

APLICAÇÃO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO PARA ADEQUAÇÃO DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO AO TRATAMENTO EM MEMBRANAS DE ULTRAFILTRAÇÃO

Hesmaelly da Silva Pereira*, Anna Abels, Camila de Almeida Porto, Rennio Félix de Sena, Gilson Barbosa Athayde Júnior.

* Universidade Federal da Paraíba (graduação em engenharia ambiental), hesmaelly@yahoo.com.br

RESUMO

A escassez dos recursos hídricos, atrelada ao grande volume de esgoto doméstico produzido no Brasil, vem despertando a busca por alternativas eficientes que visam à reutilização do esgoto para usos não potáveis. Nesse sentido, a ultrafiltração é um método que se mostra bastante promissor, pois, remove grande parte dos contaminantes contidos no esgoto, produzindo efluente com elevado grau de pureza. No entanto, as membranas de ultrafiltração podem ter sua capacidade de filtração comprometida quando da existência de sólidos no esgoto a ser tratado, a depender da natureza e dimensões destas partículas sólidas, necessitando, portanto, de um pré-tratamento para evitar os problemas de *fouling* (entupimento dos poros da membrana). Um pré-tratamento bastante utilizado para esgotos a serem tratados em membranas de ultrafiltração é o de coagulação/floculação, que transforma os sólidos contidos no esgoto em flocos, fazendo com que estes sejam removidos antes da passagem pelas membranas. Tendo em vista essa necessidade, o objetivo dessa pesquisa foi avaliar a eficiência dos coagulantes no processo de coagulação/floculação de efluentes de lagoas de estabilização, para adequação do mesmo ao pós-tratamento em uma planta de ultrafiltração. Foram feitos testes de coagulação/floculação/sedimentação com pH natural e com pH ajustado (ácido), do efluente da lagoa facultativa da ETE Mangabeira, em João Pessoa-PB, com os coagulantes: PAC, sulfato de alumínio, sulfato férrico, sulfato ferroso, sulfato de zinco e cloreto férrico. As dosagens dos coagulantes utilizadas foram: 2,0 mg/L, 3,0 mg/L, 4,0 mg/L, 5,0 mg/L e 10,0 mg/L. Os resultados mostraram que o sulfato ferroso e sulfato de zinco não apresentaram bom desempenho nas remoções de turbidez e reduções de absorvâncias a 254 nm e 400 nm, nem para o pH ajustado nem para o pH não ajustado. O efluente da lagoa facultativa pode ser melhorado com o pós-tratamento com coagulação/floculação utilizando os coagulantes PAC, sulfato de alumínio, sulfato férrico ou cloreto férrico a uma concentração de 4,0 mg/L ou 5,0 mg/L para o pH ajustado, pois nessas concentrações, chegou-se a uma eficiência de até 90% (sulfato férrico, a uma concentração de 5,0 mg/L, na redução de absorvância a 400 nm). Nesse sentido, para o pH natural do efluente, os mesmos coagulantes, apresentaram melhores eficiências nas remoções de turbidez e reduções de absorvâncias a 254 nm e a 400 nm para concentrações maiores que 5,0 mg/L. Por outro lado, visando um melhor custo-benefício, tais coagulantes, com exceção do cloreto férrico, podem ser utilizados na concentração de 5,0 mg/L, pois, apresentaram elevadas eficiências, por exemplo, cerca de 40% para o sulfato férrico na redução da absorvância a 254 nm, à 82% para o PAC, na redução da absorvância a 400 nm.

PALAVRAS-CHAVE: ultrafiltração; coagulante; coagulação/floculação.

INTRODUÇÃO

O lançamento de esgoto sem tratamento em corpos aquáticos pode alterar sua qualidade e causar danos tanto ao meio ambiente quanto à população. Para isso, é necessário investimento em saneamento e no tratamento do esgoto sanitário. Paralelamente, estudos para o reuso da água do esgoto por parte da população e das indústrias são cada vez mais imperativos, tornando-se necessário um tratamento de esgoto mais eficiente, diferente dos que são comumente praticados.

