



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.  
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

# INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS DE MISTURA RÁPIDA, FLOCULAÇÃO E DECANTAÇÃO NO TRATAMENTO DA ÁGUA AFLUENTE À ETA DE PONTA GROSSA/PR

Marcelo De Julio<sup>1</sup>; Diego Augusto Fioravante<sup>2</sup>; Osmar Selhorst Filho<sup>3</sup>;  
Tatiane Sakamoto De Julio<sup>4</sup>; Fabiano Icker Oroski<sup>5</sup>

## RESUMO

A NBR 12216 (1992) admite que, na ausência de dados obtidos em laboratório ou em instalação piloto, os parâmetros de mistura rápida, floculação, decantação ou flotação sejam adotados. O presente trabalho demonstra ser esta uma prática perigosa, que pode comprometer ou dificultar a operação da estação de tratamento de água (ETA), podendo levar a sérios prejuízos na qualidade da água tratada, além de poder acarretar em maiores custos operacionais. Portanto, neste trabalho avaliou-se a influência dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação no tratamento da água bruta afluyente à ETA do município de Ponta Grossa/PR, empregando-se sulfato de alumínio, PAC (cloreto de polialumínio), cloreto férrico e reagente de Fenton como agentes coagulantes. Verificou-se que os referidos parâmetros não devem ser adotados, pois exerceram grande influência na eficiência de remoção de turbidez.

**Palavras-chave:** mistura rápida; floculação; decantação; alumínio; reagente de Fenton.

## INFLUENCE OF RAPID MIX, FLOCCULATION AND DECANTATION PARAMETERS ON THE TREATMENT OF THE PONTA GROSSA/PR WATER TREATMENT PLANT AFFLUENT WATER

### ABSTRACT

Brazilian regulations, NBR 12216 (1992), admit that, in the absence of laboratory and pilot plant data, rapid mix, flocculation, decantation or dissolved air flotation parameters be adopted. The present work demonstrates that this is a dangerous practice, which can compromise or difficult the water treatment plant operation, and can leave to a serious damages on the treated water quality; as well can conduct to a bigger operational costs. Therefore, in this work it was evaluated the influence of rapid mix, flocculation and decantation parameters on the treatment of the raw water affluent to the water treatment plant of Ponta Grossa City, Parana State, Brazil. As coagulant agents it was applied aluminium sulfate, PACI (polyaluminium chloride), ferric chloride and Fenton reagent. It was observed that the mentioned parameters must not be adopted because exert a big influence on turbidity removal efficiency.

**Keywords:** rapid mix; flocculation; decantation; alum; fenton reagent.

Trabalho recebido em 09/03/2009 e aceito para publicação em 02/04/2009.

<sup>1</sup> Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) e Professor Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Av. Carlos Cavalcanti, nº 4748, Bloco E, Campus Uvaranas, CEP 84030-900 - Ponta Grossa, PR, Brasil, e-mail: dejulio@uepg.br;

<sup>2</sup> Acadêmico do Curso de Engenharia Civil da UEPG, e-mail: diego\_fioravante@hotmail.com;

<sup>3</sup> Acadêmico do Curso de Engenharia Civil da UEPG, e-mail: osf\_gpuava@yahoo.com.br;

<sup>4</sup> Acadêmica do Curso de Engenharia de Alimentos da UEPG, e-mail: dejulio.t@uol.com.br;

<sup>5</sup> Coordenador Industrial da Unidade Regional Ponta Grossa da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), e-mail: fabiano@sanepar.com.br.

## 1. INTRODUÇÃO

Para se conseguir a atenção dos responsáveis pela operação de sistemas de saneamento, a questão do custo é primordial. Assim, caso seja indevidamente especificado um equipamento de floculação mecanizado (de maior rotação), isto iria conduzir não somente a um maior custo de implantação, mas, principalmente, em um maior custo de operação e manutenção. Outro exemplo que pode ser citado é que a adoção dos parâmetros mencionados pode levar a uma significativa queda na qualidade da água clarificada por decantação ou flotação.

Segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (2004) o valor máximo permissível de turbidez na água tratada em qualquer ponto da rede de distribuição é de 5,0 NTU e na água filtrada de 1,0 NTU, sendo recomendado menor que 0,5 NTU.

A turbidez é uma característica da água devido à presença de partículas sólidas em suspensão (silte, argila, sílica, colóides), matéria orgânica e inorgânica finamente divididas, organismos microscópicos e algas. Esses materiais podem ter origem no solo (quando não há mata ciliar), na mineração (como a retirada de areia ou a exploração de argila), nas indústrias, ou no esgoto doméstico, lançados no manancial sem tratamento.

Esses materiais podem se apresentar em uma ampla faixa de tamanhos. A remoção ou diminuição dessa característica visa à eficiência da cloração como medida de desinfecção da água; porém para valores idênticos de turbidez, pode haver diferença no número e tamanho das partículas, sendo que para uma maior eficiência na etapa de desinfecção é melhor que as partículas sejam menores (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Em uma estação de tratamento de água (ETA) que emprega a tecnologia de tratamento em ciclo completo, a queda na eficiência dos processos e operações de mistura rápida, floculação e decantação resultaria em uma maior concentração de impurezas na água afluente aos filtros, saturando os mesmos mais rapidamente, o que acarretaria em uma diminuição das carreiras de filtração e, conseqüentemente, em um maior consumo de água de lavagem dos filtros. Isto pode levar a um aumento da turbidez e comprometer a desinfecção da água distribuída. Além disto, pode haver problemas de abastecimento de água, pois o consumo excessivo de água tratada nas lavagens diminui a capacidade de armazenamento, bem como acarreta aumentos de custo em função da diminuição da produção efetiva e maior geração de resíduos líquidos, os quais devem ser tratados.

