendendo a legislação local para lançamento de efluentes.

Palavras-chave: Eletrocoagulação, efluente doméstico, tratamento de efluente, lagoa de estabilização

Introdução

Apesar de apresentar-se como opção tecnológica viável quanto à remoção da matéria orgânica, constatou-se nos últimos anos que as lagoas facultativas apresentam pequena eficiência na remoção de nutrientes e sólidos em suspensão, representados pelas biomassas bacteriana e algal, o que pode ser crítico caso o corpo receptor seja sensível à eutrofização, como lagos e estuários. Embora o polimento do efluente possa ser realizado por diversas vias, a única que promove a remoção efetiva do fósforo, nutriente limitante do processo de eutrofização, é a via físico-química (Oliveira e Gonçalves, 1999).

Na tecnologia eletrolítica os elétrons são providos diretamente do material tratado, eliminando a necessidade da adição de substâncias redutoras ou oxidantes potencialmente tóxicas. Sua utilização tem larga importância, pois reduz a toxicidade dos efluentes através da transformação de substâncias persistentes em substâncias facilmente biodegradáveis. Dessa forma, o tratamento eletrolítico permite o aumento da eficiência do tratamento biológico convencional. Okuno *et al.* (2010) afirmam que tanto íons atômicos como os moleculares são entidades muito mais reativas do que átomos ou moléculas neutros.

Vários autores consideram que a eletrocoagulação/floculação (ECF) tem se mostrado uma alternativa promissora para o atendimento à legislação ambiental, além de ser versátil e competitiva para instalações em tanques que requerem grandes volumes de água a ser tratada. As unidades de ECF são pequenas e compactas, além de requererem pouca manutenção e custos operacionais menores quando comparados a outras unidades de flotação (Mollah, 2001; Crespilho *et al.*, 2004; Cerqueira, 2011; Cerqueira e Marques, 2012).

A oxidação em eletrodos que apresentam ferro em sua constituição em um sistema eletroquímico produz hidróxido de ferro, $Fe(OH)_n$, em que n pode ser 2 (Equações 1 a 4) ou 3 (Equações 5 a 8) (Mollah *et al.*, 2001; Casillas *et al.*, 2007).

As partículas de $Fe(OH)_n$ geradas formam uma suspensão gelatinosa que podem remover os poluentes por complexação ou atração eletrostática, seguidas de coagulação. Esse processo pode ocorrer segundo mecanismos distintos.

Mecanismo 1

Ânodo:

oxidação do ferro: $Fe_{(s)} \leftrightarrow Fe_{(aq)}^{2+} + 2e^{-}$ **Equação (1)**

formação do hidróxido ferroso: $Fe_{(aq)}^{2+} + 2OH^{-}_{(aq)} \leftrightarrow Fe(OH)_{2(s)}$ **Equação (2)**

Cátodo:

redução da água e formação de hidrogênio gasoso: $8H_2O_{(l)} + 2e^{-} \leftrightarrow H_{2(g)} + 2OH^{-}_{(aq)}$ **Equação (3)**

Reação global: $Fe_{(s)} + 2H_2O_{(l)} + O_{2(g)} \leftrightarrow Fe(OH)_{2(s)} + H_{2(g)}$ **Equação (4)**

Mecanismo 2

Ânodo:

oxidação do ferro: $4Fe_{(s)} \leftrightarrow 4Fe_{(aq)}^{2+} + 8e^{-}$ **Equação (5)**

formação do hidróxido férrico: $4Fe_{(aq)}^{2+} + 10H_2O_{(l)} + O_{2(g)} \leftrightarrow 4Fe(OH)_{3(s)} + 8H^{+}_{(aq)}$ **Equação (6)**

Cátodo:

formação de hidrogênio gasoso: $8H^{+}_{(aq)} + 8e^{-} \leftrightarrow 4H_{2(g)}$ **Equação (7)**

Reação global: $4Fe_{(s)} + 10H_2O_{(l)} + O_{2(g)} \leftrightarrow 4Fe(OH)_{3(s)} + 4H_{2(g)}$ **Equação (8)**

O processo eletrolítico empregado nesta pesquisa é explicado por Abdala Neto (2012) como sendo um processo baseado na geração de campo elétrico uniformemente variado proveniente de uma fonte de tensão elétrica externa. Esta corrente elétrica emite elétrons alternadamente em uma faixa de frequência de 0 a 200 Hz, aos eletrodos submersos na água. Por outro lado, as moléculas de água presentes possuem também sua faixa de frequência vibratória natural, denominada de frequência natural da matéria pois qualquer objeto formado por um material elástico, quando perturbado, vibrará com seu próprio conjunto de frequências particulares, que juntas formam seu padrão de emissão.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a redução na concentração de matéria orgânica em termos de DQO, em efluente doméstico proveniente de lagoa de estabilização, submetido a EFC operando com eletrodos passivos de aço carbono, visando atender as normas de lançamento estabelecidas pelas leis ambientais.