Segundo Xia, *et al.* (2005), as membranas de ultrafiltração possuem diversas vantagens para o tratamento e reuso de água, dentre elas: a produção de água com elevado grau de pureza, constância na boa qualidade da água produzida, baixa utilização de produtos químicos, além de pouco espaço para a instalação e facilidade no manuseio do sistema. Isso faz com que essa tecnologia seja o grande diferencial para que o esgoto seja reutilizado, diminuindo assim, o grau de contaminação dos corpos receptores e escassez da água.

A utilização de membranas no tratamento de esgoto vem sendo cada vez mais frequente devido a necessidade de tecnologias que proporcionem o reuso do esgoto tratado. Ela se mostra bastante viável e atinge níveis excelentes na qualidade de efluentes, inclusive quando são utilizadas no final dos sistemas de tratamentos convencionais.

Mesmo a planta de ultrafiltração (UF) sendo uma tecnologia bastante vantajosa no tratamento do esgoto, ela ainda apresenta algumas limitações, sendo uma delas o *fouling*, que de acordo com PELEGRIN (2004), é um processo físico no qual ocorre a formação de uma camada de partículas sólidas nas membranas, fazendo com que haja o entupimento das mesmas e provocando o decaimento do fluxo de permeação do esgoto no sistema.

No caso específico de pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização (tecnologia bastante utilizada no Brasil para tratamento de esgotos), existe uma concentração elevada de sólidos devido à presença de microalgas no efluente (TORRES, 2017), o que pode contribuir para o *fouling* nas membranas.

OBJETIVOS

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficácia dos coagulantes no processo de coagulação/floculação do efluente da ETE Mangabeira para adequação do mesmo ao pós-tratamento em uma planta de ultrafiltração.

METODOLOGIA

Esta pesquisa foi realizada através de análises do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto de Mangabeira, localizada no bairro de Mangabeira, no município de João Pessoa- PB. Esta ETE é operada pela CAGEPA (Companhia de Água e Esgotos da Paraíba). Na ETE Mangabeira o tratamento primário é realizado por lagoas anaeróbias e o secundário, por lagoas facultativas.

Foram realizadas dez coletas do efluente de uma das lagoas facultativas existente na ETE Mangabeira, nos meses de abril, maio e julho de 2017, em um horário entre 8:00 – 9:00 horas da manhã. Os dias de coleta para realização de cada análise estão descritas no quadro 1.

Quadro 1 - Datas de coleta e análise do esgoto

pH= entre 5,0 e 5,5 (ajustado)		pH= entre 7,3 a 7,9 (natural)	
Dia	Coagulante utilizado	Dia	Coagulante utilizado
12/04/2017	Cloreto Férrico	18/07/2017	Sulfato Férrico
19/04/2017	Sulfato Férrico	19/07/2017	Sulfato Ferroso
25/04/2017	Sulfato Ferroso	19/07/2017	Sulfato de Alumínio
04/05/2017	Sulfato de Alumínio	24/07/2017	Cloreto Férrico
11/05/2017	Sulfato de Zinco	24/07/2017	PAC
25/05/2017	PAC	25/07/2017	Sulfato de Zinco

Após a coleta na planta piloto na ETE Mangabeira, as amostras eram levadas para o Laboratório de Carvão Ativado (LCA), localizado no Centro de Tecnologia (CT) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), onde eram analisadas. Foram feitas análises com 72 amostras, sendo elas, 6 coagulantes, colocados em 6 concentrações, cada, para o pH ajustado e para o pH natural da lagoa facultativa da ETE Mangabeira.

Os coagulantes foram escolhidos com base na bibliografia consultada (BRATBY, 2006; VIVEIROS, 2008; GHIGGI, 2011; MORCELI, 2011; FORTINI, 2012; TORRES, 2017) e de acordo com a disponibilidade dos mesmos. Foram eles: sulfato de alumínio, sulfato férrico, sulfato ferroso, PAC, sulfato de zinco e o cloreto férrico. A princípio foram feitas as soluções de cada coagulante com as concentrações mostradas na tabela 1. Todas as soluções foram feitas no dia 11/04/2017.