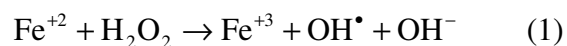
Portanto, os parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação/flotação influenciam a eficiência global de remoção das impurezas contidas na água bruta e por isto não devem ser adotados e sim fixados a partir de estudos de tratabilidade em laboratório ou em instalação piloto.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação no tratamento da água bruta afluyente à Estação de Tratamento de Água Pitangui, que abastece o município de Ponta Grossa/PR, empregando-se o sulfato de alumínio, o cloreto de polialumínio (PAC), o cloreto férrico e o reagente de Fenton como agentes coagulantes.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios experimentais foram realizados no equipamento Jartest (Nova Ética), que consiste numa unidade em escala de laboratório que trabalha em batelada, no qual são realizados os processos e operações de mistura rápida, floculação, decantação e filtração, sendo a metodologia para a execução dos ensaios descrita em Di Bernardo et al. (2002). Para o emprego do reagente de Fenton como agente coagulante foi seguida metodologia definida por De Julio (2005) e De Julio et al. (2005): dosa-se primeiramente  $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$  seguido do  $\text{H}_2\text{O}_2$ , sendo que logo

após a adição destes produtos químicos é coletada uma amostra para a leitura do pH da etapa oxidativa; tempo de oxidação de 1 minuto e 30 segundos, sendo este tempo contado à partir da adição do sulfato ferroso, seguido do peróxido de hidrogênio (o gradiente de velocidade médio desta etapa é o mesmo da mistura rápida), até imediatamente antes de se adicionar o agente alcalinizante, quando então começa-se a contar o tempo de mistura rápida, sendo que logo após a adição do agente alcalinizante é coletada outra amostra para a leitura do pH de coagulação; e dosagem de peróxido de hidrogênio igual a três vezes o requerido na estequiometria (3E) da reação do reagente de Fenton (Equação 1), sendo esta relação usada para todas as dosagens de sulfato ferroso testadas. Exemplificando, sabe-se que 1 mol de  $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$  possui massa de 278,02 g, correspondendo a uma massa de  $\text{Fe}^{+2}$  de 55,85 g. De acordo com a Equação (1), tem-se que 1 mol de  $\text{Fe}^{+2}$  reage com 1 mol de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (sendo a relação de 34,01/55,85). Sendo assim, uma dosagem de  $60 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$  corresponde a  $12,05 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}^{+2}$  ( $60 \times 55,85/278,02$ ), cuja estequiometria estabelece uma dosagem de  $7,34 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $12,05 \times 34,01/55,85$ ). Para uma dosagem de 3E, tem-se  $22,02 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $3 \times 7,34$ ).



A água utilizada nos ensaios foi proveniente do Rio Pitangui, coletada nas dependências da ETA da SANEPAR (data da coleta: 19/01/2009) no município de Ponta Grossa/PR, antes da calha Parshall e antes da adição de qualquer produto químico. A água coletada foi armazenada em uma caixa de água com tampa numa dependência fechada e ventilada da estação, não sendo exposta ao sol e em temperatura ambiente.

Para a leitura da turbidez e do pH foram utilizados, respectivamente, os equipamentos 2100 Turbidimeter (Hach) e pHmetro modelo APA-200 (Meter). Todas as leituras de pH foram realizadas com agitação, para isso foi utilizado o equipamento Agitador Magnético Mini (Quimis).

Todos os ensaios foram realizados com a temperatura da água fixada em  $20 \pm 1^\circ\text{C}$ . A água de estudo foi caracterizada nos laboratórios da SANEPAR de acordo com o Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater (1995).

Primeiramente foram realizados ensaios para a construção dos diagramas de coagulação para seleção da dosagem de coagulante versus pH de coagulação. Para se variar o pH foi empregado agente alcalinizante (hidróxido de sódio 0,1 N) ou acidificante (ácido clorídrico 0,1 N). Os

coagulantes empregados foram o sulfato de alumínio (líquido, mesmo empregado na ETA da SANEPAR em Ponta Grossa/PR até junho 2008), o cloreto de polialumínio (PAC, líquido, mesmo empregado na ETA da SANEPAR em Ponta Grossa/PR a partir de julho de 2008), o cloreto férrico (líquido, fornecido pela indústria Produtos Químicos Guaçu) e para o reagente de Fenton foram empregados o sulfato ferroso (P.A. – A.C.S. da marca J.T. Baker) e uma solução 0,1 M de peróxido de hidrogênio (P.A. – A.C.S. da marca Synthly). Os parâmetros da mistura rápida, floculação e decantação empregados para a construção dos diagramas de coagulação foram fixados conforme a Tabela 1.

Foram construídos diagramas de coagulação para as três velocidades de sedimentação apresentadas na Tabela 1 e para os quatro coagulantes em estudo (dados não apresentados). De posse dos diagramas de coagulação, selecionou-se um ponto no diagrama do sulfato de alumínio, um no do PAC, um no diagrama do cloreto férrico e outro no do Fenton. Após isso foram realizados vários ensaios para a escolha da dosagem de polímero sintético catiônico em emulsão (Magnafloc LT225, Gross 25, 10 KGS, polyacrylamide) e, então, realizaram-se ensaios para a escolha da dosagem de Carvão Ativado em Pó (CAP, Brascarbo, tipo K-800 Umectado).

**Tabela 1.** Parâmetros físicos adotados para a construção dos diagramas de coagulação.

Parâmetro	Valor
Tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ )	10 s
Gradiente médio de mistura rápida ( $G_{mr}$ )	$600 \text{ s}^{-1}$
Tempo de floculação ( $T_{fl}$ )	20 min
Gradiente médio de floculação ( $G_{fl}$ )	$20 \text{ s}^{-1}$
Velocidades de sedimentação ( $V_s$ )	$V_{s1} = 3,0 \text{ cm/min}$ $V_{s2} = 1,5 \text{ cm/min}$ $V_{s3} = 0,5 \text{ cm/min}$

O polímero foi dosado logo após ter decorrido metade do tempo da floculação e o CAP 15 min antes da adição do coagulante, em uma rotação de 100 rpm ( $G = 125 \text{ s}^{-1}$ ).

De posse do ponto selecionado nos diagramas de coagulação e das dosagens de CAP e polímero, foi estudada a influência do tempo e do gradiente de velocidade médio de mistura rápida, conforme metodologia proposta por Amirtharajah e Mills (1982) e complementada por Brito (1998). Para tanto, foi realizada uma bateria de ensaios na qual se procurou adequar o tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ ), bem como o gradiente de velocidade médio de mistura rápida ( $G_{mr}$ ). Os parâmetros estudados foram:

- Tempos de Mistura Rápida,  $T_{mr} = 5, 10, 20, 30, 45$  e  $90 \text{ s}$ ;
- Gradiente de Velocidade Médio,  $G_{mr} = 200, 400, 600 \text{ s}^{-1}$ .

Os demais parâmetros foram fixados de acordo com a Tabela 1.

De posse do ponto selecionado nos diagramas de coagulação e dos parâmetros de mistura rápida escolhidos, foi estudada a influência do tempo e do gradiente de velocidade médio de floculação, conforme metodologia proposta por Mendes (1989). Para tanto, foi realizada uma bateria de ensaios na qual se procurou adequar o tempo de floculação ( $T_{fl}$ ), bem como o gradiente de velocidade médio de floculação ( $G_{fl}$ ). Conforme mencionado, o polímero foi dosado sempre na metade do tempo de floculação, assim como realizado na ETA Pitangui da SANEPAR em Ponta Grossa/PR. Os parâmetros estudados foram:

- Tempos de Floculação,  $T_{fl} = 5, 10, 15, 20, 25$  e  $30 \text{ min}$ ;
- Gradiente de Velocidade Médio,  $G_{fl} = 20, 25, 30, 40$  e  $50 \text{ s}^{-1}$ .

