

AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE TÉCNICA DO EMPREGO DA TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO DIRETA NO TRATAMENTO DA ÁGUA BRUTA AFLUENTE À ETA DO MUNICÍPIO DE PONTA GROSSA, PR

TECHNICAL VIABILITY EVALUATION OF THE APPLICABILITY OF DIRECT FILTRATION TECHNOLOGIES ON THE TREATMENT OF THE PONTA GROSSA, PR WTP AFFLUENT WATER

Marcelo De Julio¹, Isabela Volski², Diego Augusto Fioravante³, Osmar Selhorst Filho⁴ e Fabiano Icker Oroski⁵

¹Instituto Tecnológico de Aeronáutica – ITA Divisão de Engenharia Civil
CTA – ITA – IEI, Praça Marechal Eduardo Gomes, 50, Vila das Acácias
CEP 12228-900, São José dos Campos, SP, Brasil
E-mail: dejulio@ita.br.

^{2,3,4}Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG Departamento de Engenharia Civil
Avenida Carlos Cavalcanti, nº 4748, Bloco E, Campus Uvaranas
CEP 84030-900, Ponta Grossa, PR, Brasil

⁵Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR Unidade Regional Ponta Grossa
E-mail: fabiano@sanepar.com.br

RESUMO

Estações de Tratamento de Água (ETAs), que fazem uso da tecnologia de filtração direta (FD), devem se adaptar às mudanças das características da água bruta, pois as mesmas influenciam significativamente na eficiência desta tecnologia. A água bruta oriunda do Rio Pitangui, no município de Ponta Grossa, PR, sofre com a presença de algas, levando à diminuição da vazão de água tratada, rápida colmatação dos filtros e diminuição da duração das carreiras de filtração, prejudicando, assim, o processo de FD. Para se avaliar a viabilidade técnica do emprego da tecnologia de FD no tratamento da água bruta nas atuais condições em que a mesma se encontra, foram realizados estudos de tratabilidade em escala de bancada, onde se buscou empregar diferentes coagulantes, dentre eles o Reagente de Fenton, diferencial da pesquisa. Além disto, estudou-se o comportamento da tecnologia de FD frente às variações temporais às quais está submetida a água bruta no manancial, fazendo a coleta da água de estudo em três períodos distintos. Portanto, neste trabalho, avaliou-se a eficiência da ação dos coagulantes Sulfato de Alumínio, PAC (cloreto de polialumínio), Cloreto Férrico e Reagente de Fenton. Verificou-se que as tecnologias de FD têm aplicabilidade no tratamento da água em questão, principalmente para a água de estudo característica do período de inverno. O coagulante que se apresentou mais apropriado neste estudo foi o sulfato de alumínio.

Palavras-chave: Tratamento de Águas de Abastecimento; Estudos de Tratabilidade; Filtração Direta; Coagulantes; Reagente de Fenton.

ABSTRACT

Water Treatment Plants (WTP) which use direct filtration (DF) technologies must be adapted to the changes in the raw water characteristics, because these have great influence on this technology efficiency. Pitangui River raw water, of Ponta Grossa City, PR, Brazil, suffers with algae presence, leading to a decrease in the treated water flow-rate, faster filter obstruction, and decrease in the filter run time duration, causing prejudices to the DF process. To evaluate the technical viability of applying DF technologies in the treatment of the raw water in its present conditions, it was realized bench scale treatability studies, using different coagulants, among them Fenton's Reagent, this research differential. Besides, it was studied the behaviour of DF technologies with temporal variations in which springs raw water is exposed. For this, the studied water was collect in three distinct periods. Therefore, in this work it was evaluated Aluminium Sulfate; PAC (polyaluminium chloride), Ferric Chloride, and Fenton's Reagent coagulants efficiency. It was found that DF technologies have applicability in the treatment of the studied waters, mainly to the studied water characteristic of winter period. The coagulant presented as the most appropriated in this study was aluminum sulfate.

Keywords: Water Treatment; Treatability Studies; Direct Filtration; Coagulants; Fenton's Reagent.

1 – INTRODUÇÃO

Diversas estações de tratamento de água (ETA) têm sofrido, atualmente, com alterações relevantes da

qualidade da água, principalmente em períodos de estiagem, sendo claramente percebidas pelos consumidores por sabor e odor diferenciados. Isso se deve, segundo Mondardo (2006), aos processos convencionais de tratamento não serem capazes de remover traços de micropoluentes, de origem química ou biológica.

A floração de microalgas e cianobactérias em certas épocas do ano, em mananciais de água doce, representa um dos mais sérios problemas à operação de uma estação de tratamento de água que utiliza a tecnologia da FD, sobretudo no que se refere à presença de cianotoxinas. A FD é fortemente limitada pela qualidade da água a ser tratada, sendo recomendada para tratamento de águas naturais com baixos valores de cor e turbidez (BRANDÃO *et al.*, 1996).

Além do risco que pode trazer à saúde, a presença de microalgas e cianobactérias na água aduzida às estações de tratamento tem comprometido seriamente o desempenho das estações, acarretando redução da vazão de água tratada, prejudicando o processo de floculação, sendo necessário, muitas vezes, utilizar um auxiliar químico (para melhorar as características dos flocos formados), utilizar mais coagulantes e substâncias que auxiliem no ajuste do pH. Também, microalgas e cianobactérias causam obstrução dos filtros, o que aumenta a quantidade de água gasta para lavagens e, dependendo das espécies presentes no manancial, pode conferir sabor e odor à água, além de possibilitar a formação de compostos orgânicos clorados (DI BERNADO, 1992).

Essa problemática é vivenciada na ETA Alagados do município de Ponta Grossa, PR, que faz uso da filtração direta ascendente – FDA. A aplicação da FD está fortemente condicionada à qualidade da água bruta, sendo relevantes os seguintes parâmetros: turbidez, cor verdadeira, sólidos em suspensão, densidade de algas e quantidade de coliformes (DI BERNARDO, 2003). Sendo assim, faz-se necessário o estudo sobre esses parâmetros a fim de otimizar essa fase do tratamento.

Segundo Dalsasso *et al.* (2006), na FD a resistência e a densidade dos flocos podem ser influenciadas pelo tipo e dosagem de coagulante ou do auxiliar de coagulação utilizado no tratamento, assim como pelas condições de coagulação e floculação (quando esta última etapa é requerida, no caso da filtração direta descendente – FDD).