Materiais e métodos

Efluente

O efluente utilizado para a realização deste estudo é proveniente de uma lagoa de estabilização facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do Conjunto Nova Metrópole, na cidade de Caucaia-Ceará, as características físico-químicas e bacteriológicas da coleta realizada no mês de outubro de 2014 estão mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Características físico-químicas do efluente doméstico utilizados para o estudo

Parâmetros	Valores da Portaria 430/2011 CONAMA	Resultado do efluente
pH	7.5 a 10	10.14
Temperatura(�C)	< 40	28.71
Turbidez(UNT)	*	544
DQO (mg/L)	200	356.88
DBO (mg/L)	<60	199
Coliformes Totais (NMP/100mL)	5000	275.5 x 10 ⁴

*não é exigido para lançamento de esgoto

Ensaio de eletrocoagula o/flocula o

O processo eletrolítico foi promovido por corrente alternada utilizando-se uma fonte de tensão (Hayama[ ] HY-125TM), operando em 220-12V, montado conforme apresentado na Figura 1. Os cátodos e os ânodos empregados foram feitos de chapas de aço carbono perfazendo 18 unidades. Cada chapa mediu 400 x 9 x 3 mm, com área de superfície total de 0.18 m².

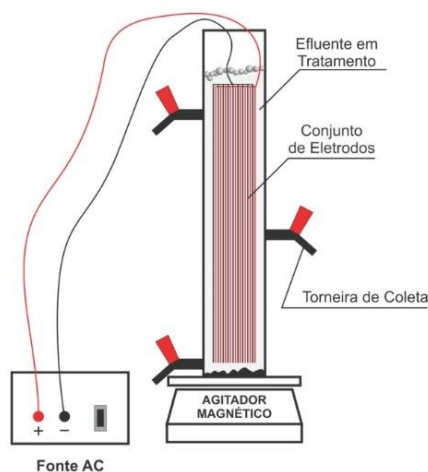


Figura 1. Esquema geral do reator usados no processo de eletrocoagula o/flocula o

As placas foram espaçadas entre si em 5 mm. O reator de bancada foi confeccionado em acrílico para melhor acompanhamento da evolução dos processos eletroquímicos envolvidos, com dimensões 60 x 10 cm, totalizando um volume de 4710 cm³. O formato cilíndrico foi usado para evitar que resíduos provenientes dos ensaios eletroquímicos ficassem aderidos em cantos “mortos” dentro do reator, como acontece em reatores de formato tipo tanque (cúbico), e também oferecer o mínimo de resistência à hidrodinâmica da flotação, favorecendo o processo.

Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas

O pH e a temperatura foram monitorados diretamente em sonda multiparamétrica (HANNA HI9828) os demais parâmetros físico-químicos e bacteriológicos seguiram seus respectivos métodos analíticos e referências descritos na Tabela 2 foram determinados segundo metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2014)

Tabela 2. Variáveis monitoradas e métodos analíticos utilizados no ensaio

Parâmetros	Resultado do efluente
Turbidez(UNT)	Nefelométrico
DQO (mg/L)	Closed reflux, titrimetric Method
DBO (mg/L)	Winkler Modificado pela Azida Sódica
Coliformes Totais (NMP/100mL)	Colilert, da Indexx

Determinação de íons metálicos

A determinação de Ferro e Manganês, foi realizada no Laboratório de Análise de Traços – LAT, no Departamento de Química Analítica e Físico-Química da Universidade Federal do Ceará.

A concentração dos íons metálicos dissolvidos foi realizada utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica (EAA) modelo GBC 933 plus. A análise foi realizada com o líquido sobrenadante após aplicado o tratamento de ECF, a amostra foi filtrada em seguida acidificada com ácido nítrico a pH 2.