Tabela 1- Concentração de cada coagulante para preparo das soluções

Coagulante	Concentração do Metal Me ²⁺ /Me ³⁺	Concentração de coagulante
Sulfato de Alumínio [Al ₂ (SO ₄) ₃ x (14-18) H ₂ O]	1,0 g/L	11,68 g/L
Cloreto férrico [FeCl ₃ x 6H ₂ O]	1,0 g/L	4,84 g/L
Sulfato férrico [Fe ₂ (SO ₄) ₃ .xH ₂ O]	1,0 g/L	4,70 g/L
Sulfato ferroso [FeSO ₄ x 7H ₂ O]	1,0 g/L	3,26 g/L
Sulfato de zinco [ZnSO ₄]	1,0 g/L	2,50 g/L
PAC [Al ₂ O ₃]	1,0 g/L	1,9 g/L

Foram feitas análises das amostras do efluente da lagoa facultativa da ETE Mangabeira, para cada coagulante com o pH variando de 5,0 a 5,5 (ácido, ajustado) e com o pH variando de 7,3 a 7,9 (alcalino, sem ajuste). Após a medição e ajuste do pH (quando necessário), foram colocadas 3L de amostras, divididos em 6 béqueres de vidro com capacidade de 500ml, etiquetados de 1 a 6, de acordo com as concentrações e coagulantes estabelecidos.

Após a inserção dos coagulantes nas amostras, os béqueres eram colocados no Jar test do tipo Flocccontrol III – Policontrol. Para o processo de mistura rápida no Jar test (figura 1), as amostras foram submetidas a uma rotação de 240 rpm, por 2 minutos. Após o tempo da mistura rápida, era diminuída a rotação para 150 rpm (mínima rotação oferecida pelo Jar test utilizado), permanecendo por mais 5 minutos, caracterizando a mistura lenta. Finalizando a mistura lenta o equipamento Jar test era desligado, para o processo de sedimentação dos flocos, que tinha a duração de 20 minutos.

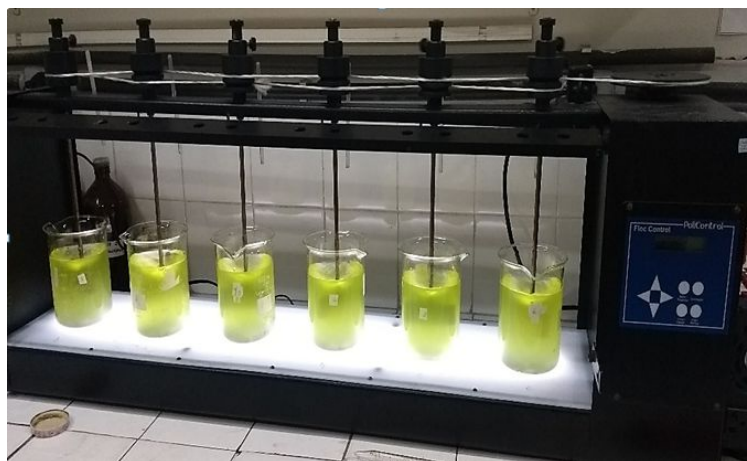


Figura 1- Equipamento de Jar test no procedimento de mistura rápida como efluente da lagoa facultativa

Após passar o tempo necessário para a decantação, eram coletados 10 ml da sobrenadante das amostras, com o auxílio de uma pipeta graduada de 10 ml, e colocadas em uma cubeta, para leitura em um turbidímetro de bancada do tipo HACH 2100N, calibrado. Os valores de turbidez das amostras eram colocados em uma planilha, referentes a cada coagulante e suas concentrações para o pH ajustado e pH natural do efluente. Após a medição de turbidez, foi feito novamente a leitura do pH para verificar se houve a diminuição do pH com a inserção do coagulante.