Dentre os mecanismos de coagulação, podem-se citar o de varredura e o de absorção e neutralização de cargas. O mecanismo da varredura é utilizado para tecnologias convencionais, ou de ciclo completo, que incluem as seguintes etapas de tratamento: coagulação, floculação, decantação/flotação e filtração. Os flocos formados no mecanismo de coagulação por varredura deverão apresentar massa específica suficiente para permitir sua deposição nos decantadores ou apresentar tamanho e resistência apropriados para aderência das microbolhas no processo de flotação. Já o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas é indicado em tecnologias de tratamento simplificadas, como, por exemplo, a FD, na qual a água é coagulada e depois filtrada. Nesse mecanismo, ocorre a neutralização das cargas das partículas presentes na água bruta, não havendo necessidade de se formar flocos grandes e sim, de desestabilizar as partículas para que estas sejam mais eficientemente retidas nos filtros. Assim, as dosagens de coagulante e seus respectivos valores de pH de coagulação tendem a ser inferiores aos necessários no mecanismo de coagulação por varredura (SANTOS, 2007).

Um dos diferenciais desta pesquisa é o uso do Reagente de Fenton, que consiste na aplicação de íons de Fe^{+2} e peróxido de hidrogênio em meio ácido (PEYTON 1988; NOGUEIRA & GUIMARÃES 2000). Com o reagente de Fenton não há a possibilidade de formação dos indesejáveis compostos halogenados durante o processo de pré-oxidação (desde que a água bruta não contenha agentes precursores, como o bromo e iodo), fato que não ocorreria utilizando-se o cloro como agente oxidante, produto este frequentemente empregado quando a qualidade da água afluyente à estação de tratamento requer esta etapa adicional de tratamento (DE JULIO, 2005).

Assim, este trabalho consiste em um estudo de tratabilidade de água em laboratório, buscando a adequação e melhoria das estações de tratamento do município de Ponta Grossa, por meio do estudo da filtração direta, tendo como diferencial o uso do Reagente de Fenton, objetivando a viabilidade de sua utilização e otimização no tratamento de águas de abastecimento público.

2 – OBJETIVOS

Tendo em vista as diferentes tecnologias para o tratamento de água, este trabalho teve como objetivo estudar a viabilidade técnica do emprego da tecnologia de filtração direta na ETA Alagados do município de Ponta Grossa, PR, que utiliza a tecnologia da filtração direta ascendente, empregando-se para isto diferentes coagulantes. As coletas das águas de estudo foram realizadas em três períodos distintos com o objetivo de comparar os resultados em relação à variação temporal da qualidade da água bruta e sua influência nos estudos de tratabilidade.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

Os ensaios experimentais foram realizados no equipamento *Jartest*, que consiste em uma 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). Tal equipamento, com o *kit* de filtros de laboratório em areia – FLA acoplado, foi fornecido pela Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, assim como todos os ensaios e todas as análises e medidas necessárias também foram realizadas nos laboratórios da SANEPAR, tanto de Ponta Grossa como de Curitiba.

Para o emprego do reagente de Fenton como agente coagulante, foi seguida metodologia definida por De Julio (2005) e De Julio *et al.*, (2005), adaptada para a filtração direta: dosou-se primeiramente o ácido clorídrico, sendo aguardados 30 s para estabilização do pH; depois deste tempo, dosou-se $FeSO_4 \times 7H_2O$ (sulfato ferroso) seguido do H_2O_2 (peróxido de hidrogênio), sendo que, 20 s após a adição destes produtos químicos, foi coletada uma amostra para a leitura do pH da etapa oxidativa, que neste caso foi igual ao valor do pH de coagulação; tempo de oxidação e coagulação de 1 minuto e 40 segundos, sendo este tempo contado a partir da adição do sulfato ferroso, seguido do

peróxido de hidrogênio (o gradiente de velocidade médio desta etapa é o mesmo da mistura rápida); 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 Fe^{+2} de 55,85 g. De acordo com a Equação 1, tem-se que 1 mol de Fe^{+2} reage com 1 mol de H_2O_2 (sendo a relação de 34,01/55,85). Sendo assim, uma dosagem de 24 mg/L de $\text{FeSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ corresponde a 4,82 mg/L Fe^{+2} ($24 \times 55,85/278,02$), cuja estequiometria estabelece uma dosagem de 2,94 mg/L de H_2O_2 ($4,82 \times 34,01/55,85$). Para uma dosagem de 3E, tem-se 8,82 mg/L de H_2O_2 ($3 \times 2,94$). Para a água Tipo I não foi empregado o reagente de Fenton, pois no período de realização dos experimentos não se dispunha de todos os produtos químicos necessários.



A água utilizada nos ensaios foi proveniente do Rio Pitangui, cujo ponto de captação fica a jusante do vertedor da represa dos Alagados. A amostra de água bruta foi coletada nas dependências da ETA Pitangui da SANEPAR (a qual emprega tecnologia de tratamento em ciclo completo), 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 em uma dependência fechada e ventilada da estação, não sendo exposta ao sol e mantida em temperatura ambiente. A ETA Alagados (a qual emprega tecnologia de tratamento de filtração direta ascendente) recebe água bruta proveniente da Represa dos Alagados (a SANEPAR possui duas ETAs em Ponta Grossa). Contudo, neste experimento, as águas de estudo não foram coletadas junto à represa, pois conforme mencionado as águas do Rio Pitangui formam a referida represa, sendo esta de pequena profundidade. O ponto de captação da ETA Alagados fica próximo ao vertedor de saída da barragem, sendo que, neste ponto, a profundidade é de cerca de 10 m, o que confere características muito similares à água da represa e do rio, conforme registros históricos fornecidos pela SANEPAR. Além disto, a coleta da água bruta afluente à ETA Alagados seria muito difícil, haja vista que esta não possui calha Parshall, sendo a coagulação realizada em linha. Como a água bruta afluente às ETAs Pitangui e Alagados possuem características muito próximas e o principal objetivo deste trabalho é avaliar comparativamente os diferentes coagulantes no mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas, além de se avaliar a variação temporal da qualidade da água bruta e sua influência nas condições de coagulação, o ponto de coleta da água de estudo se tornou secundário.

Procedeu-se, então, à análise dos dados da água bruta (conforme dados históricos fornecidos pela SANEPAR) e à definição das águas em estudo. Estas foram coletadas em três épocas distintas, referentes aos diferentes tipos de água. A denominada água Tipo I foi coletada em 03 de dezembro de 2007. A água Tipo II foi coletada em 10 de

julho de 2008 e a Tipo III em 19 de janeiro de 2009. Foram medidos os seguintes parâmetros: turbidez, pH, cor aparente, contagem de algas, cianotoxinas, coliformes totais e termotolerantes, sólidos e concentração de alumínio e ferro.

Durante a realização dos ensaios, foram monitorados os seguintes parâmetros: pH de coagulação (no caso do reagente de Fenton pH de oxidação/coagulação), pH da água filtrada, turbidez e cor aparente remanescentes. Para a água Tipo II, não foram realizadas medidas de cor aparente, pois o equipamento havia sido enviado para manutenção e calibração.