Resíduo Gerado

Após processo de ECF o efluente tratado foi acondicionado em Becker para evaporação em estufa a temperatura entre 105 e 110°C até obtenção do resíduo seco. Os resíduos após secos foram pesados em balança analítica até obtenção de peso constante.

Consumo Energético

De acordo com Kobya *et al.* (2006) o consumo de energia em um reator em batelada é expresso pela Equação 9:

$$C_{energia} = \frac{U.i.t}{V}$$

Equação (9)

Onde:

$C_{energia}$ é o consumo de energia (Wh/m³); U, a tensão elétrica aplicada no sistema (V); i, a corrente elétrica aplicada (A); t, o tempo de aplicação da corrente (h); V, o volume de efluente tratado (m³).

Delimitação Experimental

Os experimentos foram feitos por meio de delineamento experimental de superfície de resposta do tipo Box-Behnken. Quando se estudam três fatores, o delineamento Box-Behnken oferece a vantagem, sobre outras metodologias de superfície de resposta, de necessitar um número menor de experimentos. A Tabela 3 mostra os valores codificados, não codificados de cada fator para os três níveis utilizados para as seguintes variáveis independentes: concentração de eletrólito (X_1), pH inicial (X_2) e velocidade de agitação (X_3). O percentual de remoção de DQO foi tomado como resposta do sistema.

Tabela 3. Fatores codificados e seus níveis no planejamento fatorial Box-Behnken

Fatores	Níveis		
	-1	0	+1
Concentração de Eletrólito (mg/L)	0	0.5	1
pH inicial	3	7	11
Velocidade de Agitação (rpm)	0	200	400

Tabela 4. Planejamento fatorial Box-Behnken

Ensaio	Concentração de Eletrólito (mg/L)	pH	Velocidade de Agitação (rpm)
1	0.5	7	200
2	0.5	11	400
3	1	3	200
4	0.5	3	400
5	0	7	0
6	1	7	400
7	0.5	11	0
8	0.5	7	200
9	0.5	3	0
10	0	11	200
11	0.5	7	200
12	1	11	200
13	0	3	200
14	0.5	7	200
15	0	7	400
16	1	7	0

Os dados experimentais foram ajustados a um modelo polinomial de segunda ordem e coeficientes de regressão foram obtidos. O modelo polinomial de segunda ordem usado na resposta (DQO) está mostrado na Equação 10:

$$DQO = 62,51 + 7,06X_1 - 4,98X_2 - 0,55X_3 - 27,62X_1X_2 - 24,47X_1X_3 + 4,19X_2X_3 + 28,42X_1^2 + 11,04X_2^2 - 1,48X_3^2$$

Onde: DQO é a resposta predita; X_1 concentração de eletrólito; X_2 é o pH inicial; X_3 é a velocidade de agitação.

Resultados e Discussões

A aparência visual do efluente pós-tratado variou pouco após cada ensaio. Ocorrendo principalmente flotação e sedimentação após aplicação da eletrocoagulação/floculação tal como mostrado na Figura 2.

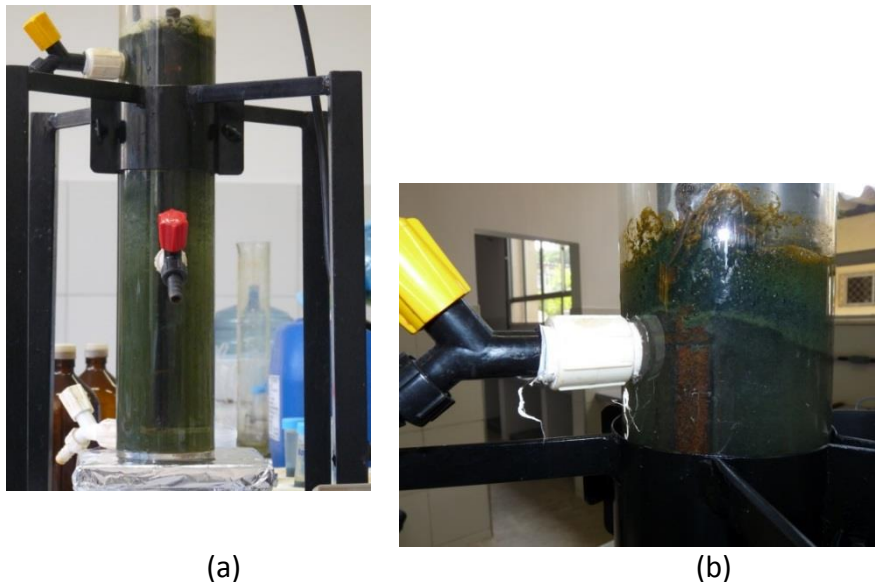


Figura 2. (a) Imagem do reator em funcionamento para tratamento por eletrocoagulação/floculação, (b) Imagem do flocos produzidos durante o processo. Ensaio realizado no ponto central do delineamento experimental