A absorvância a 254 nm, conhecida como coeficiente de absorção espectral, é um parâmetro indicativo da quantidade de matéria orgânica dissolvida na massa. Analogamente, a absorvância a 400 nm é proporcional à cor da amostra. Para a determinação das absorvâncias a 254 e 400 nm das amostras, foi utilizado um espectrofotômetro digital, modelo UV-1800 da marca Shimadzu. O espectrofotômetro possui uma lâmpada incandescente, um seletor de faixa espectral, que seleciona o comprimento de onda da luz que passa através da solução de teste e, um detector de radiação, que permite uma medida relativa da intensidade da luz. Com isso, através dele é possível fazer a medição da intensidade da luz que passa pela amostra e atinge o detector.

RESULTADOS

As Figuras de 2 a 7 apresentam as eficiências de remoção para turbidez, absorvância a 254 nm e absorvância a 400 nm, para os diversos coagulantes utilizados. Observou-se que para o pH ajustado, ocorreu a precipitação dos sólidos contidos na amostra 1 (sem coagulante) devido a adição do ácido sulfúrico utilizado para diminuir o pH do efluente. Diante disso, os gráficos das remoções de turbidez e reduções das absorvâncias a 254 nm e a 400 nm para o pH ajustado e para o pH natural do efluente, não podem ser comparados diretamente.

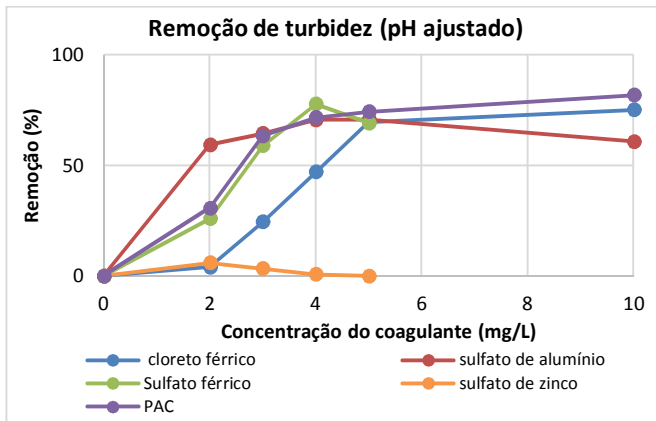


Figura 2- Remoção de turbidez para o pH ajustado (entre 5,0 a 5,5)

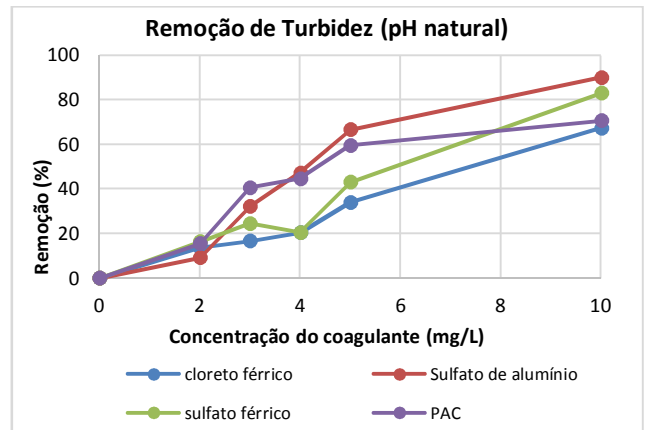


Figura 3- Remoção de turbidez para o pH natural (entre 7,3 a 7,9)

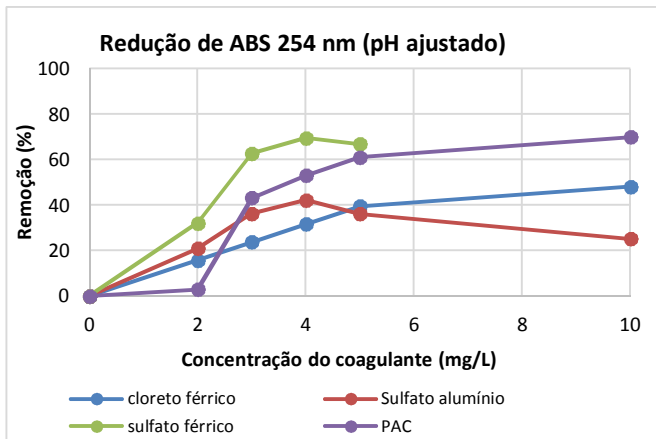


Figura 4- Redução de absorvância a 254nm para o pH ajustado (entre 5,0 a 5,5)