Para a leitura da turbidez e do pH, foram utilizados, respectivamente, os equipamentos turbidímetro e pHmetro. Todas as leituras de pH foram realizadas com agitação utilizando-se agitador magnético. Para as medidas de cor aparente foi empregado o espectrofotômetro.

Neste trabalho foram priorizadas as medidas de turbidez por serem rapidamente realizadas, além da mesma, de acordo com AWWA (1999), ser uma característica da água devida à presença de partículas sólidas em suspensão (silte, argila, sílica, colóides), matéria orgânica e inorgânica finamente divididas, organismos microscópicos e algas, sendo esta última encontrada em concentrações consideráveis na água bruta, principalmente nas águas de estudo Tipo I e Tipo III. A turbidez é, portanto, uma medida indireta destas impurezas.

Todos os ensaios foram realizados com a temperatura da água de $20 \pm 1^\circ\text{C}$. A análise qualitativa das populações de cianobactérias (identificação) foi realizada em microscópio óptico binocular. A análise quantitativa foi feita pelo método de Utermöhl e a concentração foi calculada em número de células (cel/mL). A análise de saxitoxinas foi feita por HPLC (Cromatografia líquida de alta eficiência), com precisão de 1 $\mu\text{g/L}$. As demais análises e determinações, assim como a caracterização da água de estudo, foram feitas nos laboratórios da SANEPAR, de acordo com o 'Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater' (1995).

Nos ensaios com o reagente de Fenton, foi empregado agente acidificante (ácido clorídrico 0,1 N) para reduzir o valor do pH, haja vista que a etapa oxidativa se processa em meio ácido. Os coagulantes empregados foram o sulfato de alumínio (líquido, o mesmo empregado na ETA da SANEPAR em Ponta Grossa, PR até junho 2008), o cloreto de polialumínio (PAC, líquido, o mesmo empregado na ETA da SANEPAR em Ponta Grossa, PR a partir de julho de 2008), o cloreto férrico (líquido, produto comercial) e, para o reagente de Fenton, foram empregados o sulfato ferroso (P.A.) e uma solução 0,1 M de peróxido de hidrogênio (P.A.).

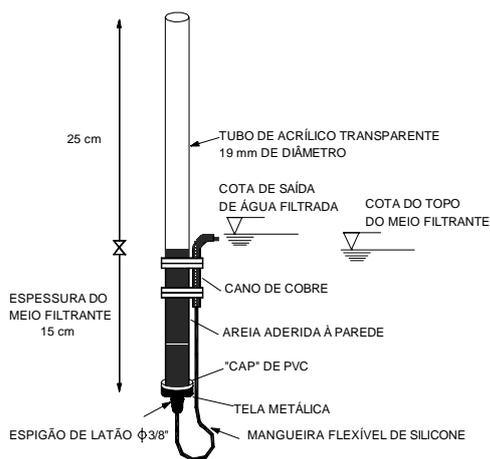
Os parâmetros de mistura rápida empregados em todos os ensaios (com exceção para o reagente de Fenton, cuja metodologia já foi descrita) foram os seguintes: Tempo de mistura rápida (T_{mr}) igual a 10 s e Gradiente médio de mistura rápida (G_{mr}) igual a 600 s^{-1} . Logo após a mistura rápida, a água coagulada foi conduzida para os FLA, sendo mantida uma rotação de 100 rpm (correspondendo a um gradiente de velocidade médio de 125 s^{-1}) para evitar a

deposição de flocos no fundo do jarro, o que acabaria conduzindo a resultados irreais, pois estar-se-ia filtrando água decantada. A coleta da água filtrada para análise se deu para o tempo médio de filtração de 20 min, para que assim a água que se encontrava nos FLA proveniente da lavagem (a lavagem se faz com água de torneira) fosse renovada.

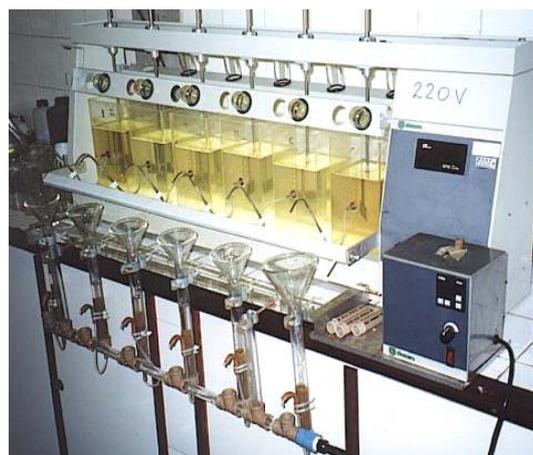
Os filtros de laboratório (FLA) acoplados ao *Jartest* continham areia como meio filtrante, segundo as seguintes especificações: tamanho efetivo igual a 0,45 mm; coeficiente de desuniformidade de 1,60; tamanho mínimo

igual a 0,33 mm e tamanho máximo de 1,37 mm. A posição de saída dos jarros foi fixada exatamente no interior de cada filtro. A taxa de filtração foi de aproximadamente 80 m³/(m².dia).

Os filtros (FLA) desenvolvidos por Di Bernardo *et al.* (2000), são construídos em acrílico transparente DN 25, possuem diâmetro interno de 19 mm e, na parte inferior, há um *cap* com tela que impede a perda do meio filtrante que possui espessura de 15 cm (conforme esquema e foto da Figura 1).



Esquema



Foto

Figura 1. Filtro de Laboratório de Areia e equipamento *Jartest*. Fonte: Di Bernardo *et al.*, (2002).

A vazão de filtração deve ser da ordem de 12 a 20 mL/min (ou cm³/min), correspondendo às taxas de 60 a 100 m³/m².dia, respectivamente (Tabela 3.1), conforme metodologia definida por Di Bernardo *et al.* (2000).

Tabela 3.1. Vazões e respectivas taxas de filtração

Vazão (mL/min ou cm ³ /min)	Taxa de Filtração (m ³ /m ² .dia)
12	61
14	71
16	81
18	91
20	102

Durante a filtração, a taxa ou vazão de filtração foi controlada manualmente, baixando-se o suporte de saída de coleta de água e monitorando-se, com uma proveta, a vazão desejada durante todo o tempo de filtração na saída do filtro. A capacidade volumétrica da proveta deverá ser compatível ao volume indicado na Tabela 3.1 durante o tempo de um minuto. Para o tempo médio de coleta de 20 min, o início da coleta deve ser efetuado com 18 min e terminado com 22 min ou, se insuficiente, coletar até obter-se o volume necessário para serem feitas as medidas pertinentes.

