



AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE COAGULANTES COMERCIAIS PARA APLICAÇÃO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A. K. K. RÔLA¹, G. M. de CASTRO¹, H. F. SANTANA², J. J. L. L. de SOUZA³, D. J. SILVA¹

¹ Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Química

² Serviço Autônomo de Águas e Esgoto de Viçosa SAAE-Viçosa

³ Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Solos

E-mail: anoarkayali@hotmail.com

RESUMO: *A grande variedade de coagulantes permite que as Estações de Tratamento de Água busquem pelo reagente com melhor custo benefício para remover a turbidez da água bruta. Os principais objetivos deste trabalho foram avaliar a eficiência de remoção de turbidez em águas captadas em período de estiagem usando dois coagulantes comerciais, policloreto de alumínio (PAC) e o Tanfloc-SL, e realizar um estudo de viabilidade econômica levando em conta os gastos com coagulação e desinfecção. Diagramas de coagulação foram utilizados para avaliar a eficiência dos coagulantes em questão. Após a coagulação, algumas amostras foram filtradas e receberam uma carga de solução desinfectante. A eficiência máxima do PAC foi 94%, em pH 7 e dosagem de 28 ppm. Para o Tanfloc-SL, a eficiência foi 92%, em pH 6,95 e dosagem de 17 ppm. Quando comparadas as dosagens para remoção de 90% da turbidez inicial da água bruta, o consumo de Tanfloc-SL em relação ao PAC foi 54% menor. Por outro lado, o consumo de cloro foi 23,58% maior quando o Tanfloc-SL em relação ao PAC. Com os resultados alcançados neste trabalho, pode-se concluir que a substituição do PAC pelo Tanfloc-SL gerará uma economia de 49,61% considerando os custos com coagulantes e desinfectantes.*

PALAVRAS-CHAVE: Diagrama de coagulação; Jar test; PAC; Tanfloc-SL; Análise econômica.

1. INTRODUÇÃO

No processo de coagulação/floculação executado em estações de tratamento de água para consumo humano em ciclo completo são empregados agentes coagulantes para a remoção de sólidos suspensos, sólidos dissolvidos e partículas coloidais, que conferem turbidez e cor à água bruta (RICHTER, 2011). De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, o tratamento convencional está presente em 63,3% dos municípios brasileiros, índice que sobe para 80,7% em cidades com mais de 100 mil habitantes (IBGE, 2008). Atualmente, os agentes coagulantes mais empregados são inorgânicos, como o sulfato de alumínio o cloreto férrico e o policloreto de alumínio (PAC).

O emprego de coagulantes orgânicos, como o Tanfloc-SS, Tanfloc-SG e Tanfloc-SL,

produzidos a partir da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*) para tratamento de água para consumo humano tem sido bastante estudado na literatura (CORAL *et al.*, 2009; SÁNCHEZ-MARTÍN *et al.*, 2009; BONGIOVANI *et al.*, 2010; BOMFIM, 2015, e NEPOMUCENO, 2016). A utilização de agentes coagulantes orgânicos produzidos a partir de taninos para o tratamento de água além de não gerarem resíduos metálicos na água tratada, e serem tão eficientes quanto os agentes coagulantes inorgânicos, os agentes coagulantes orgânicos são substâncias biodegradáveis e se adequam aos princípios da química verde (MANGRICH, 2014).

A portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde determina os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano assim como seu padrão de potabilidade. Para que uma amostra de água seja classificada como adequada para consumo humano, esta deverá atender a todas as exigências descritas nesta portaria. Algumas delas são: ausência de *Escherichia coli* e coliformes totais em 100 mL de amostra; turbidez inferior a 0,5 uT (unidade de turbidez) para caso de filtração rápida e 1,0 uT para filtração lenta, sendo o seu Valor Máximo Permitido (VMP) 5,0 uT; cloro residual livre (CRL) superior a 0,5 mg L⁻¹ e não ultrapassando seu VMP de 5 mg L⁻¹. As quantidades de agrotóxicos, desinfetantes e subprodutos da desinfecção como o diclorodifeniltricloroetano (DDT) e cloroaminas, também são monitoradas (BRASIL, 2011).

A turbidez é a propriedade óptica da água responsável pela dispersão e absorção de um feixe luminoso que incide sobre uma amostra. As partículas que conferem turbidez podem ser de diversas naturezas. Areias, argilas, matéria orgânica proveniente de esgotos e bactérias estão entre elas (SAWYER *et al.*, 2003). Quanto mais turva for uma amostra de água, menor será a transmissão da luz em linha reta e maior será a dispersão e absorção do feixe luminoso. A remoção da turbidez pode ser feita tanto com a coagulação dos sólidos suspensos, quanto por filtração. Segundo Sawyer *et al.* (2003), quanto menor for a turbidez da água produzida em uma Estação de Tratamento de Água (ETA), maior será a eficiência de desinfecção. Além disso, a desativação de vírus é mais eficiente quanto menor for a turbidez da água.

No tratamento convencional, a água bruta captada é enviada para a unidade de mistura rápida, na qual o coagulante é adicionado e se iniciam os processos de coagulação e floculação. Segundo Hendricks (2006), Conley e Evers (1968) definiram o processo de coagulação como o processo que envolve a formação de hidroxí-complexos que reduzem a carga superficial de coloides. De acordo com Richter (2011), um coagulante é qualquer substância que produza a coagulação. A reação entre os íons metálicos e os hidroxí-complexos, formados com a adição do coagulante, e as substâncias coloidais geram o que é chamado de microflocos.

A mistura de água bruta e coagulante segue então para os tanques de mistura lenta, também chamados de floculadores. Durante a mistura lenta, há o aumento do tamanho e massa dos microflocos devido à colisão entre eles gerando partículas agregadas maiores. Este processo é chamado de floculação. O choque entre os microflocos pode ser causado por movimento Browniano e turbulência gerada pelo gradiente de velocidade. Os flocos devem alcançar tamanhos e massas necessárias para que sejam removidos por sedimentação na etapa de decantação ou retidos na etapa de filtração (HENDRICKS, 2006).

A decantação ocorre em sedimentadores que podem ser convencionais ou de alta taxa. Os convencionais são enormes tanques de escoamento horizontal ou vertical e os de alta taxa possuem placas planas paralelas. Após a decantação, a água clarificada segue para os filtros. Os filtros são preenchidos com materiais granulares como areia, antracito ou pedras e retêm particulados não decantados. Após a filtração, a água recebe uma carga de desinfetante, geralmente um produto a base de cloro, como o hipoclorito ou cloro gás, flúor e tem seu pH corrigido (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Para se compreender como os coagulantes atuam é necessário, segundo Di Bernardo e Dantas (2005) e Richter (2011), que se conheçam as características da água a ser tratada, tais como pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, condutividade elétrica, temperatura, entre outras. Ainda segundo esses autores, o processo de coagulação ocorre pela ação individual e conjunta de quatro mecanismos: adsorção e formação de pontes; compressão da dupla camada elétrica; adsorção e neutralização de cargas e varredura. Os coagulantes, que possuem carga positiva, desestabilizam as partículas suspensas na água que possuem sua superfície carregada negativamente (KIM *et al.*, 2001). Segundo Pavanelli (2001), o mecanismo de varredura tem sido bastante empregado em estações de tratamento de água, pois os flocos formados são maiores quando comparados com os flocos formados pelo mecanismo de neutralização de cargas. Entretanto, para se determinar o mecanismo mais indicado para cada situação deve se conhecer também os parâmetros e o ciclo de operação da estação de tratamento, assim como os reagentes utilizados durante processo (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Os parâmetros operacionais de uma ETA que executa o tratamento em ciclo completo são determinados realizando ensaios de tratabilidade, usando o equipamento de *jar test*. Além de aumentar a eficiência global da ETA, a otimização das etapas de coagulação, floculação e decantação minimizam a dosagem de coagulante adicionado à água bruta e aumentam o tempo entre os ciclos de lavagem dos filtros (LIBÂNIO, 2010).

