



Acta Scientiarum. Technology

ISSN: 1806-2563

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá
Brasil

Rizk, Maria Cristina; Gimenes, Marcelino Luiz; Lenzi, Ervim
Aplicação de precipitação química, troca metálica e reagente Fenton no tratamento de efluentes
fotográficos
Acta Scientiarum. Technology, vol. 29, núm. 1, 2007, pp. 29-35
Universidade Estadual de Maringá
Maringá, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303226518010>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Aplicação de precipitação química, troca metálica e reagente Fenton no tratamento de efluentes fotográficos

Maria Cristina Rizk^{1*}, Marcelino Luiz Gimenes¹ e Ervim Lenzi²

¹Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná, Brasil. ²Departamento de Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. *Autor para correspondência. E-mail: mc_rizk@yahoo.com.br

RESUMO. Efluentes fotográficos, gráficos e radiográficos apresentam, em sua composição, prata e compostos orgânicos que conferem elevada carga orgânica. Esses efluentes são, freqüentemente tratados com o objetivo de remoção da prata. Porém, a matéria orgânica também precisa ser reduzida, uma vez que a demanda química de oxigênio (DQO) é de aproximadamente 120.000 mg O₂ L⁻¹. Assim, o presente trabalho objetivou o estudo de processos capazes de reduzir as concentrações de prata e DQO de efluentes fotográficos. Foram estudados os processos de precipitação com sulfeto de sódio (Na₂S) e cloreto de sódio (NaCl), troca metálica e oxidação avançada com reagente Fenton. Os resultados indicaram que os processos de precipitação com Na₂S e troca metálica promoveram remoções de prata de aproximadamente 100% e de DQO em torno de 10%. Os testes com NaCl promoveram remoções pouco satisfatórias de prata e DQO e o reagente Fenton removeu 40 e 70% de DQO e prata, respectivamente.

Palavras-chave: remoção de prata, degradação da matéria orgânica, tratamento de efluentes, processos químicos, reagente Fenton.

ABSTRACT. **Application of chemical precipitation, metallic exchange and Fenton's reagent in photographic wastewaters treatment.** Photographic, graphic and radiographic wastewaters contain, in its composition, silver and organic compounds that confer a high organic content. Those wastewaters are, commonly, treated for silver removal, but the organic matter also needs to be reduced, since the chemical oxygen demand (COD) is close to 120,000 mg O₂ L⁻¹. Therefore, the objective of this work is to study some processes capable of reducing the silver and COD photographic wastewaters concentrations. The precipitation with sodium sulfide (Na₂S) and sodium chloride (NaCl), metallic replacement and advanced oxidation with Fenton's reagent were studied. The results showed that the Na₂S precipitation and metallic replacement promoted the best silver removal, close to 100%, and the COD removal was around 10%. The experiments with NaCl did not promote satisfactory silver and COD removal and the Fenton's reagent removed 40 and 70% of COD and silver concentrations, respectively.

Key words: silver removal, organic matter degradation, wastewater treatment, chemical process, Fenton's reagent.

Introdução

Os efluentes fotográficos são produzidos pela mistura de soluções provenientes do processamento fotográfico, gráfico e radiológico (Hocevar e Rodriguez, 2002). Esses efluentes são constituídos por resíduos orgânicos e inorgânicos. Dentre os compostos orgânicos, podem ser citadas pequenas moléculas como a hidroquinona e moléculas grandes como polímeros. Os componentes inorgânicos apresentam, principalmente, partes metálicas (prata) e não metálicas (sulfatos e nitratos) (Syed *et al.*, 2002). O extensivo uso da prata implica em seu descarte no ambiente, representando riscos

para organismos aquáticos e terrestres, devido ao reconhecido potencial tóxico desse metal (Bendassoli *et al.*, 2003). Além da presença de prata, o efluente também se caracteriza pela alta demanda química de oxigênio (DQO) (Stalikas *et al.*, 2001).