O preparo da areia foi feito de acordo com o recomendado por Centurione Filho (2002), colocando-a em um béquer, lavando-a com as mãos (atritando os grãos de

areia uns contra os outros) e, após a lavagem, deixava-se o béquer em repouso por 5 minutos, coletava-se o sobrenadante e media-se sua turbidez, que deve ser inferior a 5 uT; quando isso não ocorrer o procedimento deve ser repetido até ser obtida turbidez menor que 5 uT. Após a lavagem inicial inclina-se o béquer com a mão e mexe-se continuamente a areia (com a intenção de homogeneizá-la). Coloca-se a areia nos filtros, utilizando-se um funil, e adiciona-se, simultaneamente, água destilada. Em seguida, deve-se padronizar a compactação da areia para evitar a formação de vazios ou bolsas de ar. Esta compactação deve ser feita segurando o filtro pela parte superior e batendo levemente o fundo do filtro (*cap*) na borda da pia. A espessura do meio filtrante deverá ser de 15 cm e a posição de saída do filtro deve ser superior ao topo do meio filtrante para que ele fique sempre submerso. As posições de saída da água filtrada nos seis filtros devem estar em um mesmo nível.

Fixam-se os filtros nas respectivas posições do suporte, compatibilizando-se a distância entre a saída da água coagulada do jarro e a entrada da mesma ao filtro. Para isto, recomenda-se o uso de funis. As posições de saída da água coagulada dos seis jarros deverão estar em um mesmo nível. Enquanto a filtração acontece, deve-se monitorar continuamente a vazão de água filtrada, ajustando-se a posição do suporte de saída de modo que a taxa de filtração seja constante ao longo do tempo. Ao final do ensaio, a areia deve ser limpa; para a limpeza do filtro o procedimento é o mesmo de uma instalação real, injetando-

se água sob pressão (proveniente da torneira), no sentido contrário ao escoamento (retrolavagem), e promovendo-se expansão do meio filtrante de 40%. Para isto, uma mangueira de silicone é conectada no 'tê' de saída de água filtrada, ligando esta mangueira na torneira da pia do laboratório.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Água Tipo I

Data da coleta da água de estudo: 03 de dezembro de 2007.

Durante a realização dos ensaios, a água de estudo apresentou as seguintes características: pH = 7,41±0,1; cor aparente = 146±43 uH; turbidez = 11,9±0,5 uT. A temperatura da água foi mantida em 20±1°C em todos os ensaios. A água de estudo também foi caracterizada logo após sua coleta pelos laboratórios da SANEPAR em Curitiba, sendo obtidos: 0,241 mg/L de alumínio, 1,88 mg/L de ferro, 80 mg/L de sólidos totais dissolvidos, 540 UFC/100 mL de coliformes totais, 20 UFC/100 mL de coliformes termotolerantes, 903 cels/mL de Aphanizomenon, 106.148 cels/mL de Cylindrospermopsis, 1.782 cels/mL de Oscillatoriales, proporcionando um total de 108.833 cels/mL de Cianobactérias. A concentração de saxitoxinas totais (STX) equivalentes na água bruta foi menor que o limite de detecção do método.

Nas Tabelas 4.1 a 4.3, encontram-se os resultados dos ensaios de tratabilidade para a água Tipo I.

Tabela 4.1 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo I, empregando o sulfato de alumínio como coagulante.

Dosagem Sulfato de Alumínio produto comercial (mg/L)	Dosagem Al ³⁺ (mg/L)	pH de Coag.	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
0	0,00	7,23	7,31	8,01	177
6	0,25	7,19	7,39	8,21	182
12	0,49	7,08	7,32	8,39	191
18	0,73	7,06	7,30	8,11	178
24	0,97	6,87	7,22	8,50	179
30	1,21	6,96	7,11	8,27	176
35	1,42	6,61	6,87	6,84	134
40	1,62	6,47	6,91	4,63	95
45	1,82	6,38	6,84	2,76	29
50	2,02	6,34	6,76	1,38	0
55	2,22	6,31	6,68	0,77	0
60	2,43	6,37	6,65	0,48	0

Analisando a Tabela 4.1 observa-se que, para o sulfato de alumínio, obteve-se turbidez abaixo de 1 e 0,5 uT apenas para dosagens de produto comercial de, respectivamente, 55 e 60 mg/L, sendo a cor aparente remanescente menor que o limite de detecção do método para ambas as dosagens.

Por meio da Tabela 4.2 observa-se que, para o PAC, obteve-se turbidez abaixo de 1 uT para a dosagem de 40 mg/L (produto comercial) e cor aparente igual a 14 uH.

Segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), o valor máximo permissível (VMP) de turbidez na água tratada, em qualquer ponto da rede de distribuição, é de 5,0 uT e, na água filtrada, de 1,0 uT, sendo recomendados valores menores que 0,5 uT. Segundo a mesma portaria, o VMP para a cor aparente deve ser de 15 uH. Assim, com o coagulante PAC, foi atendida a Portaria 518/04 no que tange aos parâmetros analisados, contudo, somente o sulfato de alumínio conduziu a turbidez inferior a 0,5 uT dentre as dosagens estudadas. Observa-se, nas Tabelas 4.1 e 4.2, que a dosagem de alumínio nos dois casos foi similar, contudo, com o sulfato de alumínio, obtiveram-se melhores resultados, tanto em relação à turbidez como à cor aparente. O pH de coagulação para o sulfato de alumínio (pH = 6,31) também foi pouco inferior que o pH de coagulação obtido para o PAC (pH = 6,86).

Tabela 4.2 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo I, empregando o PAC como coagulante.

Dosagem PAC produto comercial (mg/L)	Dosagem Al ³⁺ (mg/L)	pH de Coag.	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
0	0,00	7,23	7,31	8,01	177
5	0,30	7,05	7,36	2,46	85
10	0,60	7,06	7,33	3,08	83
15	0,89	7,10	7,26	2,29	77
20	1,19	7,16	7,23	2,64	69
25	1,49	7,25	7,18	2,11	61
30	1,79	6,85	7,32	1,24	26
35	2,09	6,90	7,25	1,06	19
40	2,38	6,86	7,21	0,83	14

Tabela 4.3 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo I, empregando o cloreto férrico como coagulante.

Dosagem Cloreto Férrico produto comercial (mg/L)	Dosagem Fe ³⁺ (mg/L)	pH de Coagulação	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
0	0,00	7,23	7,31	8,01	177
5	0,67	7,04	7,43	1,32	66
10	1,35	6,96	7,40	1,81	71
15	2,02	6,90	7,38	2,04	86
20	2,69	6,87	7,36	2,47	103
25	3,37	6,91	7,29	1,49	113
30	4,04	6,59	7,09	2,16	100
35	4,71	6,54	7,00	1,79	70
40	5,39	6,52	6,96	2,00	32
45	6,06	6,46	6,95	1,06	7
50	6,73	6,36	6,97	3,76	13
55	7,40	6,34	6,88	0,86	10
60	8,08	6,57	6,84	1,06	7
65	8,75	6,44	6,84	2,67	14

Para o cloreto férrico (Tabela 4.3), atingiu-se o padrão de potabilidade brasileiro, para os parâmetros medidos, somente para a dosagem de 55 mg/L do produto comercial

(7,4 mg/L de Fe^{+3}), contudo, com o sulfato de alumínio, ainda obtiveram-se melhores resultados. O pH de coagulação para o cloreto férrico é da mesma ordem de grandeza do obtido para o sulfato de alumínio.