Com as informações obtidas nos ensaios de *jar test*, podem ser construídos diagramas de coagulação, nos quais os valores de dosagem de coagulante, pH de coagulação e eficiência de remoção de turbidez são plotados (KIM *et al.*, 2001; DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Amirtharajah e Mills (1982) foram os primeiros a propor a confecção de diagramas de coagulação para avaliação da eficiência de remoção de turbidez em amostras de água (BARTIKO e DE JULIO, 2015). Baseado em diagramas de coagulação, é possível determinar, para um dado valor de pH de coagulação, a dosagem ótima de coagulante que resultará na melhor redução da turbidez possível para aquela situação de operação.

A avaliação da eficiência pode ser feita de duas formas. Para águas muito turvas, é interessante avaliar o valor remanescente da turbidez, pois a remoção percentual tende a ser da mesma ordem de grandeza. Já para águas com baixa turbidez, avaliação por remoção percentual é mais adequada (LIBÂNIO, 2010).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência dos coagulantes PAC, atual coagulante utilizado na ETA-I do SAAE da cidade de Viçosa e Tanfloc-SL, possível substituto, na remoção da turbidez da água captada no período de estiagem, através da construção de curvas de coagulação. Para isso, foi necessário desenvolver uma nova programação para o teste de jarros que fosse mais adequada à realidade operacional da ETA,

avaliar a eficiência dos coagulantes na remoção percentual de turbidez pela análise dos diagramas de coagulação e, por fim, realizar um estudo de viabilidade econômica considerando os gastos com coagulantes e desinfecção da água decantada e filtrada.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Aparato experimental

Para os testes de coagulação, foram utilizados o policloreto de alumínio da empresa Bauminas, atual agente coagulante utilizado na ETA da cidade de Viçosa – MG e o Tanfloc-SL produzido pela TANAC. A água utilizada nos ensaios foi coletada no rio São Bartolomeu que abastece parte do município de Viçosa. Soluções de ácido sulfúrico nas concentrações de 0,04 N e 0,02N foram preparadas pela diluição do reagente concentrado PA da marca Qhemis. Uma solução de hidróxido de sódio 0,1 N foi preparada pela dissolução do hidróxido de sódio sólido com pureza de 97,0% da marca Synth. Água destilada foi utilizada no preparo das soluções. Uma mistura de vermelho de metila com azul de bromotimol foi usada como indicador ácido/base nas titulações. A solução desinfectante de hipoclorito de sódio, produzida na própria estação de tratamento, foi diluída para 11,8 mg L⁻¹ e usada no teste de cloração. Comprimidos de dialquil-1,4-fenilenodiamino (DPD) e uma solução de iodeto de potássio 1 mol L⁻¹ foram usados na determinação de cloro residual livre.

A ETA-I realiza a mistura rápida em uma calha Parshall de 9 polegadas. A vazão de operação da ETA (68 L s⁻¹ ou 92 L s⁻¹) é determinada pela bomba que está em operação. Após a mistura rápida a água com coagulante segue para 26 tanques de floculação. A água então alcança um tanque de sedimentação. Em seguida, a água é enviada para quatro filtros que atuam em paralelo. A água filtrada é direcionada para o tanque de contato onde recebe aditivos como o flúor, cloro e tem seu pH corrigido quando necessário. Assim, a água pode ser distribuída para a cidade.

2.2. Coleta e caracterização da água bruta

As amostras foram coletadas na própria calha Parshall da ETA-I na região anterior à adição do coagulante e foram armazenadas em uma bombona de 50 L. O recipiente cheio foi levado ao laboratório para determinação da turbidez, da cor aparente, da temperatura, da alcalinidade, do pH e da condutividade elétrica. As coletas foram realizadas semanalmente de abril a junho utilizando uma mangueira e aplicando uma pressão negativa a água fluiu da calha Parshall pela mangueira para a bombona.

A água bruta foi caracterizada pelas propriedades turbidez, cor aparente, alcalinidade, condutividade elétrica, pH e temperatura. A temperatura foi aferida com auxílio de um termômetro. A turbidez foi determinada no Turbidímetro AP2000 W da empresa PoliControl segundo metodologia recomendada pelo fabricante. O teste para cor aparente foi realizado no aparelho colorteste da empresa PoliControl também segundo recomendações do fabricante.

A Alcalinidade foi determinada através de titulação com ácido sulfúrico 0,02 N com os indicadores vermelho de metila e azul de bromotimol. Uma amostra de 100 mL de água bruta foi adicionada a um erlenmeyer de 250 mL. Foram adicionadas então três gotas do indicador e a amostra titulada até que ocorra a mudança de cor de azul para amarelo. Com o volume de

ácido utilizado determinou-se a alcalinidade da água. A unidade de alcalinidade adotada foi mg L^{-1} de CaCO_3 .

A condutividade elétrica foi aferida com o uso de um condutivímetro calibrado usando um padrão de referência de $1413 \mu\text{S cm}^{-1}$. Para a determinação da condutividade elétrica cerca de 50 mL de água bruta foi transferida para um béquer de 100 mL. Os eletrodos do condutivímetro foram então mergulhados na água bruta e, em instantes, a condutividade da amostra foi indicada no display do aparelho.

Para determinar o pH, uma amostra da água bruta, cerca de 50 mL, foi vertida em um béquer de 100 mL e levada ao pHmetro. O pHmetro foi calibrado com soluções padrões de pH 4 e pH 7 e pH 10. O eletrodo do pHmetro foi então mergulhado na água bruta, que teve assim, tem seu pH determinado.

2.3. Determinação dos parâmetros do *jar test*

O ensaio de coagulação, floculação e decantação foi realizado em um aparelho *jar test* FlocControl da empresa PoliControl. Foram calculados os gradientes de velocidade (G), o tempo de retenção ou tempo de residência (T) da mistura rápida e lenta, assim como a velocidade de sedimentação (Vs) e o tempo de coleta. A mistura rápida é realizada em uma calha Parshall de nove polegadas Figura 1. A rotação necessária para se alcançar os gradientes de velocidade obtidos nos cálculos foram determinadas através de um gráfico apresentado na Figura 2, retirado do manual de operação do aparelho de *jar test*.

Para calcular o gradiente de velocidade e tempo de retenção da mistura rápida e mistura lenta, foram utilizadas as Equações 1 à 16 e as dimensões padronizadas para a calha Parshall de 9 polegadas e os valores das constantes k e n (Tabela 1) para a Equação 1 (RICHTER, 2011). Foi necessário também estimar a perda de carga entre os floculadores usando a equação de Bernoulli (Equação 17). O cálculo foi realizado seguindo as seguintes considerações: a velocidade em todos os floculadores foi constante (escoamento completamente desenvolvido); todos os tanques estão abertos e desta forma estão submetidos à mesma pressão que é constante e igual a pressão atmosférica. Desta forma, pode-se simplificar a equação de Bernoulli (Equação 17), para estimar a perda de carga entre dois floculadores consecutivos (Equação 18) (VIANNA, 1992).