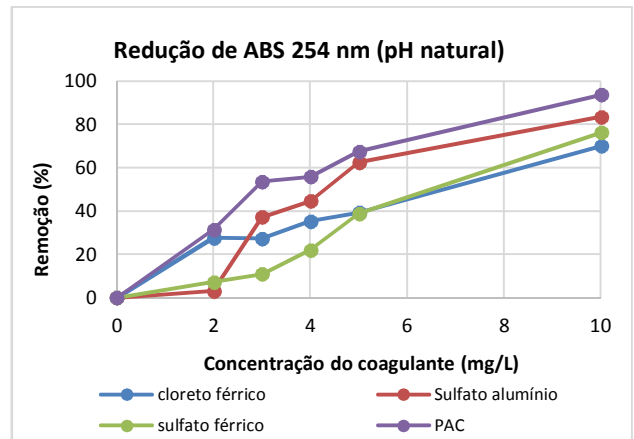


Figura 5 - Redução de absorvância a 254nm para o pH não ajustado (entre 7,3 a 7,9)

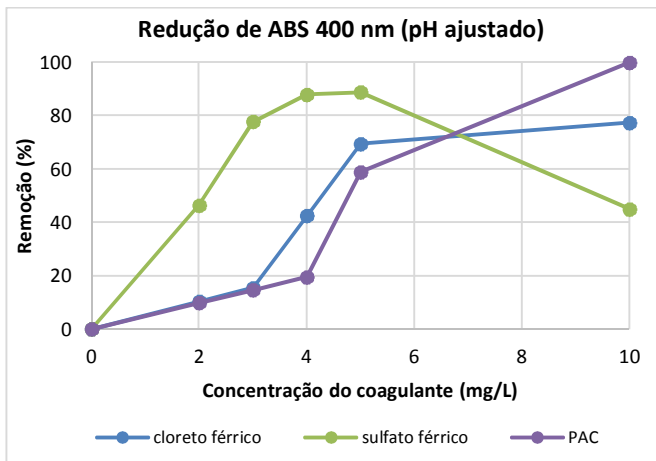


Figura 6 - Redução de absorvância a 400nm para o pH ajustado (entre 5,0 a 5,5)

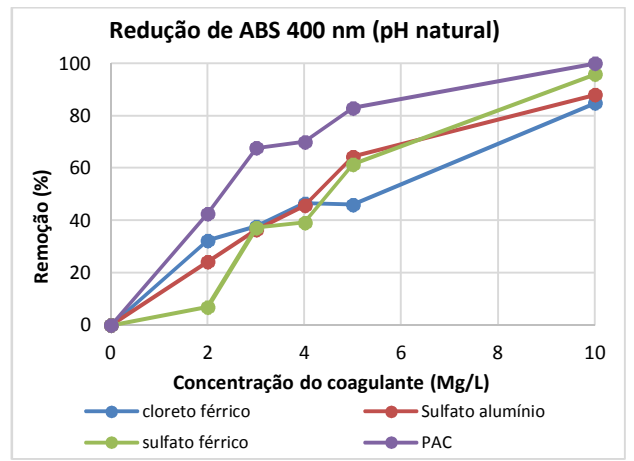


Figura 7 - Redução de absorvância a 400 nm para o pH não ajustado (entre 7,3 a 7,9)

Remoção de turbidez (para pH ajustado)

O coagulante sulfato ferroso apresentou apenas valores negativos (ineficiência), por isso foi omitido da figura 2. Esse fato se explica porque, de acordo com Bratby (2006), esse coagulante apresenta melhores eficiências quando o pH for maior que 8,5.