Os demais parâmetros foram fixados de acordo com a Tabela 1.

Finalmente, de posse do ponto selecionado nos diagramas de coagulação e dos parâmetros de mistura rápida e floculação escolhidos anteriormente, foi estudada a influência da velocidade de sedimentação, conforme metodologia proposta por Brito (1998). Para tanto, realizou-se um ensaio no qual se coletou a água decantada para diferentes velocidades de sedimentação (Vs). As velocidades estudadas foram: 7,0; 5,0; 3,5; 2,5; 1,5; 0,5  $\text{cm min}^{-1}$ .

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a realização dos ensaios, a água de estudo apresentou as seguintes características:  $\text{pH} = 7,28 \pm 0,16$ ; cor aparente =  $166 \pm 25$  uH; turbidez =  $9,58 \pm 0,68$  NTU. A temperatura da água foi mantida em  $20 \pm 1^\circ\text{C}$  em todos os ensaios. A água de estudo também foi caracterizada logo após sua coleta pelos laboratórios da SANEPAR em Curitiba, sendo obtidos: menos de  $0,025 \text{ mg L}^{-1}$  de alumínio,  $0,485 \text{ mg L}^{-1}$  de ferro,  $54 \text{ mg L}^{-1}$  de sólidos dissolvidos totais,  $16 \text{ mg L}^{-1}$  de sólidos suspensos totais, correspondendo a  $70 \text{ mg L}^{-1}$  de sólidos totais,  $2.019 \text{ cels mL}^{-1}$  de Aphanizomenon,  $87.793 \text{ cels mL}^{-1}$  de *Cylindrospermopsis*,  $633 \text{ cels mL}^{-1}$  de *Merismopedia*,  $53.578 \text{ cels mL}^{-1}$  de Nostocales e  $1.306 \text{ cels mL}^{-1}$  de Oscillatoriales, proporcionando um total de

$145.329 \text{ cels mL}^{-1}$  de Cianobactérias. Também foi encontrado, na água bruta,  $2 \text{ ug L}^{-1}$  de Saxitoxinas Totais (STX) equivalentes.

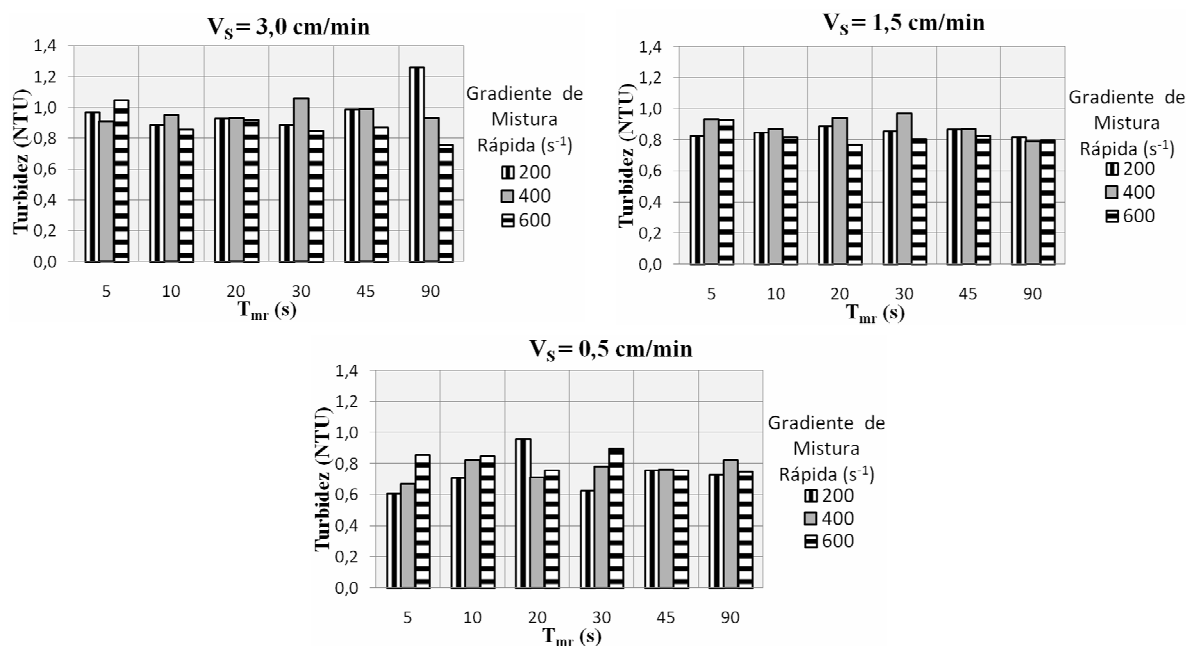
Nos pontos selecionados nos diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio, PAC e cloreto férrico, a dosagem de agente alcalinizante ou acidificante foi nula. Para o reagente de Fenton houve uma etapa preliminar de oxidação, a qual se efetiva em meio ácido, requerendo uma dosagem de  $15 \text{ mg HCl L}^{-1}$ , sendo que após esta etapa foi necessária a adição  $25 \text{ mg NaOH L}^{-1}$  para se atingir o pH de coagulação.

Os pontos selecionados nos diagramas de coagulação apresentaram as seguintes dosagens:  $55 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato de alumínio (produto comercial; correspondendo a uma dosagem de  $\text{Al}^{+3}$  de  $2,21 \text{ mg L}^{-1}$ ), que resultou num pH de coagulação igual a 6,24;  $65 \text{ mg L}^{-1}$  de PAC (produto comercial; correspondendo a uma dosagem de  $\text{Al}^{+3}$  de  $3,84 \text{ mg L}^{-1}$ ), que resultou num pH de coagulação igual a 6,52;  $40 \text{ mg L}^{-1}$  de cloreto férrico (produto comercial; correspondendo a uma dosagem de  $\text{Fe}^{+3}$  de  $5,39 \text{ mg L}^{-1}$ ), que resultou num pH de coagulação igual a 6,04;  $60 \text{ mg L}^{-1}$  de sulfato ferroso (PA; correspondendo a uma dosagem de  $\text{Fe}^{+2}$  de  $12,05 \text{ mg L}^{-1}$ ) e  $22,02 \text{ mg L}^{-1}$  de peróxido de hidrogênio, que resultou num pH de coagulação igual a

6,21 (com as dosagens de ácido clorídrico e hidróxido de sódio mencionadas anteriormente).