4.2 Água Tipo II

Data da coleta da água de estudo: 10 de julho de 2008.

Durante a realização dos ensaios, a água de estudo apresentou as seguintes características: pH = $7,14 \pm 0,23$; cor aparente = 93 ± 21 uH; turbidez = $5,49 \pm 0,88$ uT. A temperatura da água foi mantida em $20 \pm 1^\circ C$ em todos os ensaios. A água de estudo também foi caracterizada logo após sua coleta pelos laboratórios da SANEPAR em Curitiba, sendo obtidos: 0,163 mg/L de alumínio, 0,491 mg/L de ferro, 55 mg/L de sólidos dissolvidos totais, não foram encontrados sólidos suspensos totais na amostra, correspondendo a 55 mg/L de sólidos totais, 710 UFC/100 mL de coliformes totais, 400 UFC/100 mL de coliformes termotolerantes, 106 cels/mL de Aphanizomenon e 7.709 cels/mL de cianobactérias da ordem Nostocales (sendo destas 261 cels/mL de *Cylindrospermopsis*), proporcionando um total de 7.815 cels/mL de Cianobactérias. A concentração de STX equivalentes na água bruta foi menor que o limite de detecção do método.

Nas Tabelas 4.4 a 4.7, encontram-se os resultados dos ensaios de tratabilidade para a água Tipo II.

Tabela 4.4 – Turbidez (uT) remanescente para os ensaios de filtração direta para a água Tipo II, empregando o sulfato de alumínio como coagulante.

Dosagem Sulfato de Alumínio produto comercial (mg/L)	Dosagem Al^{+3} (mg/L)	pH de Coagulação	pH Filtrada	Turbidez (uT)
0	0,00	7,16	7,24	5,04
6	0,24	7,02	7,16	5,21
12	0,49	6,90	7,13	5,28
18	0,73	6,80	7,08	5,26
24	0,97	6,77	7,01	3,88
30	1,21	6,74	7,03	0,70
35	1,42	6,69	6,89	0,34
40	1,62	6,50	6,84	0,43
45	1,82	6,34	6,82	0,39
50	2,02	6,17	6,72	0,41
55	2,22	6,12	6,65	0,34
60	2,43	5,95	6,51	0,40

Analisando-se as Tabelas 4.4 e 4.5, observa-se que, para o sulfato de alumínio e o PAC, a partir das dosagens de, respectivamente, 30 mg/L e 24 mg/L do produto comercial, atingiu-se o padrão de potabilidade brasileiro em relação à turbidez. As dosagens correspondentes de alumínio para ambos os coagulantes estão bem próximas, já os valores do pH de coagulação, assim como para a água Tipo I, foram um pouco inferiores para o sulfato de alumínio.

Tabela 4.5 – Turbidez (uT) remanescente para os ensaios de filtração direta para a água Tipo II, empregando o PAC como coagulante.

Dosagem PAC Produto comercial (mg/L)	Dosagem $m Al^{+3}$ (mg/L)	pH de Coagulação	pH Filtrada	Turbidez (uT)
0	0,00	7,16	7,24	5,04
6	0,36	7,41	7,37	3,92
12	0,72	7,33	7,36	3,82
18	1,07	7,31	7,36	3,77
24	1,43	7,24	7,33	0,85
30	1,79	7,21	7,35	0,45
35	2,09	7,42	7,16	0,34
40	2,39	7,32	7,19	0,37
45	2,68	7,26	7,18	0,35
50	2,98	7,18	7,16	0,40
55	3,28	7,06	7,16	0,46
60	3,58	7,02	7,16	0,52

Por meio das Tabelas 4.6 e 4.7, constata-se que a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) foi atendida em relação ao parâmetro turbidez para dosagens de cloreto férrico (produto comercial) compreendidas entre 30 e 50 mg/L. Para o reagente de Fenton, dosagens de sulfato ferroso a partir de 12 mg/L foram suficientes para atingir o padrão de potabilidade. No caso do reagente de Fenton, a dosagem de Fe^{+2} foi de 2,41 mg/L. Com a dosagem do peróxido de hidrogênio, este Fe^{+2} é oxidado a Fe^{+3} , conforme pode ser visto na Equação 1, tendo como produto intermediário o radical hidroxila (OH^\bullet), altamente oxidante. Assim, com o Fenton, além de se ter a vantagem de usar o mesmo reagente para se conseguir a pré-oxidação por meio do radical hidroxila e a coagulação com o Fe^{+3} , também se obteve uma dosagem inferior de ferro em relação à alcançada para o cloreto férrico, que foi de 4,04 mg/L.

O pH de coagulação para o cloreto férrico (pH = 6,32) foi um pouco inferior ao obtido para o sulfato de alumínio, mas ainda assim encontrou-se dentro da faixa estabelecida pela Portaria 518/08 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), que é de 6,0 a 9,0. Assim, ajustes seriam porventura necessários apenas para estabilização final da água. Já com o reagente de Fenton, o pH de coagulação/oxidação foi de 3,96. Isto indica que, com este reagente, além de se dosar o ácido clorídrico, o sulfato ferroso e o peróxido de hidrogênio, seria necessária a elevação do valor do pH para a distribuição da água à população, sendo imperativa a dosagem de um agente alcalinizante, o que não foi requerido para nenhum dos demais coagulantes estudados.

Tabela 4.6 – Turbidez (uT) remanescente para os ensaios de filtração direta para a água Tipo II, empregando o cloreto férrico como coagulante.

Dosagem Cloreto Férrico Produto comercial (mg/L)	Dosagem m Fe ⁺³ (mg/L)	pH de Coagulação	pH Filtrada	Turbidez (uT)
0	0,00	7,16	7,24	5,04
6	0,81	6,82	6,99	2,19
12	1,62	6,74	7,02	2,05
18	2,43	6,63	7,00	2,16
24	3,23	6,51	6,93	1,83
30	4,04	6,32	6,84	0,32
35	4,71	6,31	6,36	0,28
40	5,39	6,00	6,23	0,25
45	6,06	5,68	6,03	0,21
50	6,73	5,20	5,80	0,40
55	7,40	4,70	5,27	2,13
60	8,08	4,45	5,08	2,61

Tabela 4.7 – Turbidez (uT) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo II, empregando o Reagente de Fenton como coagulante.