Estudo da Cinética de remoção de DQO

O percentual de remoção de DQO foi analisado a partir de um estudo da cinética de degradação para os tempos 0, 10, 20, 30 e 40 minutos utilizando o modelo de cinética de primeira ordem (SFO) como base de análise. Para tal, utilizou-se o Software R versão 3.0.3 pelo método do ajuste de regressão não linear.

Os valores de R^2 para o modelo testado, utilizando-se o eletrodo de aço carbono, variaram de 0.56 a 0.99, como mostra a Tabela 5. De maneira geral e com base na análise visual, confirma-se o bom ajuste para o modelo SFO para o eletrodo em questão. Em geral, as estimativas dos valores de TD_{50} da DQO com base no modelo SFO variaram de 2.8 a 15.4 minutos, o ensaio 16 mostrou TD_{50} igual a 79.4, este foi desconsiderado nesta análise por seu comportamento fugir muito do esperado quando comparado com os demais ensaios.

As curvas dos gráficos de cinética de degradação, a partir do planejamento fatorial Box-Bhenken, seguiram o mesmo comportamento em todos os ensaios. A Figura 3 mostra o gráfico dos ensaios 2 e 8 cujo R^2 foi máximo e mínimo respectivamente. De acordo com os gráficos de cinética de redução de DQO observou-se um forte decaimento de DQO em 10 minutos de reação, atingindo remoção média de DQO na ordem de 77.53%. A faixa de tempo de reação determinada para avaliação da etapa de otimização do processo foi a compreendida entre 0 e 10 minutos.

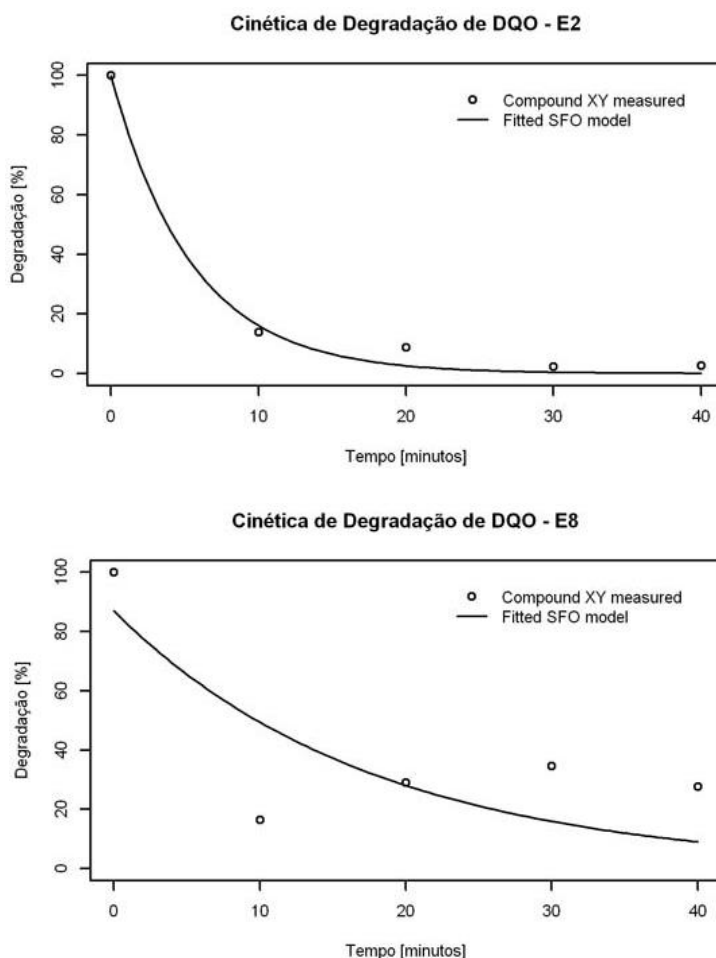


Figura 3. Degradação de DQO a partir do planejamento fatorial Box-Bhenken para os ensaios 2 e 8