Os métodos mais utilizados no tratamento de efluentes fotográficos são os que promovem a remoção de prata, como a precipitação química e a troca metálica (US EPA, 1991). A precipitação é um dos processos mais antigos e baratos de recuperação da prata e pode ser feita empregando-se cloreto de sódio, hidróxido de sódio e sulfeto de sódio. Durante o processo, são formados precipitados que se separam da solução por decantação, filtração ou centrifugação. O precipitado

ou lama formado deve ser tratado como resíduo perigoso e esta é uma das principais desvantagens do processo (US EPA, 1991).

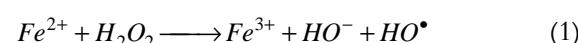
O processo de troca metálica ocorre quando um metal sólido ativo, como o ferro, entra em contato com uma solução contendo íons dissolvidos de um metal menos ativo, como a prata; o metal ativo vai para a solução na forma de íons, sendo substituído por átomos do metal menos ativo na matriz sólida (US EPA, 1991). O processo de troca metálica é feito em cartuchos, geralmente de PVC ou polipropileno, que contém em seu interior ferro metálico. Este ferro pode ser utilizado, por exemplo, na forma de palha de aço, limalhas de ferro, arame de tela e limalhas de ferro em um suporte rígido. A tecnologia empregada no processo é simples e, além de envolver baixos custos, permite estimar o esgotamento do cartucho, requerendo, porém, um adequado controle operacional (Eastman Kodak Company, 1999).

Os métodos de precipitação e troca metálica, embora apresentem alta eficiência na remoção de prata, não são capazes de degradar a matéria orgânica desses efluentes. Assim, a utilização de processos de oxidação química é uma alternativa bastante atrativa para o tratamento de efluentes fotográficos, uma vez que as reações químicas podem degradar uma série de compostos orgânicos tóxicos, diminuindo a DQO (Lunar *et al.*, 2002).

O reagente Fenton é um dos principais exemplos de processos oxidativos avançados (POA's), apresentando como vantagens a alta eficiência, a simplicidade na destruição de contaminantes e a estabilidade no tratamento de uma ampla faixa de substâncias (Malik e Saha, 2003).

A reação Fenton ocorre em quatro estágios: ajuste de pH, reação de oxidação, neutralização e coagulação, e precipitação (Neyens e Baeyens, 2003).

A reação Fenton utiliza íons ferrosos (Fe^{2+}) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para produzir radicais hidroxil (HO^\bullet), que têm alta capacidade oxidante para degradar poluentes orgânicos (Equação 1) (Malik e Saha, 2003).



O radical hidroxil pode reagir com os íons ferrosos formando íons férricos ou reagir com compostos orgânicos. Normalmente, os produtos da oxidação são compostos oxigenados de baixo peso molecular que podem ser facilmente biodegradados. Em alguns casos, os compostos orgânicos são reduzidos a dióxido de carbono e água (Malik e Saha, 2003).

Nesse sentido, o presente trabalho teve como

objetivo avaliar e comparar a eficiência de remoção das concentrações de prata e DQO de efluentes fotográficos, empregando os processos de precipitação, troca metálica e oxidação avançada com reagente Fenton.

Material e métodos

Caracterização do efluente

O efluente utilizado neste estudo foi coletado em um laboratório fotográfico e armazenado em galões de 50 litros à temperatura ambiente. O efluente foi caracterizado em termos dos principais parâmetros físico-químicos, tais como: pH, DQO (APHA, 1998); cor e turbidez (espectrofotômetro HACH – modelo DR/2010); prata e ferro (espectrofotômetro de absorção atômica AA 10 Plus Varian).

Procedimento experimental

Precipitação química

Os ensaios de precipitação química foram realizados com uma solução de sulfeto de sódio 1 mol L⁻¹ (Morita e Assumpção, 1981), em bêqueres contendo 150 mL de efluente. Os testes ocorreram em temperatura ambiente e no pH do efluente, 6,2. A faixa de concentração de sulfeto de sódio estudada variou de 0,032 a 0,167 mol L⁻¹. Durante os ensaios, os bêqueres foram mantidos sob agitação lenta por cinco minutos. Aguardou-se a decantação do precipitado durante 24 horas. Após, realizou-se a análise do sobrenadante a partir de amostras filtradas à vácuo com papel de filtro quantitativo de diâmetro médio de poro de 28 µm. Os parâmetros avaliados foram DQO e teor de prata.