Dosagem Reagente de Fenton				pH de Oxi/Coag	pH Filtrada	Turbidez (uT)
Sulfato Ferroso (mg/L)	Fe ⁺² (mg/L)	H ₂ O ₂ (mg/L)	HCl (mg/L)			
0	0,00	0,00	15	4,08	4,36	1,46
6	1,21	2,2	15	4,06	4,24	1,07
12	2,41	4,4	15	3,96	4,04	0,43
18	3,62	6,6	15	3,91	3,95	0,38
24	4,82	8,8	15	3,87	3,82	0,41
30	6,03	11,0	15	3,82	3,78	0,67

4.3 Água Tipo III

Data da coleta da água de estudo: 19 de janeiro de 2009.

Durante a realização dos ensaios, a água de estudo apresentou as seguintes características: pH = 7,28±0,16; cor aparente = 165,93±25,56 uH; turbidez = 9,58±0,68 uT. A temperatura da água foi mantida em 20±1°C em todos os ensaios. A água de estudo também foi caracterizada logo após sua coleta pelos laboratórios da SANEPAR em Curitiba, sendo obtidos: < 0,025 mg/L de alumínio, 0,485 mg/L de ferro, 54 mg/L de sólidos dissolvidos totais, 16 mg/L de sólidos suspensos totais na amostra, correspondendo a 70 mg/L de sólidos totais, 540 UFC/100 mL de coliformes totais, 330 UFC/100 mL de coliformes termotolerantes, 2.019 cels/mL de Aphanizomenon, 633 cel/mL de Merismopedia, 1.306 cel/mL de Oscillatoriales, 141.371 cels/mL de cianobactérias da ordem Nostocales (sendo destas 87.793 cels/mL de *Cylindrospermopsis*), proporcionando um total de 145.329 cels/mL de Cianobactérias. Também foi encontrado na água bruta 2 µg/L de STX equivalentes.

Nas Tabelas 4.8 a 4.11 encontram-se os resultados dos ensaios de tratabilidade para a água Tipo III.

Tabela 4.8 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo III, empregando o sulfato de alumínio como coagulante.

Dosagem Sulfato de Alumínio Produto comercial (mg/L)	Dosagem Al ⁺³ (mg/L)	pH de Coag.	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
0	0,00	7,46	7,45	5,28	144
6	0,24	7,19	7,39	5,78	149
12	0,48	7,12	7,35	5,14	134
18	0,72	6,98	7,28	5,82	149
24	0,96	6,94	7,22	5,17	135
30	1,20	6,79	7,12	4,36	112
35	1,40	6,52	7,12	1,88	50
40	1,61	6,47	6,91	0,89	21
45	1,81	6,40	6,82	0,89	11
50	2,01	6,24	6,70	0,53	9
55	2,21	6,12	6,63	2,75	42
60	2,41	6,07	6,63	0,64	5

Tabela 4.9 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo III, empregando o PAC como coagulante.

Dosagem PAC Produto comercial (mg/L)	Dosagem Al ⁺³ (mg/L)	pH de Coagulação	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
0	0,00	7,46	7,45	5,28	144
6	0,35	7,07	7,24	4,03	116
12	0,71	6,97	7,24	4,09	118
18	1,06	6,98	7,15	3,97	117
24	1,42	6,88	7,09	4,51	115
30	1,48	6,80	7,18	4,09	112
35	1,77	6,64	6,99	3,35	93
40	2,07	6,61	7,09	1,88	47
45	2,37	6,58	7,26	1,26	29
50	2,96	6,44	7,25	0,93	17
55	3,25	6,45	7,22	0,82	13
60	3,54	6,53	7,16	0,72	10

Analisando-se as Tabelas 4.8 e 4.9 observa-se que o padrão de potabilidade foi obtido em relação aos parâmetros medidos para dosagens (produto comercial) de sulfato de alumínio e PAC de, respectivamente, de 45 e 55 mg/L, correspondendo a dosagens de Al⁺³ de 1,81 e 3,25 mg/L. Provavelmente ocorreu algum problema na coleta da amostra para a dosagem de 55 mg/L de sulfato de alumínio (Tabela 4.8), pois tanto a turbidez quanto a cor aparente tiveram seus valores superiores aos esperados, não estando condizente com os resultados obtidos para as dosagens de 50 e 60 mg/L.

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, assim como obtido para as águas Tipo I e Tipo II, além de se tratar da mesma água de estudo e os ensaios serem realizados em dias consecutivos. Em reuniões realizadas com a SANEPAR, chegou-se à conclusão de que o problema relacionava-se com a empresa fornecedora do produto (contrato por licitação pelo menor preço), pois este 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. Provavelmente em função do exposto, os valores do pH de coagulação para estes coagulantes encontram-se na mesma ordem de grandeza, diferentemente do que foi observado para as águas Tipo I e Tipo II. O PAC empregado nos ensaios das águas Tipo I e Tipo II é proveniente de um lote distinto do empregado na água Tipo III. Isto implica que as dosagens de alumínio no PAC da água Tipo III não são confiáveis. Diante do problema detectado nesta pesquisa, a SANEPAR de Ponta Grossa resolveu voltar a usar o sulfato de alumínio a partir de abril de 2009.

Tabela 4.10 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo III, empregando o cloreto férrico como coagulante.

Dosagem Cloreto Férrico Produto comercia l (mg/L)	Dosage m Fe ⁺³ (mg/L)	pH de Coagulação	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
0	0,00	7,46	7,45	5,28	144
6	0,81	7,02	7,33	3,11	113
12	1,62	6,77	7,20	3,17	132
18	2,43	6,59	7,10	3,34	145
24	3,23	6,47	6,92	3,52	156
30	4,04	6,39	6,83	3,47	165
35	4,71	6,21	6,77	1,15	10
40	5,39	Dados perdidos			
45	6,06	5,95	6,54	0,61	2
50	6,73	5,65	6,34	0,61	0
55	7,40	5,45	6,24	0,64	0
60	8,08	5,28	6,07	0,78	3

Tabela 4.11 – Turbidez (uT) e cor aparente (uH) remanescentes para os ensaios de filtração direta para a água Tipo III, empregando o Reagente de Fenton como coagulante.