Tabela 5. Parâmetros do modelo de degradação de cinética de primeira ordem (SFO) da DQO nos ensaios a partir do planejamento fatorial Box-Behnken

Ensaio	R2	K	TD 50
1	0.9335	0.169	4.1
2	0.9922	0.182	3.8
3	0.8899	0.046	15
4	0.9474	0.209	3.3
5	0.9562	0.238	2.9
6	0.7209	0.067	10.2
7	0.9631	0.106	6.6
8	0.5600	0.056	12.2
9	0.8487	0.075	9.2
10	0.9147	0.099	6.9
11	0.6277	0.044	15.4
12	0.7969	0.056	12.2
13	0.8952	0.152	4.6
14	0.8161	0.250	2.8
15	0.9636	0.090	7.6
16	0.5660	-0.008	79.4

Otimização das condições de operação

Os gráficos de contorno de superfície de resposta para a estimativa da eficiência de variáveis independentes de concentração de eletrólito, pH inicial e velocidade de agitação são mostrados nas Figuras 4(a), 4(b) e 4(c). Estas representações gráficas são derivadas a partir do modelo da Equação (1). Os gráficos de contorno apresentados nestas figuras mostram os efeitos relativos das três variáveis, quando o tempo de tratamento é mantido constante (tempo de 10 min.). Com base nos resultados obtidos, as condições ótimas para as variáveis independentes são, respectivamente, 0.5049 mg/L, 7.91 e 210 rpm para uma redução de DQO de 69.20%, chegando a valores de 97.50mg/L.

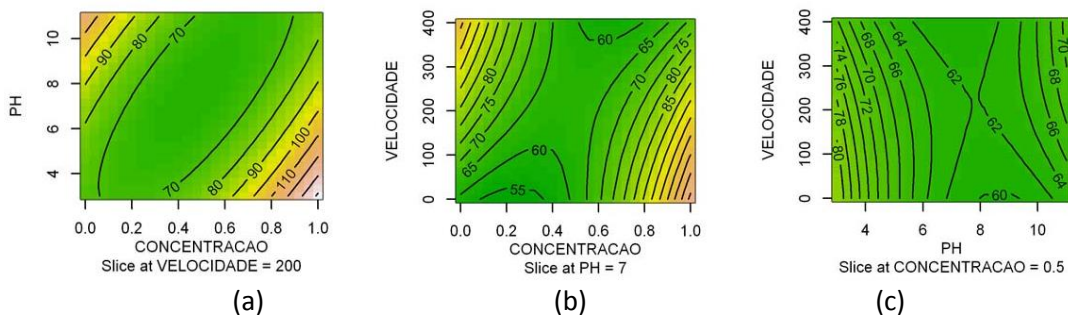


Figura 4. Gráficos de contorno de superfície de resposta (a) Efeito do pH inicial e concentração de eletrólito na redução da DQO; (b) Efeito da velocidade de agitação e concentração de eletrólito na redução da DQO; (c) da velocidade de agitação e pH inicial na redução da DQO

Caracterização do efluente após eletrocoagulação/floculação

Após a determinação dos parâmetros ótimos de operação do reator, fez-se a repetição do ensaio, a Tabela 6 apresenta os resultados obtidos da caracterização do efluente antes (ET) e após (EPT) o tratamento por eletrocoagulação/floculação.

Tabela 6. Caracterização do efluente antes e após eletrocoagulação/floculação

PARÂMETROS	ET	EPT	% de Remoção
pH	8.12	9.405	-
Temperatura (°C)	29.76	30.18	-
Turbidez(UNT)	328	31.6	90.37%
DQO(mg/L)	316.56	97.50	69.20%
DBO	265.44	28.44	89.28%
Coliformes Totais	29.9 x 10 ⁴	0.00	100%

Os resultados do tratamento do efluente mostram que o EPT permite uma degradação eficiente da fração orgânica mais resistente (representada pela DQO). A turbidez teve um percentual de remoção médio de 89.61%, em 10 minutos de operação. A inativação de coliformes totais pode ser justificada pela geração do gás cloro, que em meio básico, pode formar íons hipoclorito. A geração deste ânion pode representar uma das grandes vantagens da ECF (VLYSSIDES et al.,1999).