Tabela 1 – Dimensões padronizadas de calhas Parshall e valores das constantes k e n

	W	C	D	K	N	K	N
9"	229	380	575	76	305	1,486	0,663
1'	305	610	845	76	610	1,276	0,657
1.5'	457	762	1.026	76	610	0,966	0,650
2'	610	915	1.207	76	610	0,795	0,640
3'	915	1.220	1.572	76	610	0,608	0,639
4'	1.220	1.525	1.938	76	610	0,505	0,634

Fonte: Adaptado de Richter (2011)

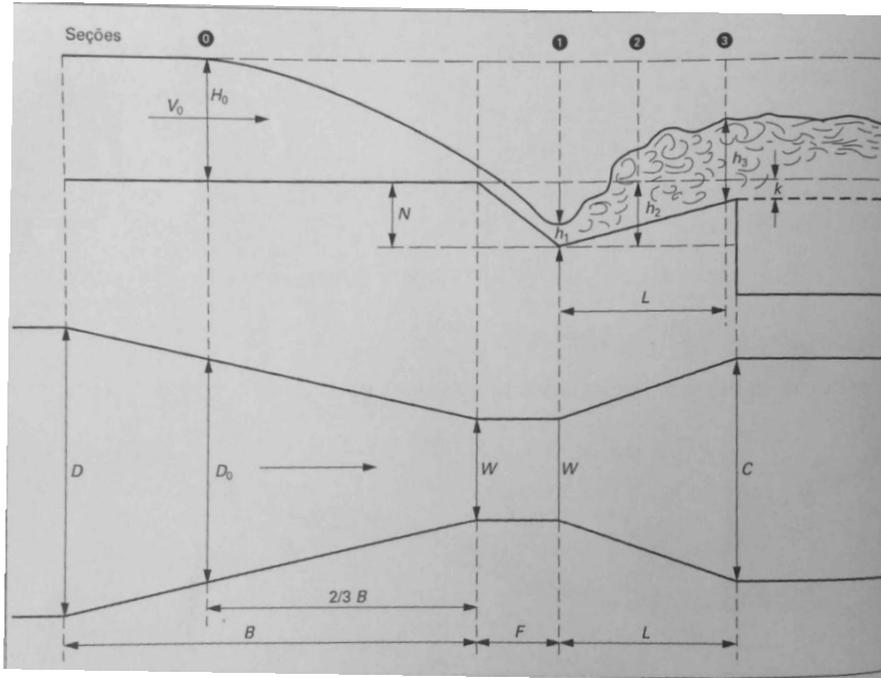


Figura 1 – Calha Parshall: Ressalto hidráulico.
Fonte: Richter (2011).

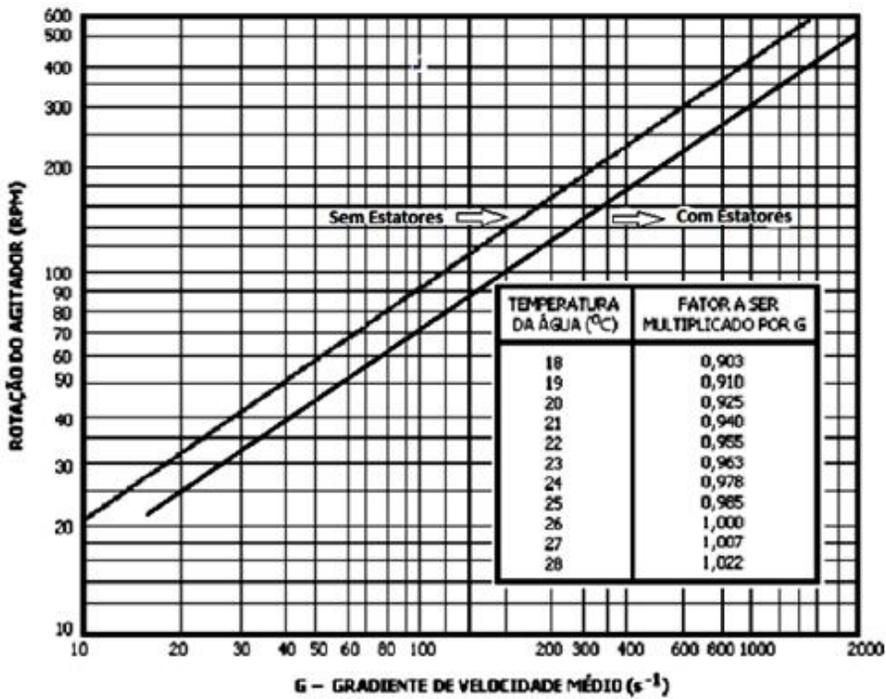


Figura 2 – Relação entre gradiente de velocidade e rotação para jar test.
Fonte: Manual FlocControl III.

$$H_0 = kQ^n \tag{1}$$

$$D_0 = \frac{2}{3}(D - W) + W \tag{2}$$

$$U_0 = \frac{Q}{H_0 D_0} \quad (3)$$

$$q = \frac{Q}{W} \quad (4)$$

$$E_0 = \frac{U_0^2}{2g} + H_0 + N \quad (5)$$

$$\cos \theta = \frac{gq}{\left(\frac{2}{3}gE_0\right)^{1.5}} \quad (6)$$

$$U_1 = 2 \sqrt{\frac{2gD_0}{3}} \cos \frac{\theta}{3} \quad (7)$$

$$h_1 = \frac{q}{U_1} \quad (8)$$

$$F_1 = \frac{U_1}{\sqrt{gh_1}} \quad (9)$$

$$h_2 = \frac{h_1}{2} (\sqrt{1 + 8F_1^2} - 1) \quad (10)$$

$$h_3 = h_2 - (N - K) \quad (11)$$

$$U_3 = \frac{Q}{C \cdot h_3} \quad (12)$$

$$L = 6(h_2 - h_1) \quad (13)$$

$$h = \frac{(h_2 - h_1)^3}{4h_1 h_2} \quad (14)$$

$$T = \frac{L}{\left(\frac{U_1 + U_3}{2}\right)} \quad (15)$$

$$G = \sqrt{\frac{g\rho h}{\mu T}} \quad (16)$$

$$\frac{P_1}{\rho g} + \frac{v_1^2}{2g} + z_1 = \frac{P_2}{\rho g} + \frac{v_2^2}{2g} + z_2 + h \quad (17)$$

$$h = z_1 - z_2 \quad (18)$$

Em que:

g: gravidade [m s⁻²];

μ: viscosidade da água [N.s m⁻²];

ρ: densidade da água [kg m⁻³];

W, D, N, K, C, k e n: constantes relacionadas ao modelo de calha Parshall;

H_0 : profundidade da água na seção de medição [m];
 Q : vazão de água [$m^3 s^{-1}$];
 D_0 : largura da calha Parshall na seção de medição [m];
 U_0 : velocidade de escoamento na seção de medição [$m s^{-1}$];
 q : vazão específica na garganta da calha Parshall [$m \cdot s^{-1} m^{-1}$];
 E_0 : carga hidráulica disponível [m];
 U_1 : velocidade de escoamento imediatamente antes do ressalto hidráulico [$m s^{-1}$];
 h_1 : profundidade da água imediatamente antes do ressalto hidráulico [m];
 F_1 : número de Froude;
 h_2 : altura conjugada do ressalto hidráulico [m];
 h_3 : profundidade da água na seção de saída [m];
 U_3 : velocidade de escoamento na seção de saída [$m s^{-1}$];
 L : extensão do ressalto [m];
 h : perda de carga [m];
 T : tempo de mistura [s];
 G : gradiente de velocidade [s^{-1}];
 P_1 : Pressão no flocculador anterior [Pa];
 P_2 : Pressão no flocculador posterior [Pa];
 v_1 : Velocidade no flocculador anterior [$m s^{-1}$];
 v_2 : Velocidade no flocculador posterior [$m s^{-1}$];
 z_1 : Altura da coluna de água no tanque anterior [m];
 z_2 : Altura da coluna de água no tanque posterior [m];
 h : Perda de carga entre dois flocculadores consecutivos [m].