A dosagem selecionada de polímero para o PAC e reagente de Fenton foi de 0,6 mg L<sup>-1</sup>, para o sulfato de alumínio de 1,0 mg L<sup>-1</sup> e para o cloreto férrico de 0,8 mg L<sup>-1</sup>. Para o CAP, as dosagens selecionadas foram de 15 mg L<sup>-1</sup> para o sulfato de alumínio, PAC e Fenton e de 10 mg L<sup>-1</sup> para o cloreto férrico. Esperava-se que a dosagem de PAC fosse inferior à de sulfato de alumínio (produto comercial) e que a dosagem de alumínio fosse similar para os dois coagulantes, haja vista que se trata da mesma água de estudo e os ensaios foram realizados em dias consecutivos. Os autores têm uma linha de pesquisa em andamento em parceria com a SANEPAR e em estudos anteriores este problema já havia sido detectado. Em reuniões realizadas com a referida empresa chegou-se a conclusão que o problema é com a fornecedora do produto (contrato por licitação pelo menor preço), pois o problema se repetiu em outras unidades da SANEPAR. Atualmente, um controle mais rígido do recebimento é realizado apenas em algumas entregas de alguns municípios, principalmente da capital. A SANEPAR está analisando um meio de solucionar definitivamente o problema.

Nos ensaios para avaliação da influência dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação, o pH de coagulação para o sulfato de alumínio ficou entre 6,12 e 6,31, para o PAC entre 6,80 e 7,04, para cloreto férrico entre 5,98 e 6,24 e para o reagente de Fenton entre 6,20 e 6,64, valores pouco superiores ao pH de coagulação obtido nos diagramas de coagulação devido, provavelmente, ao pH da água bruta ter se modificado com o tempo de armazenamento. Observa-se na Figura 1 que, para a água de estudo, empregando-se o sulfato de alumínio como coagulante, os tempos de mistura rápida não influenciaram significativamente nos resultados, sendo encontrados entre os diferentes tempos pesquisados resultados satisfatórios. O maior valor de turbidez remanescente encontrado para a velocidade de sedimentação de 3,0 cm min<sup>-1</sup> foi inferior a 1,3 NTU, sendo este valor considerado excelente em se tratando de água decantada, que ainda passará pelos filtros para polimento final. Para os diferentes gradientes de velocidade médios estudados os resultados de turbidez remanescente estiveram bem próximos, porém o gradiente de 200 s<sup>-1</sup> apresentou uma maior oscilação nos resultados para alguns tempos de mistura rápida e para algumas velocidades de sedimentação, em comparação com os demais gradientes estudados.



**Figura 1.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Mistura Rápida para o Sulfato de Alumínio.

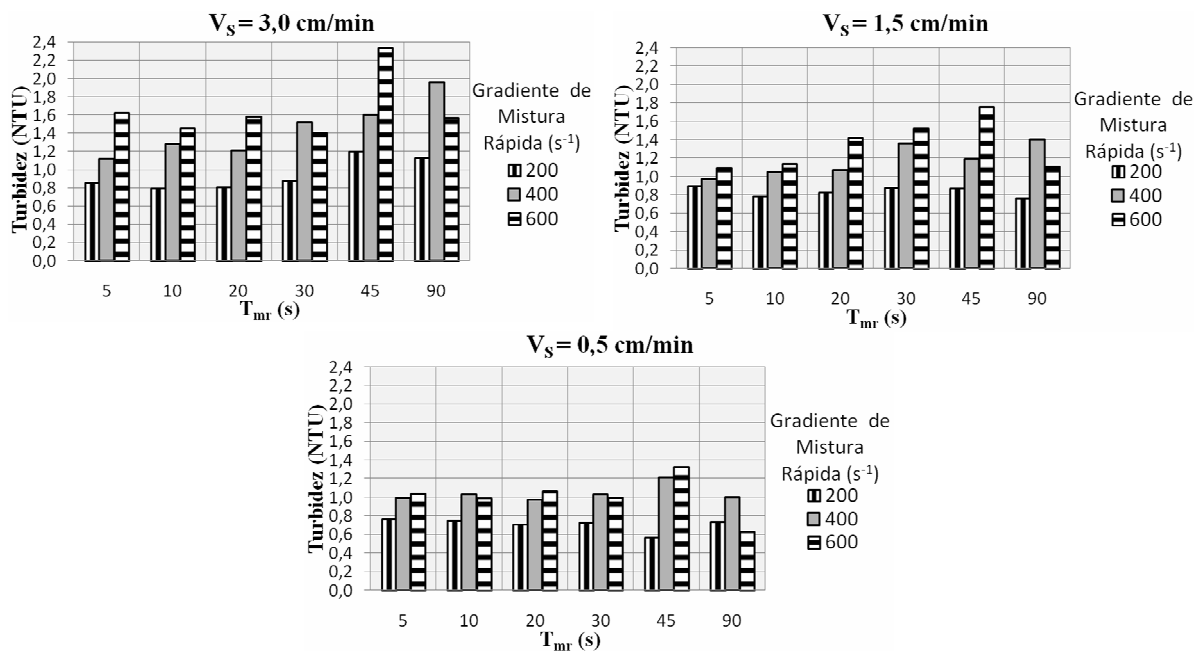
Na Figura 2 observa-se que, para o PAC, os menores tempos de mistura rápida conduziram a resultados melhores; também se observa que com os menores gradientes de velocidade de mistura rápida foram obtidos os melhores resultados, tendo o gradiente de  $200\ s^{-1}$  os menores valores de turbidez remanescente e consideravelmente menores que para os demais gradientes estudados.