A partir dos testes preliminares escolheu-se uma concentração de sulfeto de sódio, considerada satisfatória com relação à remoção de prata. Variou-se o pH do efluente de 3,5 a 9,5, e repetiram-se o procedimento experimental e as análises.

Uma metodologia análoga foi utilizada empregando como agente precipitante uma solução de cloreto de sódio 3,40 mol L⁻¹ (Bendassolli *et al.*, 2003). A faixa de concentração avaliada variou de 0,110 a 0,568 mol L⁻¹. Em uma condição, considerada razoável de remoção de prata, fez-se também a variação de pH do meio.

Troca metálica

O teste de troca metálica foi realizado em um leito fixo de 10 cm de diâmetro e 50 cm de altura, contendo 130 g de limalha de ferro. A vazão volumétrica de alimentação do efluente percolado no leito foi de 2,2 L h⁻¹ (Hocevar e Rodriguez, 2002).

O pH utilizado foi o mesmo do efluente, 6,2, pois, de acordo com a literatura (Eastman Kodak

Company, 1999), é recomendável que o pH esteja entre 5,5 e 6,5.

Durante os testes, as amostras foram retiradas inicialmente, de 15 em 15 minutos até 2 horas e 30 minutos. Após este tempo, as amostras foram retiradas em 3, 4, 5 e 6 horas. Todas as amostras foram filtradas e analisadas quanto ao teor de prata e DQO.

Reagente Fenton

Os ensaios com reagente Fenton foram realizados em um aparelho “jar-test” (Milan, modelo JT-103), com bêqueres contendo 150 mL de efluente, sob agitação (100 rpm), à temperatura ambiente ($25 \pm 2^\circ\text{C}$).

Os reagentes utilizados na reação Fenton foram H_2O_2 (29% m m^{-1}) e uma solução de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (1 mol L^{-1}) (Morita e Assumpção, 1981). Primeiramente, adicionou-se o FeSO_4 ao meio reacional e em seguida, colocou-se o H_2O_2 , lentamente. O tempo de reação foi controlado a partir da adição de H_2O_2 ao meio.

Após o término da reação, ajustou-se o pH para 8,0 para a precipitação dos íons Fe^{3+} (Schrank, 2003). Aguardou-se a decantação do precipitado por aproximadamente 18 horas e o sobrenadante foi analisado, em termos de DQO e prata.

Durante o procedimento experimental variou-se o pH, o tempo de reação e a razão molar $\text{Fe:H}_2\text{O}_2$. O primeiro teste foi feito variando-se o pH entre 2,0 e 7,0 (Schrank, 2003; Stalikas *et al.*, 2001), usando uma razão molar de $\text{Fe:H}_2\text{O}_2$ de 1:11 (Ahn *et al.*, 1999; Lin e Lo, 1997) e tempo de reação de 1 hora.

A partir de um pH ótimo obtido, em relação à remoção de DQO, fez-se outros experimentos, variando-se as razões de $\text{Fe:H}_2\text{O}_2$ e os tempos de reação.

Resultados e discussão

A caracterização do efluente está apresentada na Tabela 1, na qual podem ser observados os elevados valores de concentração de prata (5.830 mg L^{-1}) e DQO (120.000 mg L^{-1}).

Tabela 1. Caracterização do efluente.