O tempo de residência foi determinado pela razão entre o volume de cada flocculador e a vazão de operação da ETA. Como todos os flocculadores possuem as mesmas dimensões, o tempo de residência em cada flocculador foi o mesmo. O tempo de residência pode ser calculado pela Equação 19.

$$T = \frac{V}{Q} \quad (19)$$

Em que:

T : tempo de retenção em cada unidade [s];

V : Volume de cada unidade [m^3];

Q : Vazão [$m^3 s^{-1}$].

A velocidade de sedimentação foi calculada pela razão entre a vazão e a área superficial da zona de sedimentação (Equação 20). O tempo de coleta na etapa de decantação foi calculado pela razão entre a distância entre o furo de coleta dos vasos do *jar test* e a altura da coluna de água quando o jarro estiver com 2 L de água, que é de 7 cm, e a velocidade de sedimentação (Equação 21).

$$V_s = \frac{Q}{A_s} \quad (20)$$

$$T_{col} = \frac{7}{V_s} \times 60 \quad (21)$$

Em que:

V_s : velocidade de sedimentação [$m\ s^{-1}$];

A_s : área superficial da zona de sedimentação [m^2].

2.4. Simulação no *jar test* e construção dos diagramas de coagulação

Para realizar o teste de jarros, dois litros de água bruta com pH corrigidos para 6,3; 6,6; 7,0; 7,4; e 7,8 foram vertidos em todos os seis jarros do equipamento. Para corrigir o pH da água bruta, foram adicionadas, ora solução de ácido sulfúrico 0,04 N, quando o interesse era reduzir o valor do pH, ora solução de hidróxido de sódio 0,1 N, quando o interesse era elevar o valor do pH. O equipamento era ligado e o programa que simula as etapas de mistura rápida, mistura lenta e decantação executado. Na etapa de mistura rápida, uma dosagem diferente de cada coagulante foi adicionada em cada jarro. Após essa adição, o pH de coagulação foi medido. No final do programa, amostras dos seis jarros foram coletadas simultaneamente, descartando a água coletada nos primeiros cinco segundos. O procedimento foi repetido para cada coagulante em condições diferentes de pH e variando a dosagem de coagulante adicionada. As dosagens de coagulante usadas para a construção do diagrama foram definidas a partir de pré-testes de coagulação. Os pré-testes foram realizados para encontrar a faixa de concentração de coagulante, na qual os coagulantes apresentam uma eficiência de no mínimo 80%. A água coletada no final dos testes teve sua turbidez e cor novamente determinadas.

De posse dos valores de pH de coagulação, dosagem de coagulante e turbidez remanescente em porcentagem e, utilizando o programa *Surfer* 13 versão demo, foram construídos os diagramas de coagulação para cada um dos coagulantes estudados.

2.5. Efeito do coagulante na concentração de cloro residual livre

Determinada a dosagem ótima de coagulantes foi realizado um ensaio no *jar test*, e a água coletada no final do processo foi filtrada utilizando um funil de vidro e papel de filtro. A água filtrada foi vertida e oito béqueres variando o volume adicionado de água de 1 mL em cada béquer a partir de 3 mL até 10 mL. O volume foi completado para 10 mL utilizando uma solução de hipoclorito de sódio 11,8 mg L^{-1} produzida na própria ETA-I do SAAE de Viçosa. Após 10 minutos, as amostras foram vertidas em um frasco cilíndrico com tampa específico para o teste de cloro residual e receberam uma pastilha de dialquil-1,4-fenilenodiamino (DPD). As amostras foram inseridas no aparelho clorteste, um colorímetro, da empresa PoliControl e assim o teor de cloro residual livre na amostra foi determinado. Em sequência, foram adicionadas três gotas de iodeto de potássio nas amostras e essas foram novamente inseridas no clorteste, determinando assim o teor total de cloro nas amostras.

2.6. Análise econômica

A análise de viabilidade econômica foi feita levando em conta os custos das etapas de coagulação e cloração. Na etapa de coagulação, o custo está relacionado com a quantidade de coagulante usada para a redução da turbidez. Já na etapa de cloração os gastos estão associados ao consumo de sal e energia elétrica para geração de hipoclorito de sódio, desinfetante usado na ETA-I de Viçosa. Considerou-se para a estimativa que a turbidez da água bruta fosse de 5,0 uT. As dosagens mínimas de coagulantes para atender a exigência do valor de turbidez de 0,5 uT, foram obtidas nos diagramas de coagulação. A quantidade de solução de hipoclorito de sódio para se atingir o teor de cloro residual livre adotado pela ETA foi determinado nos ensaios de cloração.

Com os preços dos insumos, fornecidos pelo SAAE de Viçosa, conhecendo a vazão de operação da ETA, assim como a turbidez inicial da água, calculou-se o custo para tratamento da água com cada um dos coagulantes.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização da água bruta

Na Tabela 2 encontram-se o valor mínimo e máximo, assim como o valor médio e seu desvio padrão para todos os parâmetros utilizados para caracterizar a água bruta de estudo.

Tabela 2 – Características da água captada pela ETA-I do SAAE Viçosa em tempo de estiagem

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Valor médio ± DP
pH	6,50	7,82	6,89 ± 0,36
Turbidez (uT)	3,11	7,80	4,92 ± 1,28
Cor aparente (uC)	31,4	53,1	40,1 ± 7,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	32,0	41,0	34,4 ± 2,8
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	76,33	85,99	80,13 ± 2,40
Temperatura (°C)	21,0	23,0	22,1 ± 0,7

DP: Desvio padrão.

Como pode ser observado na Tabela 2, os resultados referentes as amostras coletadas durante os meses de abril, maio e junho, nota-se que a água bruta apresenta nesse período baixa amplitude entre os valores mínimo e máximo dos parâmetros de qualidade avaliados.

A água bruta caracteriza-se por valores baixos de turbidez e cor e, desta forma, a eficiência de coagulação deve ser avaliada pela remoção porcentual da turbidez (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

3.2. Parâmetros do novo programa *jar test*

A vazão de operação da ETA-I é de 92 L s⁻¹ e a mistura rápida é feita em uma calha Parshall de 9 polegadas. O tempo de mistura rápida calculado (T_{mr}) foi de 1,068 s, e o gradiente de velocidade da mistura rápida (G_{mr}) foi de 1402 s⁻¹. Entretanto, o tempo utilizado no programa foi de 7 s. Este tempo considera também o tempo que a mistura de água e coagulante leva para chegar ao primeiro floculador. Anterior à mistura rápida, uma etapa de pré-agitação foi adicionada com tempo de agitação de 10 segundos e com o mesmo gradiente de velocidade da mistura rápida. Essa etapa retira as amostras do estado inercial, simulando a situação na qual a água bruta se encontra no momento anterior à adição de coagulante na unidade de mistura rápida.

Na etapa de mistura, para o primeiro floculador, adotou-se um gradiente de velocidade de 50 s⁻¹, sendo esse o maior gradiente de velocidade na sequência de floculadores da ETA. Os floculadores seguintes tiveram suas dimensões, largura, comprimento e altura medidos para se determinar a perda de carga pela Equação 18, e assim, determinar os seus respectivos gradientes de velocidade através da Equação 17. O tempo de retenção foi calculado pela Equação 20.