Análise do Resíduo Gerado

A quantidade de lodo formado está relacionada com a quantidade de material coagulante produzido, como também a remoção de sólidos suspensos totais e outros produtos presentes no efluente, a quantidade de lodo formada durante o tratamento por ECF nas condições de operação otimizadas (Concentração de NaCl de 0.5049 mg/L ,pH de 7.91 e velocidade de agitação de 210 rpm) foi de 3.3867 g/L.

Consumo Energético

No trabalho de Kushwaha et al. (2010) o custo energético do tratamento por eletrocoagulação para efluente de laticínio usando eletrodos de ferro foi de aproximadamente R\$ 5.00 por metro cúbico de efluente tratado para redução de 70 % na DQO. De acordo com Silva (2013) sistemas mais contaminados chegam a consumir 0.88 a 4.40 reais por metro cúbico, a exemplo do tratamento eletroquímico do chorume que consome 1.78 reais por metro cúbico de efluente tratado. Nosso trabalho apresentou custo energético de R\$ 6.03 por metro cúbico de efluente pós-tratado usando eletrodos de aço carbono. Considerando que a tarifa varia de acordo com cada região podemos afirmar que o processo aplicado foi semelhante ao aplicado por Kushwaha et al. (2010).

Determinação de Íons de Ferro

A utilização de eletrodos de aço carbono causou a liberação de íons ferro e manganês no efluente, pela dissolução dos eletrodos durante a eletrocoagulação/flotação. Essa liberação não acarreta problemas ambientais desde que a corrente, os eletrodos e o tempo de residência sejam dimensionados de forma adequada. Por outro lado, na primeira fase, os íons Fe^{2+} inicialmente liberados causam a morte de microrganismos e, ao se oxidarem a Fe^{3+} , contribuem para a floculação e sedimentação dos resíduos sólidos (Claro *et al.*, 2010).

A Figura 5 mostra consumo das placas de aço carbono utilizadas nos experimentos tal fato pode ser explicado pela liberação significativa de íons metálicos para o efluente pós-tratado pelo processo de eletrocoagulação/floculação, a concentração de ferro dissolvido encontrado no sobrenadante do líquido pós-tratado foi de 98.175 g/L, sendo que este metal dissolvido implica em um menor risco ambiental e é mais fácil de ser removido quando comparado com outras espécies metálicas (SILVA *et al.*, 2000).

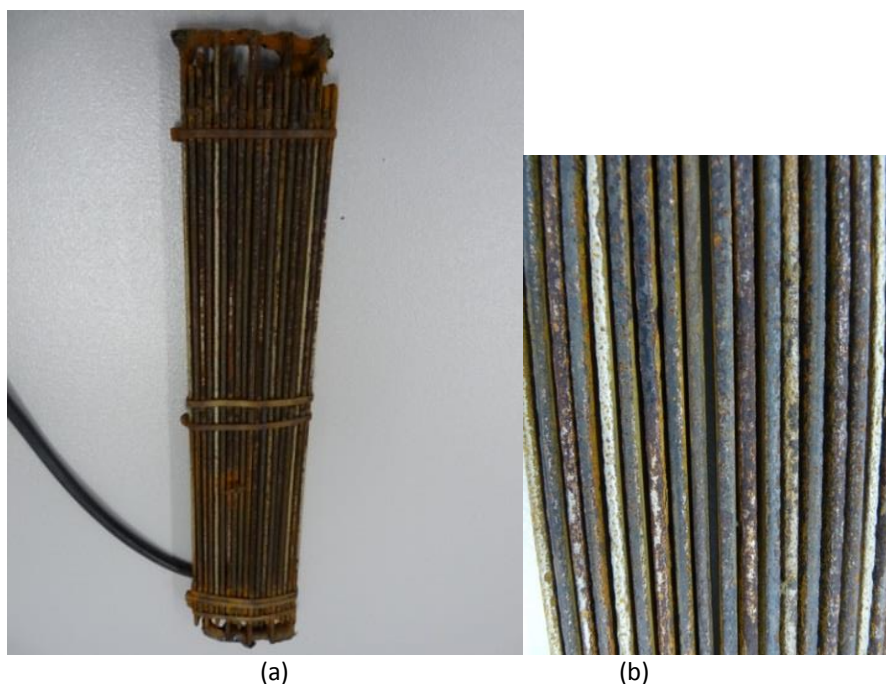


Figura 5. (a) Eletrodos de Aço Carbono utilizado nos experimentos; (b) Visão aproximada da superfície dos eletrodos de Aço Carbono.