Parâmetros	Resultados
DQO (mg L^{-1})	120.000
Cor (mg PtCo L^{-1})	4.000
Turbidez (FAU)	100
Prata (mg L^{-1})	5.830
Ferro (mg L^{-1})	1.140
pH	6,2

Precipitação química

A Figura 1 apresenta os resultados obtidos de remoção de DQO e prata nos testes de precipitação com sulfeto de sódio. O sulfeto de sódio reage com a

prata presente no efluente formando um precipitado preto de partículas muito finas, o sulfeto de prata, cujo produto de solubilidade é 10^{-50} (US EPA, 1991). Esse fato pode explicar as altas remoções de prata do efluente, que foram aproximadamente constantes, em torno de 99%. Para as concentrações de sulfeto de sódio estudadas, observou-se que um aumento na concentração de Na_2S acarretou um leve aumento na remoção de prata, sendo a faixa de remoção obtida entre 97 e 99,9%. As remoções de DQO também aumentaram com o aumento da concentração de Na_2S , tornando-se aproximadamente constantes a partir da concentração de 0,118 mol L^{-1} de Na_2S , atingindo uma remoção de 12%.

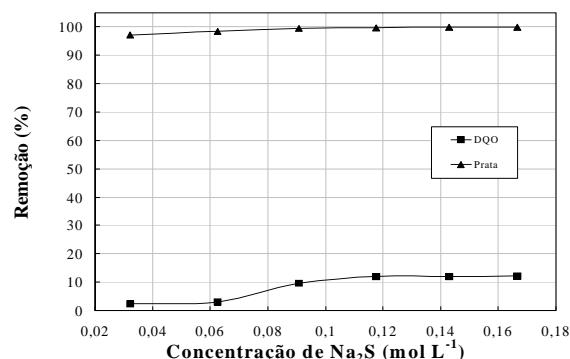


Figura 1. Efeito da dosagem de Na_2S na remoção de DQO e prata.

Os resultados obtidos no teste de variação do pH com sulfeto de sódio podem ser observados na Figura 2. Neste teste, a concentração de Na_2S estabelecida foi de 0,118 mol L^{-1} , pois os resultados apresentados na Figura 1 indicaram que as remoções de prata acima desta concentração foram praticamente constantes e superiores a 99%, sendo desnecessário, no caso da remoção da prata, o emprego de concentrações mais elevadas de Na_2S . O mesmo pode ser considerado para a DQO, que a partir deste ponto também se manteve aproximadamente constante.

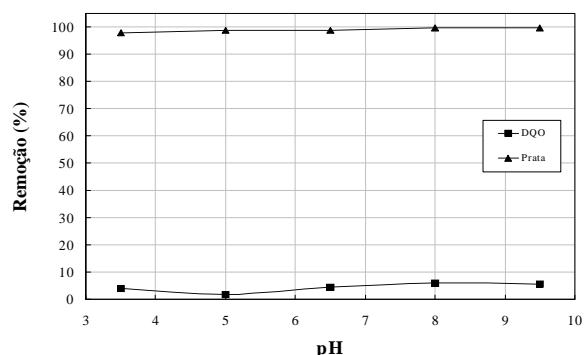
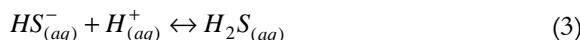
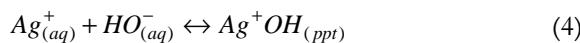


Figura 2. Efeito do pH na remoção de DQO e prata com Na_2S .

Pode-se verificar na Figura 2 que as remoções de DQO e prata apresentaram, em toda a faixa de pH estudada, comportamento aproximadamente constante. Porém, na faixa mais ácida de pH observa-se uma remoção de prata marginalmente menor. Este fato pode estar associado à protonação do íon sulfeto (S^{2-}) para as formas de $HS^{-}(aq)$ e $H_2S(aq)$, Equações (2) e (3), que não contribuem na precipitação.



Na faixa básica de pH, a presença de hidroxilos (HO^-) pode levar também a formação de um precipitado, o $Ag(HO)_2$, favorecendo a remoção da prata do efluente, conforme Equação (4).



As remoções de DQO encontradas com a variação do pH na presença de sulfeto de sódio foram de aproximadamente 8% e as de prata de 99%.