Para simular a etapa de decantação, a velocidade de sedimentação foi calculada, levando em consideração as condições de operação, as dimensões do decantador e o tempo de retenção (Equações 20 e 21). A área superficial do decantador, assim como seu volume foram determinadas a partir das medidas da unidade de decantação. O decantador é formado por três cilindros concêntricos, sendo o cilindro mais interno maciço, preenchido com concreto. O fundo tem formato de um cone de altura 0,5 m (h_c). A altura da região cilíndrica do decantador (H) é 3,0 m e o raio do cilindro interno é 0,95 m (r₀). Os anéis cilíndricos externos possuem raios 1,10 m e 7 m, aqui chamados de r e R, respectivamente. Portanto, a área superficial (Equação 22), o volume do decantador (Equação 23), a velocidade de sedimentação e o tempo de coleta para o teste de jarros são:

$$A_s = \pi[(R + r + r_0)^2 - r_0^2] \quad (22)$$

$$A_s = \pi[(7 + 1,1 + 0,95)^2 - 0,95^2]$$

$$A_s = 254 \text{ m}^2$$

$$V_d = \frac{\pi h_c}{3} [(R + r + r_0)^2 - r_0^2] + \pi \cdot 3 [(R + r + r_0)^2 - r_0^2] \quad (23)$$

$$V_d = \frac{\pi \cdot 0,5}{3} [(7 + 1,1 + 0,95)^2 - 0,95^2] + \pi \cdot 3 [(7 + 1,1 + 0,95)^2 - 0,95^2]$$

$$V_d = 805,8 \text{ m}^3$$

$$V_s = \frac{0,092}{254} \times 6000 = 2 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$$

$$T_{col} = \frac{7 \text{ cm}}{2 \text{ cm.min}^{-1}} \times 60 = 193 \text{ s}$$

A Tabela 3 resume o programa utilizado no teste de reatores estáticos para simular a realidade da ETA-I do SAAE de Viçosa.

Tabela 3 – Programação utilizada nos ensaios de reatores estáticos (*jar test*)

Etapa	Gradiente de velocidade (s⁻¹)	RPM	Tempo de residência (s)
Pré-mistura	1400	400	10
Mistura rápida	1400	400	7
Floculador 1	60	50	73
Floculador 2	40	40	73
Floculador 3	55	48	73
Floculador 4	48	42	73
Floculador 5	55	48	73
Floculadores de 6 a 9	40	40	292
Floculadores de 10 a 14	20	25	365
Floculador 15	40	40	73
Floculador 16	27	30	73
Floculador 17	48	42	73
Floculadores de 18 a 20	27	30	219
Floculadores de 21 a 26	20	25	438
Decantador	Não se aplica	Não se aplica	193

3.3. Diagramas de coagulação

Para o PAC, a faixa de dosagem determinada nos pré-testes foi de 22 ppm a 32 ppm e para o Tanfloc-SL de 11 ppm a 21 ppm. Os testes foram realizados tendo como incremento na dosagem 2 ppm para cada jarro. O ensaio para cada par de valores pH de coagulação e dosagem foi realizados em três repetições. O diagrama de coagulação para o PAC está apresentado na Figura 3 e o diagrama de coagulação para o Tanfloc-SL na Figura 4.

A região ótima de atuação do PAC para tratamento de água em período de estiagem está na faixa de 27 a 29 ppm para valor de pH de coagulação em torno de 7, apresentando uma remoção de 94%. Observa-se também que para a faixa de pH de coagulação entre 6,9 a 7,3, a eficiência de remoção de turbidez é superior a 85% para qualquer dosagem de coagulante entre 23 ppm e 28 ppm. Para a faixa de pH de coagulação entre 6,0 e 6,6, as dosagens menores de coagulante apresentaram melhores resultados quando comparadas com as dosagens maiores. A remoção da turbidez foi superior a 80% e inferior 85% entre 22 ppm e 24 ppm. O oposto é observado na região de pH básico. Valores de pH de coagulação superiores a 7,3 apresentaram os melhores resultados quando as concentrações de coagulante foram superiores a 25 ppm e inferiores a 30 ppm. Entretanto, a eficiência não ultrapassou

80% em grande parte dessa região, alcançando 85% entre os valores de pH 7,7 e 7,9 para uma dosagem entre 25,5 ppm e 26,5 ppm.

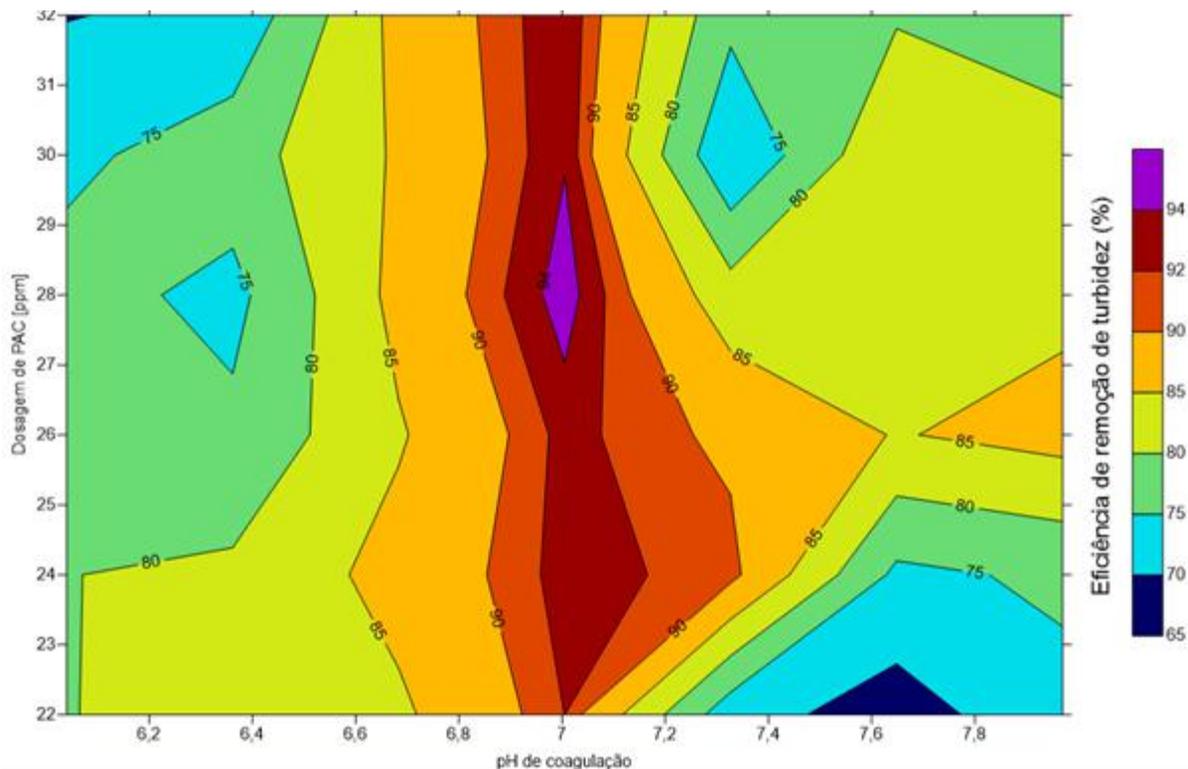


Figura 3 – Diagrama de coagulação para o policloreto de alumínio (PAC).