Conclusões

O tratamento proposto de ECF, nas condições estudadas, mostrou-se capaz de produzir um efluente tratado dentro dos padrões (CONAMA, 2011), ao mesmo tempo em que se apresenta como uma tecnologia que potencializa ações de inativação de coliformes totais, elevando a capacidade de precipitação de compostos dissolvidos e, por conseguinte aumentando a eficiência de clarificação e desinfecção.

O reator de eletrocoagulação/floculação desenvolvido nesse estudo pode ser facilmente projetado para grandes volumes de amostra, uma vez que ele pode ser construído com materiais de baixo custo como plástico, acrílico, aço, concreto, e também depende apenas do número de eletrodos e da potência da fonte energética utilizada, dessa forma há possibilidade real de aplicação da metodologia em várias escalas.

A grande vantagem da tecnologia desenvolvida neste trabalho, entretanto, está relacionada à redução dos custos com adição de reagentes além de haver a produção de hidrogênio que pode ser reaproveitado no sistema como forma de energia, otimizando o processo e diminuindo os custos, no sentido de desenvolver uma fonte de energia viável.

Referências Bibliográficas

- Abdala Neto, E.F. (2012) *Pré e Pós-Tratamento por eletro-Oxidação Associada à fotocatalise heterogênea de uma ETA por filtração Direta visando a Redução dos Precursores dos Compostos organoclorados*. Tese (Doutorado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- APHA – AWWA – WEF (2014) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th edition. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- Casillas, H.A., Cocke, D.L., Gomes, J.A.G., Morkovsky, P., Parga, J.R., Peterson, E. (2007) Electrocoagulation mechanism for COD removal. *Sep. Purif. Technol.*, **56**, 204-211.
- Ministério do Meio Ambiente (2011) *Resolução No. 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*. Consultado em 18/12/2014, desde: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Cerqueira, A.A., Marques, M.R.C., (2012) *Electrolytic Treatment of Wastewater in the Oil Industry*. *New Technologies in the Oil and Gas Industry*, Ed. Rijeka, Croatia: INTECH, cap. 1.
- Claro, E.M.T., Otenio, M.H., Bidóia, E.D., Silva, N.M.M.G., Dos Santos, V. (2010) Avaliação (em escala laboratorial) da aplicação do processo eletrolítico em efluente de lagoa de estabilização de esgoto urbano. *Quím. Nova*, **33**(3), 557-561.
- Crespilho, F.N., Santana, C.G., Rezende, M.O.O. (2004) Tratamento de efluente de indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. *Quím. Nova*, **27**(3), 387-392.
- Kobyas, M., Hiz, H., Senturk, E., Aydiner, C., Demirbas, E. (2006) Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation, *Desalination*, **190**. 201–211.
- Kushwaha, J.P., Srivastava, V.C., Mall I.D. (2010) Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residual disposal. *Sep. Purif. Technol.*, **76**, 198-205.

- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L. (2001) Electrocoagulation (EC) - science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, **84** (1), 29–41
- Okuno, E., Yoshimura, E. M. (2010) *Física das Radiações*. São Paulo. Oficina de textos, 296p.
- Oliveira, L.H., Gonçalves. O.M. (1999) *Metodologia para a implantação de programa de uso racional da água em edifícios*. São Paulo: EPUSP.
- Silva, A.C.L., Will, I.B.S., Barbosa, O. (2000) Remoção de DQO e de cor através do tratamento eletrolítico. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, **27**, [Anais...]. Fortaleza.
- Silva, J.R. Da, Dos Santos, R.H.T., Fraga, L.E., Zanta De C.L.P.S., Garcia, C.A.B.; Arguelho, M.L.P.M. (2013) Desenvolvimento de Metodologia Eletroquímica para Degradação da Ciprofloxacina por Agentes Oxidantes Gerados *in situ*, *Orbital: The Electronic Journal of Chemistry*, **5**, 40-51.
- Vlyssides, A.G., Karlis, P.K., Zorpas, A.A.(1995) *Environ. Int.*, **26**, 15-16.