Os resultados obtidos nos testes de precipitação com cloreto de sódio podem ser observados nas Figuras 3 e 4. Pôde-se observar na Figura 3 que o cloreto de sódio não foi eficaz na remoção de prata do efluente, pois os níveis de remoção não foram superiores a 12%. Isto pode estar relacionado ao baixo produto de solubilidade do $NaCl$ de 10^{-10} . O cloreto de sódio também não demonstrou eficiência na remoção de DQO.

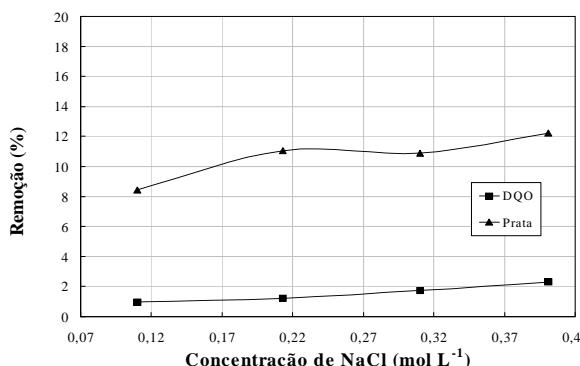


Figura 3. Efeito da dosagem de $NaCl$ na remoção de DQO e prata.

Embora os resultados obtidos com a variação da concentração de $NaCl$ não tenham sido satisfatórios, fez-se os testes de variação de pH, e as remoções podem ser observadas na Figura 4. A concentração de $NaCl$ escolhida foi de $0,21\text{ mol L}^{-1}$. Os resultados

obtidos indicaram, novamente, que o cloreto de sódio não é capaz de remover a prata do efluente estudado, pois as remoções foram inferiores a 12%. As remoções de DQO ficaram, mais uma vez, em torno de 2%.

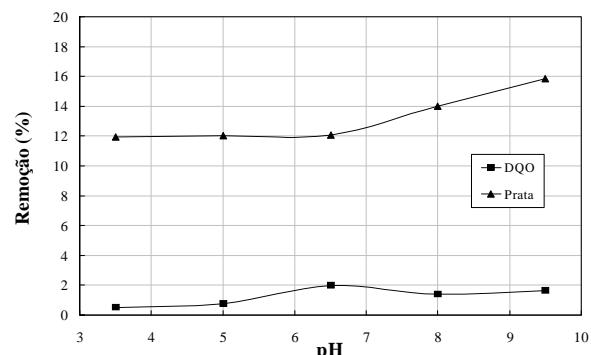


Figura 4. Efeito do pH na remoção de DQO e prata com $NaCl$.

Troca metálica

Os resultados obtidos no teste de troca metálica estão indicados na Figura 5. Em todos os tempos avaliados observou-se que as remoções de prata mantiveram-se superiores a 99%, mesmo para longos tempos de percolação do efluente no leito de limalha de ferro.

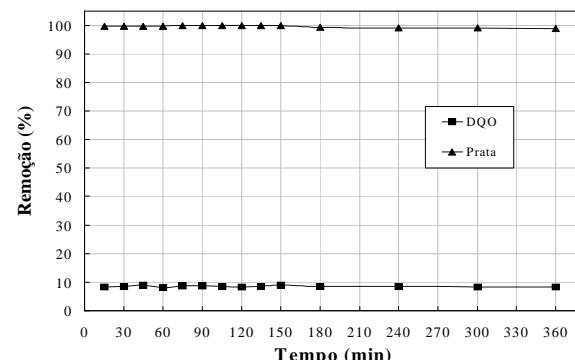
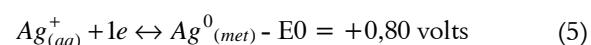
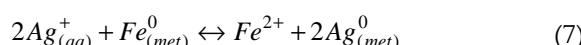
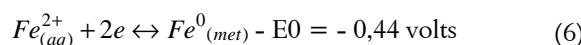


Figura 5. Remoção de DQO e prata no teste de troca metálica.