Para se determinar qual mecanismo é responsável pela coagulação em cada região, os flocos e a mobilidade eletroforética devem ser analisados. É de se esperar que na região abaixo da região ótima, que o mecanismo predominante é o de adsorção e neutralização de cargas, seguido do mecanismo de varredura, pois a mistura se encontra próxima ao ponto isoelétrico e o potencial zeta é próximo do nulo. Na região ótima e acima da mesma, é hipotetizado que o mecanismo predominante seja o de varredura. Na região ótima o floco adquire maior peso e sua sedimentação ocorre de forma otimizada. Ao se exceder a concentração ótima, ocorre a reestabilização das partículas coloidais e a eficiência de coagulação reduz (LIBÂNIO, 2010).

A análise do diagrama de coagulação para o Tanfloc-SL nos permite concluir que sua faixa de atuação ótima está compreendida entre os valores de pH de coagulação entre 6,6 e 7,0 para as dosagens entre 12,5 ppm e 18,0 ppm. Nesta faixa, a eficiência de remoção da turbidez foi superior a 90% e inferior a 92% (Figura 4).

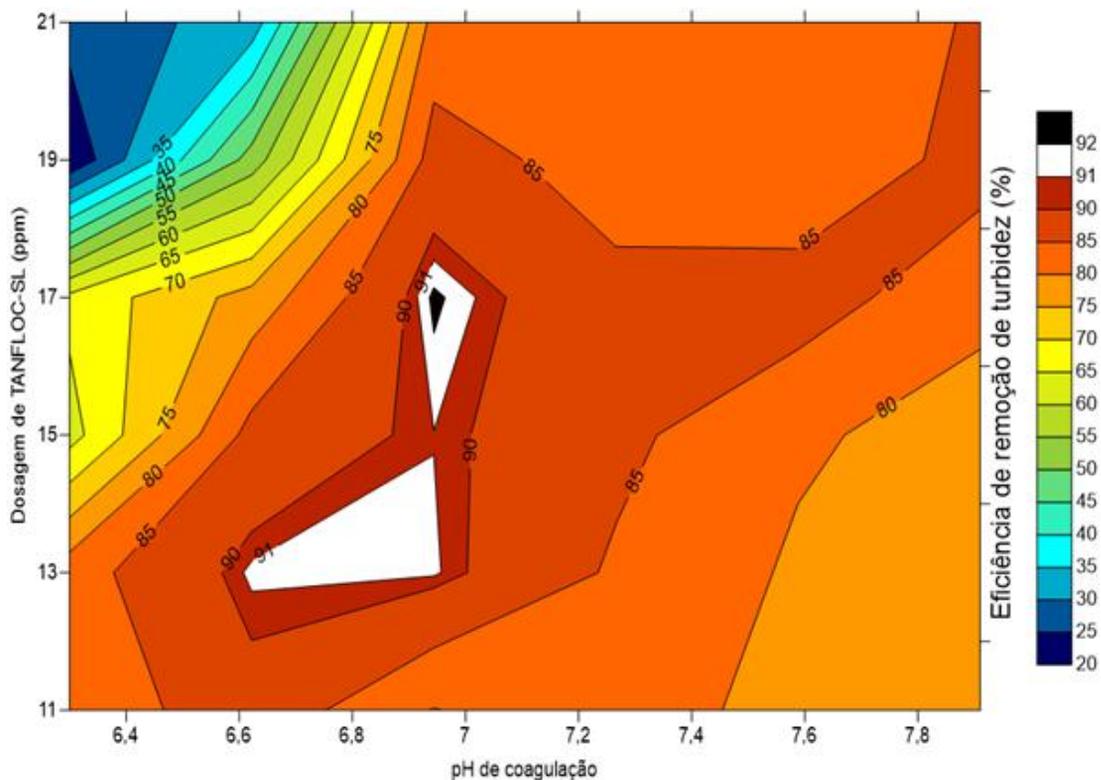


Figura 4 – Diagrama de coagulação para o Tanfloc-SL.

Assim como para o PAC, em valores de pH inferiores a 7,0, o Tanfloc-SL apresentou melhores resultados quando empregado em concentrações menores tendo uma eficiência superior a 85% entre os valores de pH de coagulação de 6,4 a 6,6 e dosagens de 11 ppm a 13 ppm. Taxas de remoção de particulados em suspensão superiores a 80 % foram observadas a partir da dosagem de Tanfloc-SL entre 16 ppm e 21 ppm em valores de pH entre 7,1 e 7,8.

Segundo Coral *et al.* (2009), o Tanfloc-SL pode substituir coagulantes inorgânicos no processo de tratamento de águas para consumo humano. Bomfim (2015) concluiu que em águas com turbidez elevada, a quantidade de Tanfloc necessária para uma mesma eficiência de coagulação é 86% inferior à quantidade de PAC necessária para alcançar o mesmo resultado. De acordo com os diagramas de coagulação, para águas de baixa turbidez com pH de coagulação próximos a 7,0, obtêm-se uma remoção de turbidez de 90% empregando 22 ppm de PAC e 12 ppm de Tanfloc-SL. Ou seja, para se atingir uma eficiência de 90% o consumo de Tanfloc-SL é 54% inferior ao consumo de PAC. Entretanto, quando comparados os valores ótimos de remoção de turbidez, o PAC apresenta eficiência superior ao Tanfloc-SL. Foi observado também que durante a coagulação os flocos formados pelo Tanfloc-SL ficaram aderidos de forma significativa nas paredes e nas hélices dos jarros, evidenciando assim o mecanismo de formação de pontes (Figura 5).

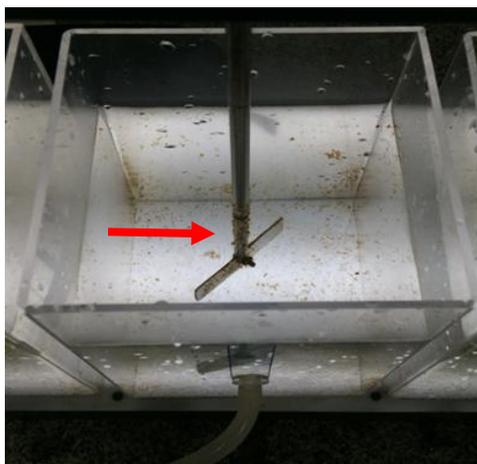


Figura 5 – Evidência do mecanismo de coagulação por formação de pontes.

3.4. Efeito dos coagulantes na etapa de cloração

Os resultados obtidos nos ensaios de cloração foram plotados nos gráficos apresentados aqui pela Figura 6 para o PAC e na Figura 7 para o Tanfloc-SL.

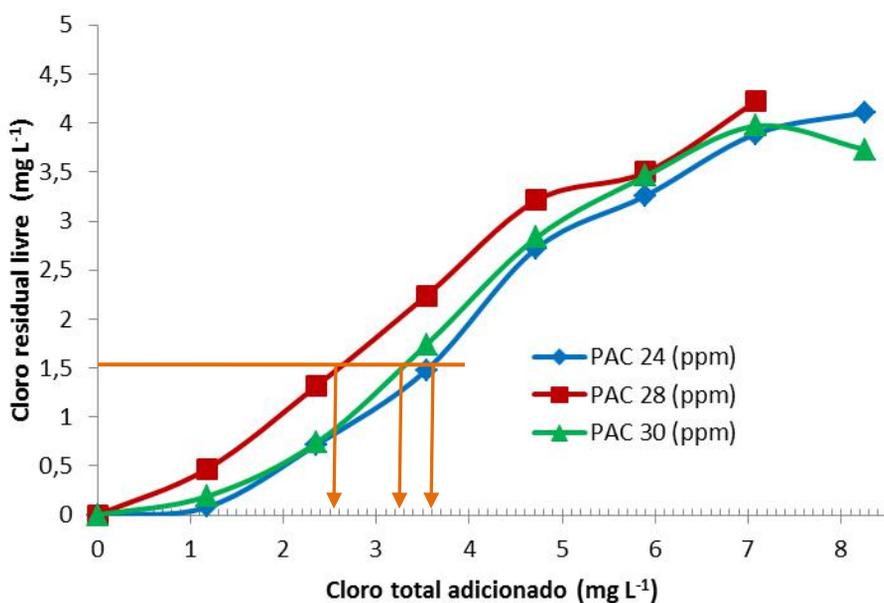


Figura 6 – Relação entre cloro total adicionado e cloro residual livre usando como coagulante o PAC.