O sulfato de zinco apresentou eficiências mínimas, chegando a valores negativos, na remoção de turbidez do esgoto, para o pH ajustado. Da mesma forma, Morcelli (2011), afirmou que o sulfato de zinco não mostrou eficiências de coagulação/floculação/sedimentação de microalgas em fotobioreatores. De acordo com a figura 2, os coagulantes, cloreto férrico, sulfato férrico, PAC e o sulfato de alumínio, apresentaram um crescimento rápido de remoção até a concentração de 4,0 mg/L, removendo até 79% (sulfato férrico, a uma concentração de 4,0 mg/L) da turbidez do efluente da lagoa. Para as concentrações posteriores, o aumento da eficiência foi mais lento, havendo inclusive uma diminuição na remoção da turbidez para os coagulantes sulfato férrico e sulfato de alumínio.

Tendo em vista um melhor custo-benefício, os coagulantes podem ser utilizados nas concentrações de 4,0 mg/L e 5,0 mg/L, pois, nessas concentrações, os coagulantes atingiram uma eficiência em torno de 70%, consideravelmente boa e mais vantajosa, se comparado às concentrações maiores que 5,0 mg/L, que atingiram até 81% (PAC a uma concentração de 10,0 mg/L) na remoção da turbidez, com o dobro da quantidade de coagulante. Rocha et al (1999), concluíram que o PAC mostrou melhores eficiências nas remoções dos sólidos suspensos, comparado ao cloreto férrico e ao sulfato de alumínio.

Remoção de Turbidez (para pH natural)

Para o sulfato ferroso e o sulfato de zinco, encontrou-se valores negativos em todas concentrações na remoção da turbidez para o pH natural do efluente, e por isso os valores desses coagulantes foram omitidos da figura 3.

De acordo com a figura 3, para as concentrações no intervalo de 0 mg/L a 10,0 mg/L, os coagulantes, cloreto férrico, PAC, sulfato férrico e o sulfato de alumínio apresentaram tendência crescente de remoção conforme o aumento da concentração, removendo a turbidez do efluente da lagoa em até 90% (sulfato de alumínio a uma concentração de 10,0 mg/L). De modo geral, de acordo com a figura 3, para as remoções de turbidez com pH não ajustado, os coagulantes, sulfato de alumínio, PAC, sulfato férrico e cloreto férrico, apresentaram melhores eficiências a partir da concentração de 5,0 mg/L, destacando-se o sulfato férrico e o sulfato de alumínio, que atingiram remoções de 82% e 90% na concentração de 10,0 mg/L, respectivamente. Diferentemente, Constantino e Yamamura (2009), concluíram que o PAC apresentou melhores eficiências do que o sulfato de alumínio na remoção de turbidez.

Por outro lado, os coagulantes PAC e sulfato de alumínio, podem ser utilizados a uma concentração de 5,0 mg/L (figura 3), tendo em vista que para essa concentração, tais coagulantes atingiram elevadas eficiências, de 61% (PAC) e 68% (sulfato de alumínio), se comparado a eficiência de 70% (PAC) e 90% (sulfato de alumínio), com o dobro da concentração de coagulante (10,0 mg/L).

Redução de absorvância a 254 nm (para pH ajustado)

O sulfato ferroso e o sulfato de zinco apresentaram valores negativos para todas concentrações, por isso foi omitido da figura 4. Os coagulantes, PAC, cloreto férrico, sulfato de alumínio e o sulfato férrico, apresentaram uma maior velocidade na redução da absorvância até a concentração de 4,0 mg/L, chegando a 70% (sulfato férrico). A partir dessa concentração, a velocidade na redução da absorvância a 254 nm tornou-se mais lenta com o aumento da concentração do coagulante, chegando a diminuir a eficiência, como foi no caso do sulfato férrico e do sulfato de alumínio. Para o pH ajustado, os coagulantes que apresentaram melhores eficiências foram o sulfato férrico e o PAC, podendo ser utilizados nas concentrações de 4,0 mg/L ou 5,0 mg/L.