Dosagem Reagente de Fenton				pH de Oxi/Coag	pH Filtrada	Turbidez (uT)	Cor Aparente (uH)
Sulfato Ferroso (mg/L)	Fe ⁺² (mg/L)	H ₂ O ₂ (mg/L)	HCl (mg/L)				
0	0,00	0,00	18	3,76	5,19	1,79	34
6	1,21	2,2	18	3,71	4,79	1,45	15
12	2,41	4,4	18	3,63	4,72	1,06	10
18	3,62	6,6	18	3,53	4,25	0,92	8
24	4,82	8,8	18	3,44	3,84	0,76	15
30	6,03	11,0	18	3,24	3,48	1,01	18

Por meio das Tabelas 4.10 e 4.11, observa-se que o padrão de potabilidade foi atingido para dosagens de cloreto férrico e sulfato ferroso de, respectivamente, 45 e 18 mg/L, correspondendo a dosagens de ferro de 6,06 e 3,62 mg/L, mantendo um comportamento similar ao observado para a água Tipo II. O pH de coagulação para o cloreto férrico está em torno de 6,0 e, para o reagente de Fenton, em torno de 3,5, valendo as mesmas observações realizadas para a água Tipo II.

As diferenças significativas observadas entre o pH de oxidação/coagulação e o pH da água filtrada para o reagente de Fenton para a água Tipo III, possivelmente se

deve a algum erro de calibração ou ao eletrodo do pHmetro já estar comprometido. Analisando-se as Tabelas 4.7 e 4.11 observa-se que o pH de oxidação apresentou valores coerentes, haja vista que para a água Tipo III a dosagem de ácido clorídrico foi pouco maior. Outra possibilidade (mais provável) foi algum problema na coleta da amostra da água filtrada para leitura do pH para algumas dosagens, pois para as dosagens de sulfato ferroso de 24 e 30 mg/L a diferença não foi significativa.

A Figura 2 permite a análise da variação temporal da qualidade da água filtrada para as três águas de estudo, as quais foram coletadas em períodos distintos, conforme já apresentado. Para o reagente de Fenton, não se dispõe de dados para a água Tipo I. Para o PAC e cloreto férrico, algumas dosagens iniciais não coincidiram, impedindo suas inserções nos gráficos. Contudo, isto não influenciou na análise da variação temporal. Para o coagulante sulfato de alumínio, verifica-se que, a partir da dosagem de 30 mg/L do produto comercial, atingiu-se o padrão de potabilidade em relação à turbidez (principal parâmetro de controle empregado pelas ETAs) para a água Tipo II (característica do período de inverno). O mesmo só ocorreu para as águas Tipo I e III (características do período de verão) para dosagens de, respectivamente, 55 e 40 mg/L, representando acréscimos consideráveis de dosagens de sulfato de alumínio entre os períodos considerados.

Fazendo-se a mesma análise, na Figura 2, para o coagulante PAC, observa-se que, a partir da dosagem de 24 mg/L do produto comercial para a água Tipo II, conseguiu-se turbidez menor que 1 uT, sendo o mesmo comportamento atingido apenas para dosagens de 40 e 50 mg/L, para as águas Tipo I e Tipo III, respectivamente. Mais uma vez os acréscimos de dosagem foram significativos, chegando a ser superior a 100% para a água Tipo III. Para o cloreto férrico, foi obtida turbidez menor que 1 uT para dosagens de 55, 30 e 45 mg/L, para as águas Tipo I, Tipo II e Tipo III respectivamente. E com o reagente de Fenton, alcançou-se turbidez menor que 1 uT para dosagens de sulfato ferroso de 12 e 18 mg/L (lembrando-se que as dosagens de peróxido de hidrogênio correspondem a 3 vezes o requerido na estequiometria da reação do reagente de Fenton, Equação 1), para as águas Tipo II e Tipo III respectivamente.

Por meio da análise da variação temporal da qualidade da água filtrada, observa-se que a água de estudo característica do período de inverno (Tipo II), em todos os casos estudados, requereu dosagens de coagulante significativamente inferiores em relação às águas de estudo características do período de verão (Tipo I e Tipo III). Isto se deve à menor turbidez da água bruta no período de inverno (menor índice pluviométrico), mas principalmente à menor concentração de cianobactérias na água bruta, o que, conforme pôde ser observado foi determinante no tratamento da água em questão.

5 – CONCLUSÃO

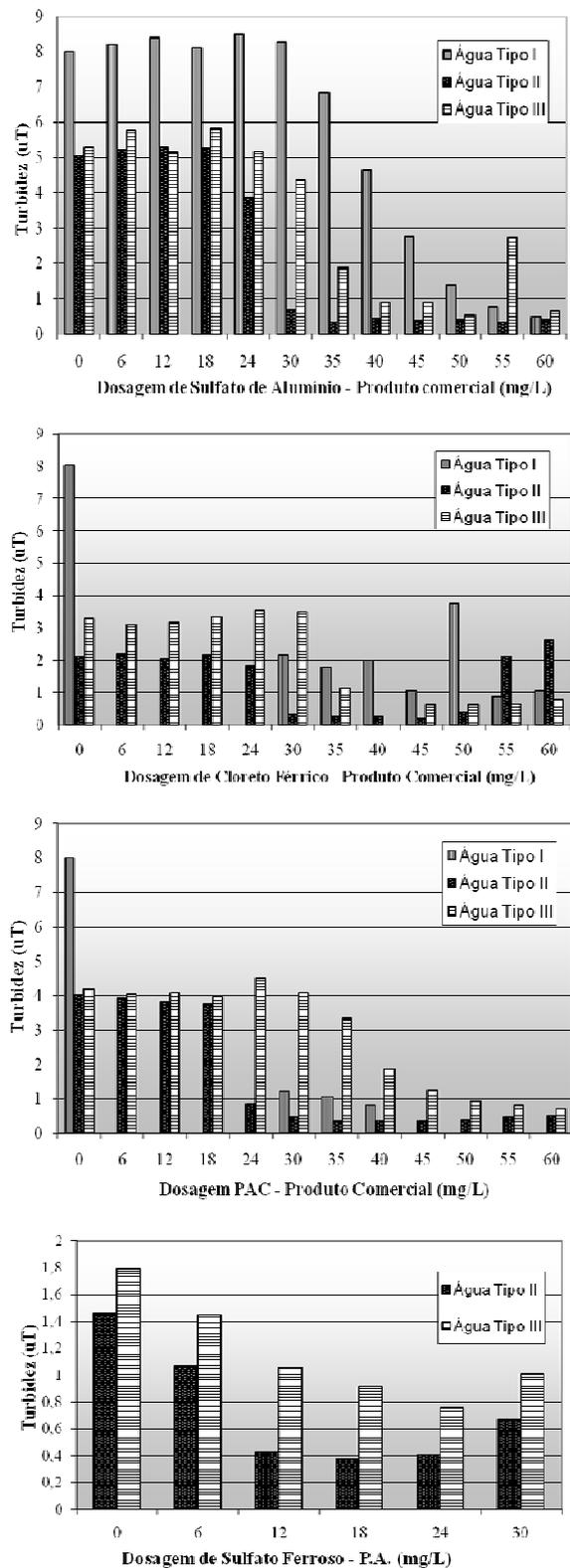


Figura 2. Turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante para as três águas de estudo.