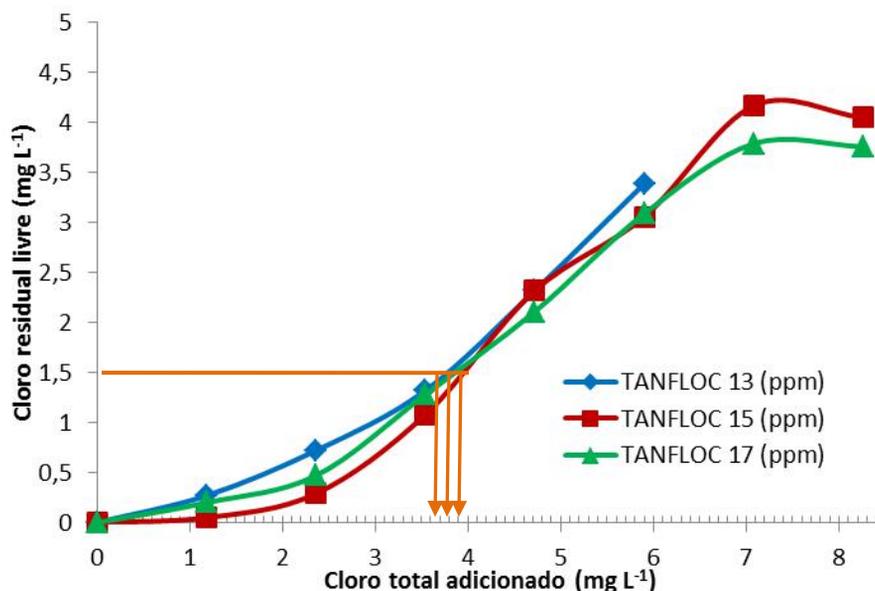


Figura 7 – Relação entre cloro total adicionado e cloro residual livre usando como coagulante o TANFLOC-SL.

A quantidade de cloro residual livre em amostras tratadas tanto com PAC quanto com Tanfloc-SL aumenta com o aumento da quantidade de cloro adicionada às amostras, exceto para a primeira adição de cloro. Esse fato pode ser atribuído à oxidação de matéria orgânica presente na água.

Segundo a portaria nº 2914/2011 do ministério da saúde, o teor de cloro residual livre deve estar na faixa de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$. Para garantir a quantidade mínima, a ETA-I opera dosando hipoclorito para que a concentração de cloro residual livre na saída da ETA seja de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Analisando o gráfico apresentados na Figura 6, observa-se que o gasto com cloro ativo para coagulação com o PAC nas dosagens de 24, 28 e 30 ppm são 2,52 mg, 3,21 mg e 3,59 mg, respectivamente, sendo a média desses valores $3,10 \text{ mg}$. Esses valores para o Tanfloc-SL para as dosagens de 13, 15 e 17 ppm foram 3,71 mg, 3,81 mg e 3,98 mg, respectivamente, sendo a média destes $3,83 \text{ mg}$. Pelos resultados obtidos, é necessária a adição em média de $3,10 \text{ mg}$ de cloro ativo em um litro de água tratada com PAC e, $3,83 \text{ mg}$ de cloro ativo em um litro de água tratada com Tanfloc-SL, para que a concentração de cloro residual livre seja a praticada pela ETA-I, o que representa um aumento no consumo de cloro em 23,58%, quando o Tanfloc-SL for empregado em substituição ao PAC.

3.5. Análise econômica

Tendo em vista o consumo de reagentes para coagulação e para desinfecção, os gastos que a ETA-I do SAAE de Viçosa terá para tratar a água bruta em períodos de estiagem podem ser estimados. Essa análise será realizada considerando que a água bruta possua turbidez inicial de 5 uT, que a coagulação ocorra com pH de coagulação próximos do neutro

e que após a decantação almeja-se obter água com turbidez de 0,5 uT, ou seja, remoção de 90% da turbidez. Usando PAC a dosagem mínima necessária, pelo diagrama de coagulação é de 22 ppm e para o Tanfloc-SL 12 ppm. Para a cloração de cada litro de água tratada com PAC serão necessários 3,10 mg de cloro ativo, e quando tratada com Tanfloc-SL 3,83 mg que são produzidos na ETA-I do SAAE de Viçosa por um gerador de cloro da marca Hidrogeron. Os preços dos insumos foram fornecidos pelo responsável técnico do SAAE de Viçosa. O PAC e o Tanfloc-SL custam R\$ 3,20 e R\$ 2,10 por quilo, respectivamente. O saco de 25 kg do sal utilizado para a geração de cloro custa R\$ 12,90 e o preço do kWh é de R\$ 0,64 das 17:00 às 20:00 horas e R\$0,46 no restante do dia. Para gerar 1 kg de cloro ativo o gerador consome 4,5 kg de sal e 4,5 kWh (Tabela 4).

Tabela 4 – Análise de econômica de coagulação com remoção de 90% de turbidez para os coagulantes PAC e Tanfloc-SL seguida de desinfecção com hipoclorito

Coagulante	PAC	TANFLOC-SL
Concentração do Produto comercial líquido (ppm)	1,30.10 ⁶	1,15.10 ⁶
Dosagem para remoção de 90% da turbidez (ppm)	22	12
Concentração de cloro ativo na solução desinfectante (ppm)	3.000	3.000
Massa de cloro ativo para que CRL seja de 1,5 mg L⁻¹ (mg)	3,10	3,83
Volume de água bruta captada por dia (m³ d⁻¹)	7948,8	7948,8
Volume gasto de Coagulante por dia (L d⁻¹)	134,520	82,945
Volume gasto de desinfectante por dia (L d⁻¹)	8.222	10.160
Preço por volume de coagulante (R\$ L⁻¹)	4,16	2,42
Preço de produção do desinfectante por litro (R\$ L⁻¹)	0,0135	0,0135
Gasto com Coagulante por dia (R\$ d⁻¹)	559,60	200,73
Gasto com desinfectante por dia (R\$ d⁻¹)	111,00	137,17
Gasto total por metro cúbico (R\$ m⁻³)	0,08428	0,04245
Gasto total por dia (R\$ d⁻¹)	670,61	327,90
Custo mensal (R\$)	20.118,16	10.136,98

Segundo as estimativas de custo, o uso do Tanfloc-SL representará uma economia de 64,1% na etapa de coagulação em comparação ao PAC, para a mesma eficiência de remoção de turbidez. Na etapa de desinfecção da água, os gastos diários com geração de cloro ativo, considerando consumo de sal e energia elétrica, atingiram o valor de R\$ 111,00, quando a coagulação é realizada com o PAC, e R\$ 137,17 quando o coagulante empregado é o Tanfloc-SL. O uso do Tanfloc-SL aumenta o custo diário com a cloração em R\$ 26,17, que representa um aumento percentual de 23,58% nos gastos nessa etapa. Quando somados os custos referentes aos coagulantes e as respectivas etapas de cloração, observa-se que o custo é superior para quando o PAC é o coagulante empregado. Sendo o PAC o coagulante o gasto com os dois processos é de R\$ 670,61 por dia. Já para o Tanfloc-SL esse valor cai para R\$ 327,90, o que representa uma redução nos custos de 49,61%. Portanto, levando em conta os aspectos econômicos, é possível endossar o posicionamento de Coral et al. (2009) e de Souza et al. (2013) que concluíram que o Tanfloc-SL pode ser um substituto para o PAC no processo de tratamento de água para consumo humano. Com a substituição do PAC, atual

coagulante utilizado pela ETA-I do SAAE de Viçosa, pelo Tanfloc-SL espera-se uma economia mensal no período de estiagem de R\$ 9.981,19.