A partir da análise da Figura 3 verifica-se que para o cloreto férrico houve uma pequena tendência de obtenção dos melhores resultados para os menores tempos de mistura rápida. Para os diferentes gradientes de velocidade estudados os resultados de turbidez remanescente estiveram bem próximos, porém o gradiente de  $200\ s^{-1}$ , em

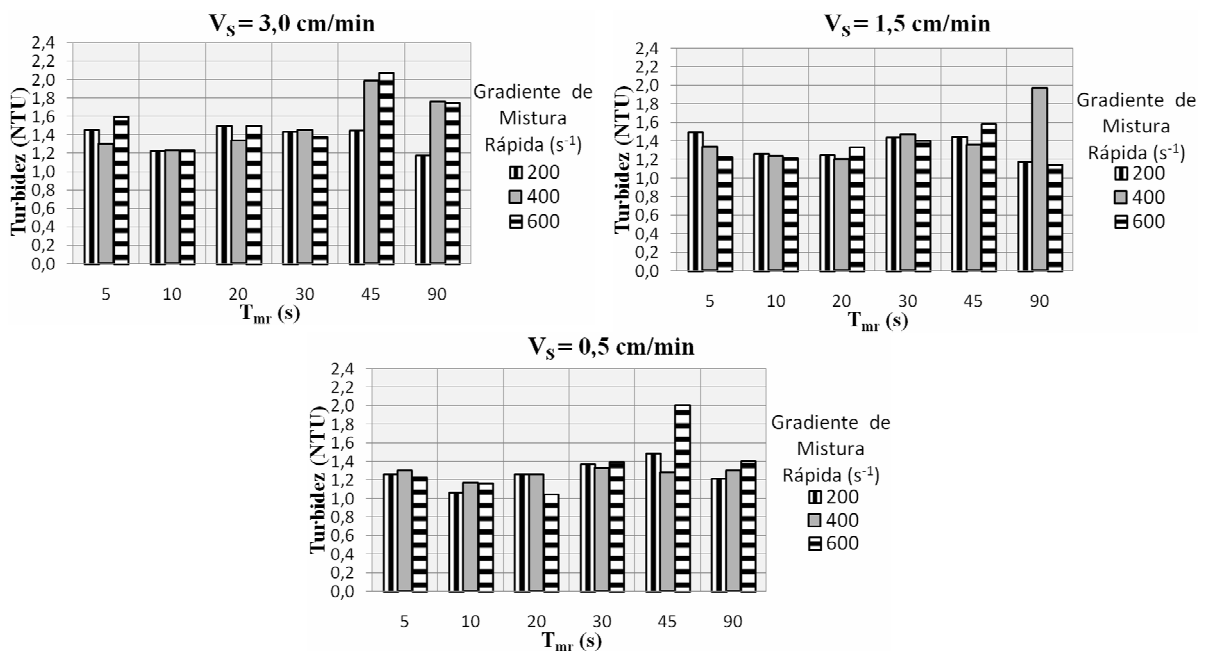
comparação com os demais gradientes estudados, foi o que apresentou uma menor variação nos resultados para os diferentes tempos de mistura rápida e para algumas velocidades de sedimentação.

Analisando-se a Figura 4 constata-se que para o reagente de Fenton e para as velocidades de sedimentação de 3,0 e 1,5  $cm\ min^{-1}$ , os melhores resultados se encontraram nos menores tempos de mistura rápida. Na velocidade de sedimentação de  $0,5\ cm\ min^{-1}$  o tempo não influenciou significativamente na remoção de turbidez. Também se pode observar que os gradientes mais baixos foram mais eficientes e que todos os gradientes apresentaram algumas variações nos resultados, em alguns tempos de mistura rápida.

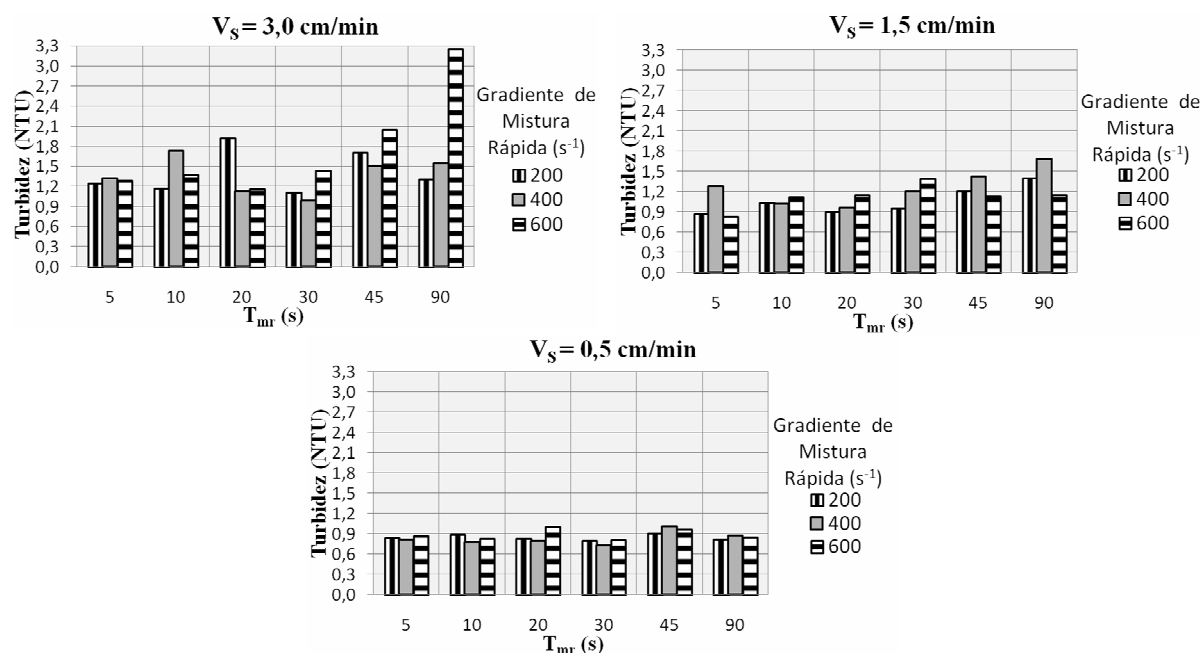




**Figura 2.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Mistura Rápida para o PAC.



**Figura 3.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Mistura Rápida para o Cloreto Férrico.



**Figura 4.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Mistura Rápida para o Reagente de Fenton.

Analisando-se a Figura 1 selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio de mistura rápida para o coagulante sulfato de alumínio, sendo estes parâmetros, respectivamente, vinte segundos e 600  $s^{-1}$ . Já pela Figura 2 selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio de mistura rápida para o coagulante PAC, sendo estes parâmetros, respectivamente, dez segundos e 200  $s^{-1}$ .

A partir da Figura 3 selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio de mistura rápida para o coagulante cloreto férrico, sendo estes parâmetros, respectivamente, dez segundos e 200  $s^{-1}$ , enquanto pela Figura 4 selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio de mistura rápida para o reagente de

Fenton, sendo estes parâmetros, respectivamente, cinco segundos e 200  $s^{-1}$ .

Assim, estes foram os parâmetros de mistura rápida empregada para se avaliar a influência do tempo e do gradiente de velocidade médio de floculação. Outras combinações de gradientes de velocidade e tempos de mistura rápida também conduziram a resultados satisfatórios. Todavia, procurou-se priorizar os menores tempos e gradientes, pois isto se reflete diretamente nas dimensões das unidades de mistura rápida e na potência dos equipamentos (em se tratando de unidades mecanizadas), e a escolha de maiores tempos e gradientes de velocidade acabaria conduzindo a maiores custos de implantação, operação e manutenção.