Os resultados comprovam a grande aplicabilidade da tecnologia da FD na água em questão, contudo, diante da grande proliferação de algas no manancial e da necessidade da aplicação de carvão ativado em pó para adsorção das saxitoxinas, há o comprometimento da duração das carreiras de filtração (na ETA de FDA da SANEPAR, nos períodos de extensas florações, chega-se a ter carreiras de apenas 2 h), inviabilizando a tecnologia. Assim, este trabalho demonstra a grande importância da preservação da qualidade da água no manancial, pois se isto não for realizado, há a necessidade de se implementar novas etapas de tratamento, o que além de encarecer o custo de tratamento, aumenta significativamente o risco sanitário no consumo desta água.

Para se aplicar a FD nesta água, recomenda-se a adaptação da tecnologia da FDA para dupla filtração, para assim aumentar a segurança e duração das carreiras de filtração no filtro descendente, haja vista que no filtro ascendente podem ser realizadas as descargas de fundo intermediárias, aumentando a duração da carreira de filtração nos mesmos, além de se poder usar areia de maior granulometria. Além disto, recomenda-se a construção de colunas de carvão ativado granular após a dupla filtração, para que, com isto, a duração das carreiras de filtração também sejam preservadas. Mas como usinas de regeneração ainda são incipientes em nosso país, este fato acaba inviabilizando economicamente a solução. Em função disto, a SANEPAR está construindo um pré-tratamento com micro partículas (sedimentação lastreada) para que então a água seja encaminhada para os filtros ascendentes.

Com relação à variação temporal da qualidade da água filtrada, verifica-se a necessidade da constante avaliação da qualidade da água bruta ao longo dos diferentes períodos do ano e ao longo dos anos, para assim se detectar águas características de cada período, realizar estudos de tratabilidade para cada água considerada como característica de um determinado período, e assim, montar um banco de dados junto à ETA, o que certamente irá ajudar de sobremaneira a operação da estação e a rápida tomada de decisões. Além disto, a análise da variação temporal também é uma importante ferramenta para auxiliar a automação das ETAs.

A análise da variação temporal, também revela a potencialidade do emprego de ETAs flexíveis, nas quais se pode, em determinados períodos, trabalhar com a filtração direta e, nos períodos de piora da qualidade da água bruta no manancial, empregar o tratamento em ciclo completo. Diante do exposto, na água Tipo II poderia continuar sendo empregada a tecnologia de filtração direta, enquanto nas águas Tipo I e Tipo III seria recomendável o tratamento em ciclo completo.

Por meio deste trabalho constatou-se que embora o reagente de Fenton possa ser empregado como agente coagulante para os diferentes tipos de água estudadas, como também atua como oxidante seu emprego não é recomendado diante da presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, pois pode promover a lise celular,

com conseqüente liberação das cianotoxinas na água. Assim, com o reagente de Fenton a dosagem de CAP é imprescindível, mesmo que a concentração de cianobactérias no manancial esteja abaixo de 20.000 cel/mL. Além disto, com o Fenton os custos de produção seriam substancialmente maiores, pois além da dosagem de CAP, este requereu dosagens de ácido clorídrico, sulfato ferroso, peróxido de hidrogênio e, para posterior distribuição, iria requerer dosagem de agente alcalinizante para atender o padrão de potabilidade brasileiro. Soma-se a questão do custo, as maiores dificuldades operacionais com o Fenton, devido ao manuseio e dosagem de um maior número de produtos químicos.

Como a SANEPAR vem encontrando dificuldades em obter o coagulante PAC com características uniformes nos diferentes lotes, não se recomenda a aquisição deste produto em escala comercial até que os problemas sejam sanados.

O cloreto férrico atendeu o padrão de potabilidade brasileiro com dosagens do produto comercial similares às dosagens de sulfato de alumínio para as três águas em estudo. Diante do menor custo do sulfato de alumínio, por apresentar resultados consistentes para as diferentes águas e, fazendo-se uma análise geral, este foi o coagulante que conduziu aos melhores resultados, sendo, portanto, recomendado o sulfato de alumínio para as diferentes águas de estudo visando às tecnologias de filtração direta.

AGRADECIMENTOS

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

REFERÊNCIAS

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Water quality and treatment – A handbook of community water supplies**. AWWA, McGraw-Hill, Inc., 5th ed. USA, 1999.

BRANDÃO, C. C. S.; LACERDA, M. R. S.; ABREU, M. C. Influência do tempo de floculação na filtração Direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: **Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**. 1996, João Pessoa, Brasil.

BRASIL. **Ministério da Saúde**. Portaria nº. 518 de 25 de março de 2004.

CENTURIONE FILHO, P. L. **Desenvolvimento e operação de uma instalação de flotação de bancada para águas de abastecimento**. 313 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2002.

DALSASSO, R. L.; SENS, M. Filtração direta com pré-floculação e coagulação com sulfato de alumínio e hidroxiclreto de alumínio: estudo com água de manancial eutrofizado. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, set. 2006.

DE JULIO, M.; DI BERNARDO, L.; DE ALMEIDA NEVES, E. F. Remoção de substâncias húmicas de água por meio do reagente de fenton e da flotação por ar dissolvido. **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande, MS, 2005.

DI BERNARDO, L. *Remoção de Algas em Sistemas de Filtração Direta Descendente*. **1º. Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 29 março – 03 abril, 1992, Rio de Janeiro, Brasil. Estações de Tratamento de Água.

DI BERNARDO, L.; PÁDUA, V. L.; DI BERNARDO, A. S. Desenvolvimento de instalação de laboratório para determinação da dosagem de coagulação na filtração direta. In: IX SILUBESA – **Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000, Porto Seguro, BA. Anais eletrônicos.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A. S.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2002. 237 p.

DI BERNARDO, L. (Coord.). **Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta**. PROSAB 3. RiMa Editora: Rio de Janeiro, 2003. 498 p.

MONDARDO, R. I., SENS, M. L., MELO FILHO, L. C. **Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias**. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 11, n. 4, Dez. 2006, p. 337-342.

NOGUEIRA, R. F. P.; GUIMARÃES, J. R. Photodegradation of dichloroacetic acid and 2,4-dichlorophenol by ferrioxalate/H₂O₂ system. **Water Research**, v. 34, n. 3, p. 895-901. 2000.

PEYTON, G.R. Understanding and optimizing ozone/UV treatment for the destruction of hazardous organic compounds in water: Mechanism efficiency and by-product. **Detoxif. Hazard. Wastes**, 1, p. 353-368. 1988.

SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; LIBÂNIO, M.; PÁDUA, V. L. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.12, n.4, p. 361-370, Dez., 2007.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19th ed. **American Public Health Association**, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995.