Redução de absorvância a 254 nm (para pH natural)

Os coagulantes sulfato ferroso e sulfato de zinco, foram omitidos da figura 5, pois, apresentaram ineficiência na redução de absorvância a 254nm para o efluente da lagoa facultativa da ETE Mangabeira, com o pH na faixa de 7,3 a 7,9. De acordo com a figura 5, para as concentrações de 0 mg/L a 10,0 mg/L, os coagulantes sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto férrico e o PAC, apresentaram comportamento crescente, conforme o aumento da concentração. Destacando-se o PAC e o sulfato de alumínio, que foram os coagulantes que apresentaram maiores índices de reduções, em torno de 90% a uma concentração de 10,0 mg/L. Da mesma forma, Santos *et al* (2014) concluiu que o PAC apresentou melhores remoções de cor, do que o sulfato de alumínio e do cloreto férrico.

O PAC e o sulfato de alumínio podem ser utilizados a uma concentração de 5,0 mg/L, pois atingiram eficiências na faixa de 60% a 70% respectivamente, tornando-se mais vantajoso economicamente, do que utilizar uma concentração o maior (10,0 mg/L, por exemplo) que apresenta uma eficiência na faixa de 80% a 95%. Já Dantas (2013), concluiu que o cloreto férrico apresentou melhores eficiências nas remoções de cor do efluente de uma lagoa facultativa, se comparado ao sulfato de alumínio.

Redução de absorvância a 400 nm (para pH ajustado)

O sulfato de alumínio, sulfato ferroso e o sulfato de zinco apresentaram valores negativos de eficiência para todas concentrações, por isso foram omitidos na figura 6. Para as concentrações no intervalo de 0 mg/L a 5,0 mg/L, mostradas na figura 6, os coagulantes, PAC, cloreto férrico e sulfato férrico, apresentaram um crescimento mais rápido na redução de absorvância a 400nm. A partir da concentração de 5,0 mg/L, os coagulantes apresentaram um crescimento mais lento, havendo até uma diminuição na eficiência do sulfato férrico na redução da absorvância 400nm na concentração de 10 mg/L. Esse fato pode estar relacionado à ineficiência do coagulante quando colocado em maiores concentrações para o pH ajustado. Os coagulantes, sulfato férrico, cloreto férrico e o PAC podem ser utilizados a uma concentração de 5,0 mg/L, pois, nessa concentração, os coagulantes são mais vantajosos economicamente e apresentam eficiências consideravelmente boas (de 60% a 90%), se comparado a eficiência dos coagulantes a uma concentração de 10,0 mg/L, que mesmo muito maior que 5,0 mg/L reduziram a absorvância a 400 nm, numa faixa de 45% (sulfato férrico) a 100% (PAC). Vale salientar que, nesse caso, o PAC apresentou eficiência melhor na concentração de 10,0 mg/L.

Redução de absorvância a 400 nm (para pH natural)

Os coagulantes, sulfato de zinco e sulfato ferroso, foram omitidos da figura 7, por apresentaram valores negativos de eficiência para todas as concentrações utilizadas. De acordo com a figura 7, os coagulantes sulfato férrico, sulfato de alumínio, cloreto férrico e o PAC, apresentaram um comportamento semelhante entre eles, com uma tendência crescente de redução de absorvância a 400nm, para as concentrações entre 0 mg/L a 10,0 mg/L. O PAC foi o coagulante que mais se destacou, pois para todas concentrações utilizadas, foi o que apresentou maiores valores de redução, chegando a 100% a redução da absorvância a 400 nm a uma concentração de 10,0 mg/L. Tendo em vista um melhor custo-benefício, de acordo com a figura 7, os coagulantes PAC, sulfato de alumínio e sulfato férrico, podem ser utilizados a uma concentração de 5,0 mg/L, com redução de absorvância a 400 nm de 61% (sulfato férrico) a 82% (PAC), mostrando ser mais vantajoso do que utilizar o dobro da concentração (10,0 mg/L) e a diferença na redução da absorvância a 400 nm não ser tão elevada. Porém, o PAC atingiu uma eficiência de 100% na concentração de 10,0 mg/L.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos para remoção da turbidez e redução das absorvâncias a 254nm e a 400nm, mostram que o efluente de lagoa facultativa pode ser melhorado pelo pós-tratamento com o método de coagulação/floculação.