Com relação à remoção de DQO, observou-se um comportamento semelhante à prata, mantendo-se aproximadamente constante em todos os pontos, sendo as remoções em torno de 10%. Nos experimentos de troca metálica, observou-se que a quantidade de ferro presente no efluente aumentou, ao longo do tempo, de 1.140 para 1.200 mg L^{-1} , devido a solubilização de ferro no efluente. Neste processo, a prata sendo um metal menos ativo, é trocada com o ferro da limalha de ferro, de acordo com as Equações (5), (6) e (7).





Reagente Fenton

A Figura 6 indica os resultados obtidos para a remoção de DQO e prata com a variação do pH na reação Fenton. Pode-se observar que entre os valores de pH 3,0 e 4,0 houve a melhor remoção de DQO, sendo este valor de aproximadamente 40%. Para valores de pH menores que 2,5 ocorre a formação de $(Fe(II)(H_2O))^{2+}$, que reage mais lentamente com o peróxido de hidrogênio e produz uma quantidade menor de radical hidroxil, reduzindo a eficiência de degradação. Para valores de pH acima de 4,0, tem-se que a taxa de degradação de compostos orgânicos diminui devido ao decréscimo das espécies de ferro livre na solução, que provavelmente formam complexos de ferro(II) (Gogate e Pandit, 2004). Observou-se também na Figura 6 que a remoção de prata do efluente foi aproximadamente constante e em torno de 70%.

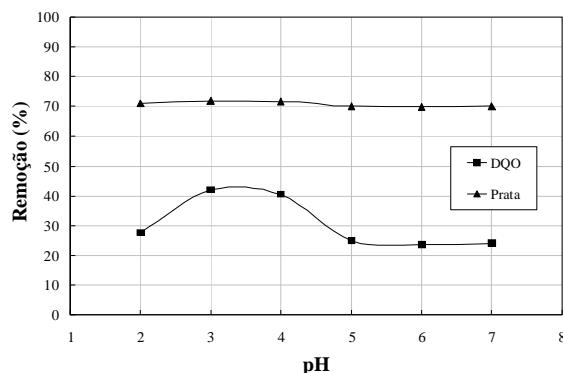
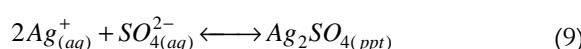
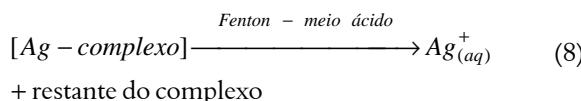


Figura 6. Efeito do pH na remoção de DQO e prata.

A maior parte da prata presente nos efluentes fotográficos encontra-se na forma de complexos como o tiossulfato de prata, $Ag(S_2O_3)^{2-}$ (Pollet *et al.*, 2000). Assim, quando o efluente é colocado em meio ácido, na presença de reagente Fenton, parte da prata complexada é liberada na forma de íon Ag^+ e é precipitada pelo ânion sulfato na forma de Ag_2SO_4 ($K_{ps}=1,60 \times 10^{-5}$), conforme as Equações (8) e (9).



Quando se eleva o pH do efluente a meio básico, os íons prata, ainda presentes, são precipitados na forma de $Ag(OH)_{(s)}$ que possui $K_{ps}=1,9 \times 10^{-8}$, conforme a equação (10).



A Figura 7 apresenta os resultados de remoção de DQO nas razões molares de $Fe:H_2O_2$ de 1:5, 1:10, 1:15 e 1:20 e nos tempos de reação de 30 min, 1, 3 e 5 horas. Pode-se verificar que a maior taxa de remoção de DQO ocorreu na razão 1:10. Com relação ao tempo de reação, observou-se que em 30 minutos aproximadamente 27% da DQO do efluente foi reduzida. Nos tempos de 1, 3 e 5 horas de reação verificou-se que as remoções de DQO ficaram entre 33 e 38%, para a razão 1:10. Pode-se dizer, assim, que tempos de reação superiores a uma hora não promovem um aumento significativo na remoção de DQO, uma vez que a diferença entre as porcentagens de remoção não foi superior a 5%.