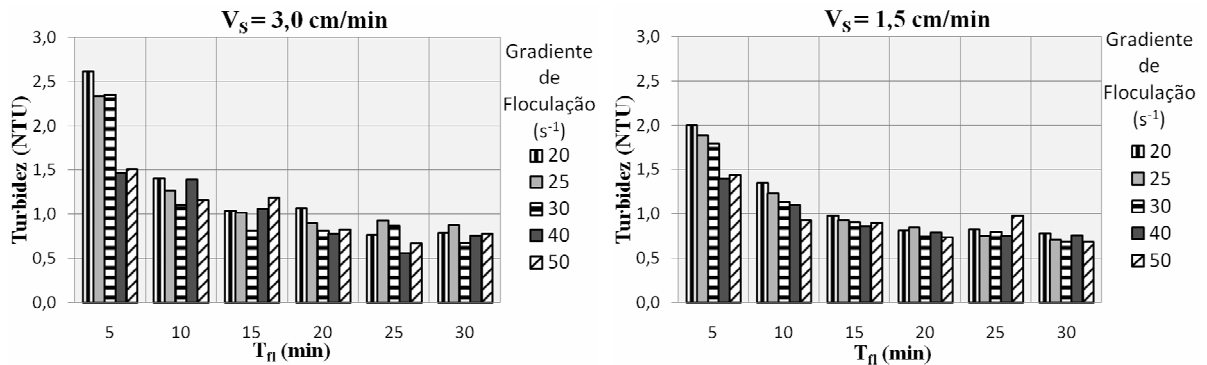
Em relação aos parâmetros de floculação e analisando-se a Figura 5, pode-se verificar que para o sulfato de alumínio os melhores resultados para a água em estudo encontraram-se a partir de 10 minutos de floculação, com gradientes de velocidade de maior e menor valor (dentre os estudados), porém os maiores gradientes de floculação proporcionaram pequena melhora na remoção de turbidez. Também foi possível constatar que o tempo de cinco minutos foi insuficiente, pois apresentou os piores resultados e nos ensaios constatou-se (visualmente) que os flocos estavam em processo de formação, já que apresentavam tamanho reduzido.

Pode-se observar, pela análise da Figura 6, assim como para o sulfato de alumínio, para o PAC, os melhores resultados para a água em estudo encontraram-se a partir de 10 minutos de floculação, com gradientes de velocidade de menor e maior valor dentre os estudados, isto dependendo do tempo de floculação (produto  $G_{fl} \times T_{fl}$ ). Porém o PAC demonstrou uma maior variação para alguns produtos  $G_{fl} \times T_{fl}$  em comparação com o sulfato de alumínio. Também se pôde constatar que o tempo de cinco minutos foi insuficiente, pois apresentou os piores resultados.

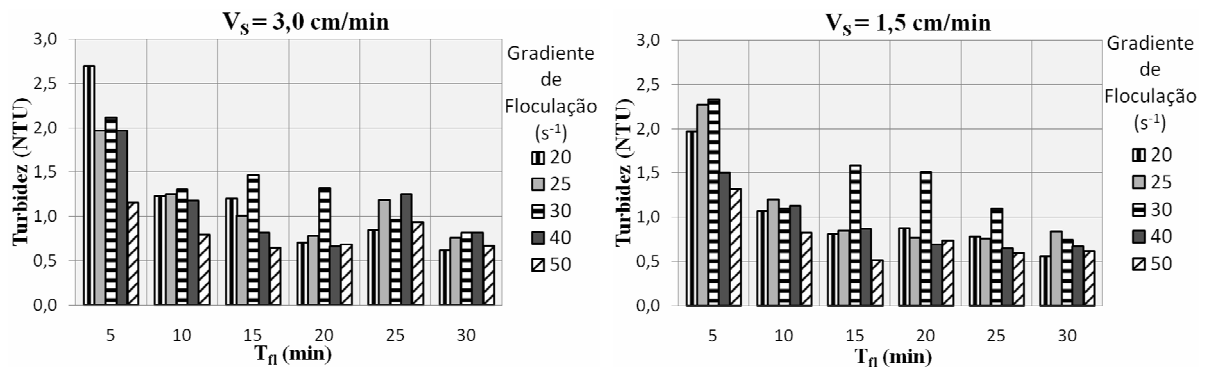
Analisando a Figura 7, pode-se observar que com o cloreto férrico foram

obtidos melhores resultados (para a água em estudo) a partir de 20 minutos de floculação, com gradientes de velocidade de menor e maior valor (dentre os estudados), dependendo do tempo de floculação. Também se pode constatar que, assim como para os coagulantes anteriores, o tempo de cinco minutos foi insuficiente, pois apresentou os piores resultados. E, ainda em comparação com os coagulantes sulfato de alumínio e PAC, o cloreto férrico demonstrou uma variação maior nos resultados com os tempos de floculação, já que os tempos de cinco e dez minutos apresentaram resultados significativamente piores que os demais tempos, e ao contrário do dos coagulantes anteriores nenhuma turbidez remanescente foi menor que 1,0 NTU.

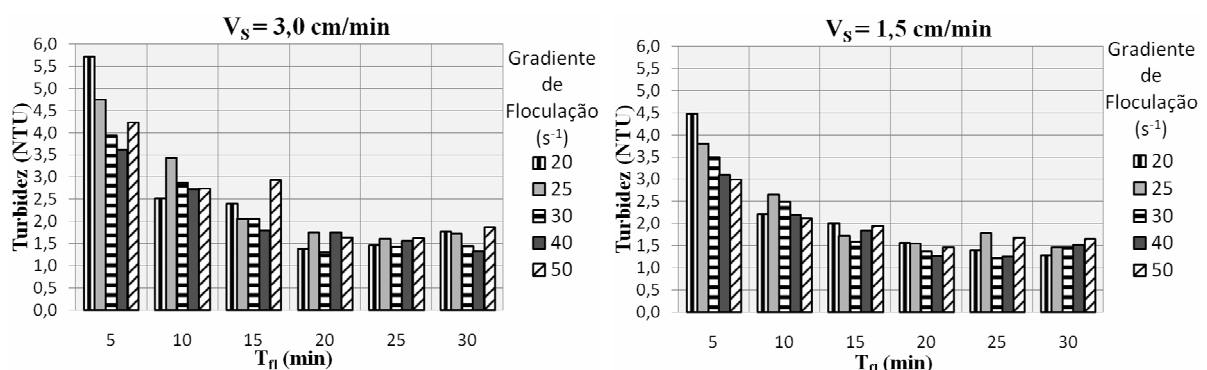
Observa-se, a partir da Figura 8, que o Reagente de Fenton apresentou, para a água em estudo, resultados satisfatórios a partir de 15 minutos de floculação e para diferentes gradientes de velocidade, dentre os estudados. E assim como o cloreto férrico o Reagente de Fenton demonstrou uma variação maior nos resultados com os tempos de floculação, do que para os coagulantes a base de alumínio. Pode-se constatar também que o Reagente de Fenton apresentou, entre os coagulantes estudados, a maior oscilação nos resultados, para alguns produtos gradiente de floculação  $\times$  tempo de floculação.