Os coagulantes sulfato ferroso e sulfato de zinco não apresentaram bom desempenho na coagulação/floculação do efluente da lagoa facultativa para as condições com o pH variando entre 5,0 e 5,5 e com o pH variando entre 7,3 e 7,9.

O PAC, seguido do sulfato de alumínio, sulfato férrico ou cloreto férrico, foram os coagulantes que, em geral, apresentaram melhores eficiências de remoção dos parâmetros estudados.

Para o pH ajustado, as eficiências de remoção de turbidez e redução de absorvâncias a 254 nm e a 400 nm com os coagulantes PAC, sulfato férrico, sulfato de alumínio e cloreto férrico, cresceram de forma mais rápida com o aumento da concentração dos coagulantes, até a concentração de 5,0 mg/L, a partir da qual o aumento é menos intenso. Isto sugere que as concentrações entre 4,0 mg/L e 5,0 mg/L sejam as mais viáveis de serem utilizadas.

Para o pH não ajustado, todos os coagulantes, apresentaram melhores eficiências na concentração de 10,0 mg/L. No entanto, visando um melhor custo-benefício, recomenda-se que o PAC, sulfato de alumínio ou sulfato férrico, sejam colocados à uma concentração de 5,0 mg/L, pois, para essa concentração conseguiu-se atingir boas eficiências, numa faixa de 40% (sulfato férrico na redução da absorvância a 254nm) à 82% (PAC, na redução da absorvância a 400 nm).

O sulfato férrico, para o pH ajustado, é ineficiente quando colocado em concentrações maiores que 5,0 mg/L. Isso sugere que tal coagulante, deve ser colocado apenas em baixas concentrações, para o efluente com pH ácido (entre 5,0 e 5,5).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRATBY, John. **Coagulation and Flocculation in water and wastewater treatment**. 2 ed. Londres: IWA Publishing, 2006. 407p.
2. CONSTANTINO, A. F.; YAMAMURA, V. D. **Redução do gasto operacional em estação de tratamento de água utilizando o PAC**. IN: Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. Maringá/PR. 2009.
3. DANTAS, C. V. C. **Avaliação da flotação por ar dissolvido no polimento de efluentes de lagoa de estabilização**. 2013. 74f. Dissertação de Mestrado- Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

4. FORTINO, Patricia. **Pós tratamento de efluente têxtil usando coagulação/floculação combinado com processos de separação por membranas.** 2012. 98f. Dissertação de Mestrado- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
5. GHIGGI, Fernanda Formoso. **Tratamento de águas para consumo doméstico com membranas de ultrafiltração.** 2011. 39f. Trabalho de Diplomação – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
6. MORCELLI, Allan Valcareggi. **Estudo da eficiência de diferentes agentes coagulantes na sedimentação de microalgas cultivadas e fotobioreatores.** 2011. 44f. Trabalho de Diplomação em Engenharia Química- Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2011.
7. PELEGRIN, Dariana Castellanos. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico.** 2004. 131f. Dissertação de Mestrado- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
8. ROCHA, M. L. A. *et al.* **Polimento do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, n. 20, 1999 Rio de Janeiro, Anais, p. 431-440.
9. SANTOS, Viviane Silva dos. **Remoção de microrganismos patogênicos em sistema de separação com membrana de ultrafiltração.** 2014. 34f. Trabalho de Diplomação- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
10. TORRES, Dayana Melo. **Aproveitamento da biomassa de algas em lagoas de estabilização para produção de biodiesel.** 2017. 134f. Tese de Doutorado- Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande. 2017.
11. VIVEIROS, L. S. **Tratamento físico-químico de efluente de uma usina de reciclagem de plástico de Campo Grande - MS.** 2008. 72 p. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2008.
12. XIA, S. *et al.* **Pilot study of drinking water production with ultrafiltration of water from the Songhuajiang river (China).** Elsevier, Desalination, v. 179, 2005, p 369-374.