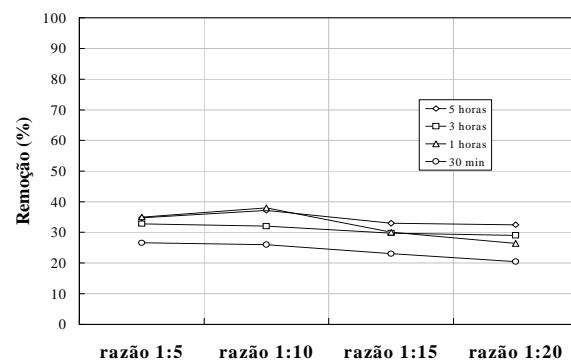


Figura 7. Efeito da razão $Fe:H_2O_2$ e do tempo de reação na remoção de DQO.

Desta forma, considerou-se o tempo de remoção de 1 hora como suficiente para degradar a matéria orgânica do efluente e avaliou-se para esta condição as remoções de prata e DQO, variando-se as razões molares de $Fe:H_2O_2$, cujos resultados estão apresentados na Figura 8. Pode-se observar que as remoções de prata e DQO diminuíram com o aumento da razão molar $Fe:H_2O_2$ estudada.

Após a realização dos ensaios de tratamento de efluentes fotográficos, pode-se dizer que o efluente realmente apresenta caráter recalcitrante e de difícil degradação, uma vez que todos os tratamentos empregados apresentaram baixa capacidade de degradação da matéria orgânica, embora tenham sido bastante efetivos na remoção da prata. Dentre os processos estudados, pode-se dizer que o processo de precipitação com sulfeto de sódio foi altamente

eficiente na remoção da prata presente no efluente, porém, produziu uma quantidade relativamente elevada de lodo rico em prata, e que no caso, deve ser posteriormente tratado, a fim de se recuperar a prata presente no meio.

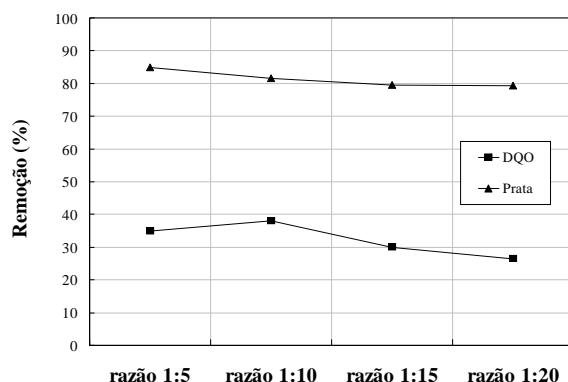


Figura 8. Efeito da razão Fe:H₂O₂ na remoção de DQO e prata.

Ainda, neste processo, houve a geração de sulfeto de hidrogênio, um gás tóxico que dificultaria a aplicação do reagente em larga escala. No processo de troca metálica a prata foi adsorvida em uma superfície metálica e também precisaria sofrer tratamento posterior para a purificação do metal. No entanto, o processo de troca metálica, por liberar íons ferro para o efluente, poderia facilitar uma associação de processos como, por exemplo, troca metálica e oxidação com reagente Fenton, caso o processo Fenton tivesse apresentado resultados significativos na degradação da matéria orgânica. Nesse caso, esta associação representaria reduções de custos, pois o volume de íons ferro a ser adicionado seria menor.

Porém, como foi observado nos resultados experimentais, o processo de oxidação com reagente Fenton removeu apenas 40% da matéria orgânica do efluente, podendo-se sugerir para trabalhos posteriores o emprego de processos oxidativos mais efetivos, tais como foto-Fenton ou foto-catalisadores ao meio, devido ao caráter recalcitrante deste efluente.