4. CONCLUSÃO

Determinada a eficiência de coagulação para os reagentes estudados, o consumo de cloro na etapa de desinfecção e realizada a análise de custos pode-se chegar às seguintes conclusões.

O ensaio de *jar test* foi uma importante ferramenta para conhecer, estudar e otimizar os parâmetros relacionados com as etapas de coagulação, floculação e decantação. A avaliação da eficiência de coagulação pela remoção de turbidez, através dos diagramas de coagulação construídas a partir de ensaios de jarros, é válida e de fundamental importância para se levantar o melhor par de parâmetros, pH de coagulação e dosagem de coagulante necessários para uma coagulação ótima.

Para águas de baixa turbidez obtêm-se uma eficiência de remoção de turbidez superior a 90% empregando 22 ppm de PAC e 12 ppm de Tanfloc-SL, o que representa um consumo de Tanfloc-SL 54% inferior quando comparado à dosagem de PAC para o mesmo efeito.

Além disso, para a água de estudo o PAC apresentou, em uma pequena área, sua maior eficiência de coagulação, 94%, no pH de coagulação 7,0 com dosagem entre 27 ppm e 29 ppm. O Tanfloc-SL por sua vez apresentou, em uma estreita faixa, eficiência ótima de 92% para o valor de pH de 6,95 e dosagem de 17 ppm.

Na etapa de desinfecção, observou-se que a água tratada com o coagulante a base de tanino consumiu 3,83 mg de cloro por litro para se atingir a concentração de cloro livre praticada pela ETA-I. Esse valor cai para 3,10 mg de cloro ativo por litro quando o PAC é utilizado na coagulação. O consumo de cloro quando o Tanfloc-SL é o agente coagulante foi 23,58% maior do que quando o PAC é usado.

Economicamente, a substituição do PAC pelo Tanfloc-SL reduzirá os gastos com coagulantes em 64,13%. Entretanto, para essa substituição, haverá um aumento nos gastos com a cloração de 23,58%. O Tanfloc-SL é economicamente viável frente ao PAC, pois reduz o custo global das etapas de coagulação/floculação e cloração em 49,61%.

REFERÊNCIAS

- AMIRTHARAJH, A.; MILLS, K. M. Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation. **Journal of the American Water Works Association**, v. 74. n. 4, p. 210-216, 1982. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/41271001>>. Acesso em: 20 mai. 2016.
- BARTIKO, D.; DE JULIO, M. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Ambiente & Água**. v.10, n.1, p.71-81, 2015.

- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2914/2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade. **Diário Oficial [da] União**, 12 dez. 2011.
- BOMFIM, A. P. D. S. **Avaliação dos coagulantes tanfloc em comparação aos coagulantes inorgânicos a base de alumínio no tratamento de água**. 2015. 210f. Dissertação (Mestrado) – Centro de ciências exatas naturais e tecnológicas, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2015.
- BONGIOVANI, M. C.; KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R.; LOURENÇO, B. S. S.; TAVARES; C. R. G. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum Technology**. v. 32. n. 2. p. 167-170. 2010.
- CORAL, L. A.; BERGAMASCO R., R.; BASSETI, F. J. Estudo de viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 2., 2009, São Paulo. **Resumos...** São Paulo: 2009. p. 1-9.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. Ed. São Carlos: RiMA, 2005. 1565p.
- HENDRICKS, D. W. **Water treatment unit Processes: Physical and chemical**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2006. p. 1266.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE PESQUISA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro, 2010. 219p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf> Acesso em: 31 mai. 2016.
- KIM, S.; MOON, B; LEE, H. Effects of pH and dosage on pollutant removal and floc structure during coagulation. **Microchemical Journal**, v. 68, p. 197 – 203, 2001.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. Ed. Campinas: Editora Átomo, 2010. p. 494.
- MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. Química verde no tratamento de águas: Uso de coagulante derivado de tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista Virtual de Química**. v. 6. n. 1. p. 2-15, 2014.
- NAM, S.; JO, B.; KIM, W.; ZOH, K. Streaming current titration for coagulation of high turbidity water. **Colloids and surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 419, p. 133 – 139, 2013.
- NEPOMUCENO, T. C. **Estudo da aplicabilidade de coagulantes orgânicos e inorgânicos no tratamento de água para abastecimento público**. 2016. 168f. Trabalho de Conclusão de Curso – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2016.
- PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 216f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- POLICONTROL. **Manual FlocControl III – 10 a 700 rpm**. Diadema, SP, 2013. 33 p.
- RICHTER, C. A. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2011. 340p.
- SÁNCHEZ-MARTÍN, J. GONZÁLEZ-VELASCO, M. BELTRAN-HEREDIA, J. **Acacia mearnsii de wild tannin-based flocculant in surface water treatment**. *Journal of Wood Chemistry and Technology*. v. 29. n. 2. P. 119-135, 2009.

- SAWYER, C. N.; MCCARTY P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5. Ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 752 p.
- SOUZA, G. Z.; NAVARINI, C.; WIECHETECK, G. K.; PAZ, E. C. D. Análise preliminar comparativa da utilização de coagulantes orgânicos e inorgânicos para tratamento de água. In: Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais, 8., 2013, Ponta Grossa. **Anais...** Ponta Grossa: UEPG, 2013.
- VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 2. Ed. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada, 1992. 344p.

COMMERCIAL COAGULANTS EFFICACY ASSESSMENT FOR USE IN WATER TREATMENT SYSTEMS

ABSTRACT: *The great variety of coagulants allows for the Water Treatment Stations to seek the best cost-benefit reagent for removing turbidity of raw water. The main objectives of this paper are to study the efficacy of turbidity removal of water captured during drought periods, using Poly Aluminum Chloride (PAC) and Tanfloc-SL as coagulants, and to create a study concerning their economic viability considering expenditures with coagulation and disinfection. Their efficacy was determined through coagulation diagrams. After the coagulation, some samples were filtered and dosed with a batch of disinfectant. PAC maximum efficiency was 94% in pH 7 and dosage 28 ppm. Tanfloc-SL maximum efficiency was 92% in pH 6.95 and dosage 17 ppm. When the necessary dosages for removal of 90 % of the initial turbidity are compared, the Tanfloc-SL expenditure was 54% smaller than the PAC one. The chlorine consumption was 23.58% higher when the Tanfloc-SL was chosen as the coagulant. Replacing PAC by Tanfloc-SL, an economy of 49.61% will be achieved.*

KEYWORDS: Coagulation diagrams; Jar test; PAC; Tanfloc-SL; Economic Analysis.