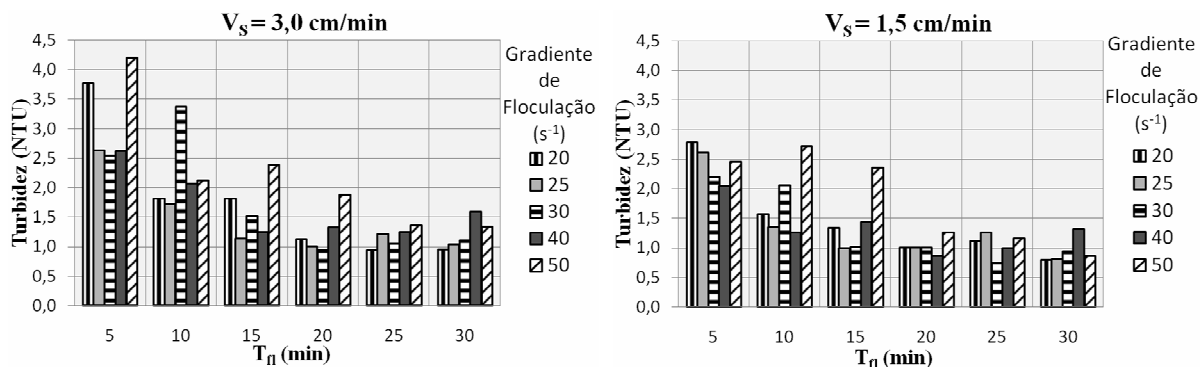
**Figura 5.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Floculação para o Sulfato de Alumínio.



**Figura 6.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Floculação para o PAC.



**Figura 7.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Floculação para o Cloreto Férrico.



**Figura 8.** Turbidez remanescente em função do Tempo e Gradiente de Velocidade Médio de Floculação para o Reagente de Fenton.

De posse dos gráficos de floculação para o sulfato de alumínio (Figura 5), selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio para a floculação, que foram 30 minutos e  $30 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente.

Com os gráficos de floculação para o PAC (Figura 6), selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio para a floculação, que foram 15 minutos e  $50 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente.

De posse dos gráficos de floculação para o cloreto férrico (Figura 7), selecionou-se o tempo 20 minutos e o gradiente de velocidade médio de  $30 \text{ s}^{-1}$ .

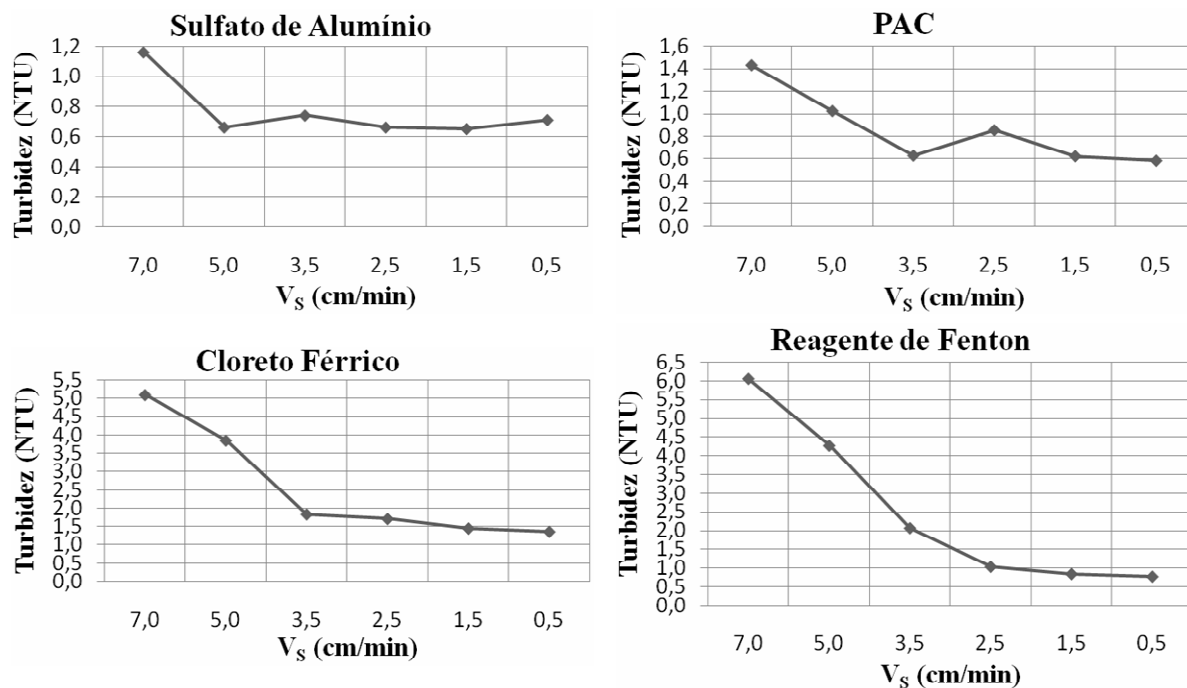
De posse dos gráficos de floculação para o reagente de Fenton (Figura 8), selecionou-se o tempo e o gradiente de velocidade médio para a floculação, que foram 25 minutos e  $30 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente.

Estes foram os parâmetros de floculação empregados, para cada

coagulante, para se avaliar a influência da velocidade de sedimentação.

Outros pontos nestes gráficos apresentaram turbidez remanescente da mesma ordem de grandeza, sendo que a seleção destes parâmetros para emprego na ETA deve passar por uma análise prévia de custo.

Analisando a Figura 9, pode-se observar que para o sulfato de alumínio e a água em questão os valores de turbidez remanescente para as velocidades de sedimentação entre  $5,0$  e  $0,5 \text{ cm min}^{-1}$  apresentaram a mesma ordem de grandeza. Contudo, a velocidade de sedimentação de  $1,5 \text{ cm min}^{-1}$  conduziu a uma turbidez ligeiramente menor, sendo provavelmente o aumento da turbidez remanescente na velocidade de  $0,5 \text{ cm min}^{-1}$  ser causado pela flotação de alguns flocos, possivelmente ocasionado pela concentração elevada de cianobactérias.