Conclusão

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem concluir que o sulfeto de sódio é um bom agente precipitante da prata do efluente fotográfico, pois as remoções de prata foram em torno de 99,9%, porém, o sulfeto de sódio não apresentou remoções significativas da matéria orgânica do efluente, sendo estas de aproximadamente 8%. Com relação ao agente precipitante cloreto de sódio, pode-se dizer que o mesmo não removeu a prata, nem tão pouco

reduziu a DQO do efluente, sendo inviável a aplicação deste agente precipitante como forma de tratamento.

O processo de troca metálica também promoveu remoções de prata e DQO em torno de 99,9 e 8%, respectivamente, apresentando eficácia na remoção da prata e baixa capacidade de degradabilidade da matéria orgânica.

Ainda, pode-se concluir que para as melhores condições estudadas de oxidação com reagente Fenton, obteve-se remoções de prata e DQO de 70 e 40%, respectivamente. Embora o reagente Fenton seja um excelente agente oxidante capaz de degradar a matéria orgânica, pode-se dizer que o mesmo não apresentou elevada eficácia no tratamento do efluente estudado, talvez pela difícil tratabilidade do mesmo e não pelo processo avaliado.

Referências

- AHN, D.H. *et al.* Dyestuff treatment using chemical oxidation, physical adsorption and fixed bed biofilm process. *Process Biochem.*, Orlando, v. 34, n. 5, p. 429-439, 1999.
- APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington, D.C., 1998.
- BENDASSOLLI, J.A. *et al.* Procedimentos para recuperação de Ag de resíduos líquidos e sólidos. *Quim. Nova*, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 578-581, 2003.
- EASTMAN KODAK COMPANY. *The technology of silver recovery for photographic processing facilities*. New York, 1999.
- GOGATE, P.R.; PANDIT, A.B. A review of imperative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Adv. Environ. Res.*, Florida, v. 8, n. 3-4, p. 501-551, 2004.
- HOCEVAR, C.M.; RODRIGUEZ, M.T.R. Avaliação do impacto ambiental gerado por efluentes fotográficos, gráficos e radiológicos em Porto Alegre-RS, Brasil. *Eng. San. Amb.*, Rio de Janeiro, v. 7, n. 3-4, p. 139-143, 2002.
- LIN, S.H.; LO, C.C. Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Water Res.*, Orlando, v. 31, n. 8, p. 2050-2056, 1997.
- LUNAR, L. *et al.* Identification of the main by-products of the developing agent N-hydroxyethyl-N-ethyl-2-methyl-p-phenylenediamine in photographic effluents by liquid chromatography/mass spectrometry. *Rapid Commun. Mass Spectrom.*, Seattle, v. 16, p. 1622-1630, 2002.
- MALIK, P.K.; SAHA, S.K. Oxidation of direct dyes with hydrogen peroxide using ferrous ion as catalyst. *Sep. Purif. Technol.*, Madrid, v. 31, p. 241-250, 2003.
- MORITA, T.; ASSUMPÇÃO, R.M.V.A. *Manual de soluções, reagentes e solventes: padronização, preparo e purificação*. 2. ed. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1981.
- NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *J. Haz. Mat.*, Edmonton, v. 98, n. 1-3, p. 33-50, 2003.
- POLLET, B. *et al.* Sonoelectrochemical recovery of silver

- from photographic processing solutions. *Ultrasonics Sonochem.*, Coventry, v. 7, n. 2, p. 69-76, 2000.
- SCHRANK, S.G. *Treatment of tannery wastewater applying advanced oxidation processes (AOPs)*. 2003. Tese (Doutorado)–Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.
- STALIKAS, C.D. *et al.* Degradation of medical x-ray film developing wastewaters by advanced oxidation processes. *Water Res.*, Orlando, v. 35, n. 16, p. 3845-3856, 2001.
- SYED, S. *et al.* Clean technology for the recovery of silver from processed radiographic films. *Hydrometallurgy*, Madrid, v. 63, n. 3, p. 277-280, 2002.
- US EPA-Environmental Protection Agency. *Guidelines to Pollution Prevention – The Photoprocessing Industry*. EPA/625/7-91/012. Washington, D.C., 1991.

Received on November 23, 2006.

Accepted on February 15, 2007.