**Figura 9.** Turbidez remanescente em função da Velocidade de Sedimentação para os diferentes coagulantes estudados.

Pela análise da Figura 9, pode-se observar que para o PAC e a água em questão, os valores de turbidez remanescente a partir da velocidade de sedimentação de  $3,5 \text{ cm min}^{-1}$  obtiveram resultados parecidos, com exceção da velocidade de  $2,5 \text{ cm min}^{-1}$  a qual apresentou um pequeno acréscimo, sendo a menor turbidez encontrada com a menor velocidade de sedimentação estudada. Em comparação com o coagulante anterior, também a base de alumínio, o PAC apresentou uma faixa mais estreita de velocidade de sedimentação que conduziu a resultados de turbidez similares, requerendo decantadores maiores, já que os resultados melhores se encontraram a partir da velocidade de  $3,5 \text{ cm min}^{-1}$ ,

enquanto o sulfato de alumínio já obteve com  $5,0 \text{ cm min}^{-1}$ .

Por meio da Figura 9, pode-se observar a grande influência deste parâmetro de projeto (velocidade de sedimentação) para o coagulante cloreto férrico. Para a água em questão, os valores de turbidez remanescente tiveram uma significativa queda à medida que a velocidade de sedimentação diminuiu, sendo o melhor resultado encontrado com a velocidade de  $0,5 \text{ cm min}^{-1}$ .

Por fim, analisando a Figura 9, pode-se observar que, assim como para o cloreto férrico, para o Reagente de Fenton e a água em questão os valores de turbidez remanescente tiveram uma significativa queda à medida que a velocidade de

sedimentação diminuiu, sendo o melhor resultado encontrado com a velocidade de 0,5 cm min<sup>-1</sup>. Porém obtiveram, ao contrário do cloreto férrico, turbidez remanescente menor que 1,0 NTU. E, comparando os dois coagulantes a base de ferro com os dois coagulantes a base de alumínio, pode-se constatar que assim como no estudo de influência nos parâmetros de floculação, no estudo da influência dos parâmetros de decantação os coagulantes a base de ferro sofreram uma maior influência nos parâmetros estudados.

Mais uma vez, deve-se levar em consideração que menores velocidades de sedimentação implicariam em decantadores de maiores dimensões e, conseqüentemente, maiores custos.

#### **4. CONCLUSÃO**

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Com exceção do sulfato de alumínio, onde os tempos de mistura rápida não influenciaram significativamente nos resultados, os demais coagulantes estudados obtiveram os melhores resultados com baixos tempos de mistura rápida. O mesmo se percebeu com os gradientes de mistura rápida, onde estes não influenciaram significativamente nos resultados utilizando-se o sulfato de alumínio, porém os gradientes maiores

demonstraram uma menor variação nos resultados para este coagulante. Os demais coagulantes obtiveram melhores resultados com baixos gradientes de mistura rápida, sendo o PAC o coagulante que demonstrou a maior diferença de resultados entre os gradientes mais baixos e os mais altos, e o cloreto férrico a menor diferença.

Com os dois coagulantes a base de alumínio, sulfato de alumínio e PAC, os melhores resultados foram obtidos (para a água em estudo) a partir de dez minutos de floculação. Já com os coagulantes a base de ferro, cloreto férrico e reagente de Fenton, os melhores resultados foram obtidos a partir de vinte e quinze minutos de floculação, respectivamente. Os piores resultados foram obtidos para os menores tempos de floculação. Diferentes combinações de gradientes de velocidade e tempos de floculação conduziram a resultados satisfatórios, contudo quanto maior o gradiente de velocidade e o tempo de floculação maiores serão os custos de implantação, operação e manutenção.

Os coagulantes a base de alumínio sofreram uma menor influência nos resultados com os tempos de floculação do que os a base de ferro, sendo o cloreto férrico o coagulante que sofreu maior influência na turbidez remanescente com os tempos de floculação.

Com os coagulantes a base de alumínio empregados na presente pesquisa e para a água em estudo, obteve-se resultados satisfatórios, já a partir da velocidade de sedimentação correspondente a  $7,0 \text{ cm min}^{-1}$ . Os coagulantes a base de ferro obtiveram resultados satisfatórios somente com as velocidades de sedimentação mais baixas. Novamente os coagulantes a base de ferro demonstraram-se mais instáveis nos resultados que aqueles a base de alumínio (para a água em estudo), assim como o observado na avaliação da influência da mistura rápida e floculação.

Os coagulantes que se demonstraram mais apropriados para a água em estudo foram a base de alumínio (sulfato de alumínio e PAC), contudo, todos os coagulantes testados atenderam o padrão de potabilidade brasileiro em relação aos parâmetros medidos. Isto também revela a potencialidade do emprego do reagente de Fenton como agente coagulante (além de ser um forte oxidante) no tratamento de águas de abastecimento, podendo ser incluído nos estudos de tratabilidade, principalmente de águas contaminadas.

Diante do exposto, recomenda-se que os parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação devem ser otimizados ou adequados em laboratório ou em instalação piloto para cada

coagulante, pois influenciaram marcadamente a eficiência de remoção de turbidez, principal parâmetro de controle empregado no tratamento de águas de abastecimento.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e seus funcionários, pelos equipamentos, análises, produtos químicos, bolsa de iniciação científica ao terceiro autor e a Fundação Araucária pela bolsa de iniciação científica fornecida ao segundo autor.

## REFERÊNCIAS

- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K.M. Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation. **Journal AWWA**, v.74, n.4, p 200-216, apr., 1982.
- NBR 12216, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**, 1992.
- BRITO, S.A. **Influência da velocidade de sedimentação na determinação dos coeficientes de agregação e ruptura durante a floculação**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.
- DE JULIO, M. **Efeito da massa molecular das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com o reagente de Fenton, floculação e flotação de águas de mesma cor verdadeira**. 276p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.



- DE JULIO, M.; DI BERNARDO, L.; NEVES, E.F.A. Remoção de substância húmicas de água por meio do reagente de Fenton e da flotação por ar dissolvido. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** Campo Grande, MS, Brasil, 2005.
- DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO., P.L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos. RiMA, 237 p., 2002.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** São Carlos, RiMA, 2ed., 2v, 1565 p., 2005.
- MENDES, C.G. da N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2v, 244p, 1989.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518 de 25 de Março de 2004.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19ª ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995.01 2009.