

Emprego do monitoramento contínuo da floculação no controle de parâmetros de tratabilidade de água

Use of continuous flocculation monitoring in the control of water treatability parameters

Ana Carolina Russo^{1*} , Marcio Antonio da Silva Pimentel¹ , Paulo Scarano Hemsli¹ 

RESUMO

Neste artigo, empregou-se um equipamento de monitoramento contínuo da floculação (EMCF) para melhor compreensão da coagulação e da floculação no tratamento de águas sintéticas sob diferentes mecanismos de coagulação, em escala de bancada. A água de estudo utilizada nos ensaios foi preparada em laboratório com a adição de uma solução de caulinita em água. Como agente coagulante foi utilizado sulfato de alumínio (SA) líquido, isento de ferro. A resposta do sinal com o tempo mostra três regiões distintas: uma região de crescimento, uma região de patamar e uma região de decaimento. Ao longo do presente trabalho, constatou-se que o índice de floculação (IF) se mostrou adequado para otimizar a floculação tanto pela seleção do pH quanto pela dosagem do coagulante. O pH e as dosagens ótimas, obtidos por meio do ensaio de jarros, estiveram relacionados às maiores variações de IF. O IF médio (\bar{IF}) mostrou-se adequado para antecipar a dosagem ótima a partir de 3 minutos de floculação, e a inclinação da reta de melhor ajuste mostrou-se adequada para estimar a cinética da floculação.

Palavras-chave: tratamento de água; floculação; índice de floculação; monitoramento contínuo.

ABSTRACT

In this article, a continuous flocculation-monitoring equipment (CFME) was employed to better understand coagulation and flocculation in the treatment of synthetic water under different coagulation mechanisms, on a bench scale. The study water used in the tests was prepared in the laboratory with the addition of a solution of kaolinite in water. Liquid aluminum sulfate, free from iron, was used as a coagulant agent. The flocculation index (FI) measured over time was able to identify the regions of floc growth, plateau and decay. FI was found to be an adequate parameter for optimizing flocculation pH and coagulant dosage. Optimum pH and dosage, obtained in jar tests, were related to the largest variations in FI. The mean FI was found to be adequate for predicting optimum coagulant dosage in the first three minutes after flocculation, whereas the slope of the best-fit FI line was found to be suited for predicting flocculation kinetics.

Keywords: water treatment; flocculation; flocculation index; continuous monitoring.

INTRODUÇÃO

No processo de tratamento de água, a coagulação é uma etapa essencial para a remoção de partículas e de matéria orgânica natural. O sulfato de alumínio (SA) é usualmente utilizado como coagulante para desestabilizar a camada de solvatação e permitir a posterior floculação, em que pequenas partículas se aglutinam em flocos maiores que podem ser eficazmente removidos no processo de separação por sedimentação e/ou filtração.

As propriedades dos flocos, tais como tamanho, estrutura e resistência, têm efeito significativo na eficiência do processo de separação

sólido/líquido (YU; GREGORY; CAMPOS, 2010). Durante a floculação, a estrutura do floco muda continuamente, pois as suas ligações internas quebram sob o efeito do cisalhamento e se reestruturam em pontos mais favoráveis, em que a força atrativa é maior ou a força repulsiva é menor. Quando o equilíbrio entre a taxa de agregação e a taxa de quebra para uma dada condição de cisalhamento é atingido, o processo de formação de flocos termina e o tamanho dos flocos atinge um patamar estável (BIGGS; LANT, 2000).

Várias técnicas foram utilizadas para estudar a coagulação, a agregação e o tamanho de partículas coloidais. Essas incluem a difração a

¹Instituto Tecnológico de Aeronáutica – São José dos Campos (SP), Brasil.

*Autora correspondente: russo.anacarolina@gmail.com

Recebido: 21/08/2017 – Aceito: 08/02/2019 – Reg. ABES: 184285

laser (MCLEAN; STACK; RICHARDSON, 2009), a análise de dispersão fotométrica (PORAJ-KOZMINSKI; HILL; VAN DE VEN, 2007; PORUBSKÁ; ALINCE; VAN DE VEN, 2002), a medição de reflectância de feixe focado (BLANCO *et al.*, 2002; SENAPUTRA *et al.*, 2014), a citometria de fluxo (BALAGEAS; DÉOM; BOSCHER, 1987; HOLMBOM; VÁHÁSALO; DEGERTH, 2003) e a análise de imagem (CHANG; LIU; ZHANG, 2005). A maioria das técnicas baseia-se na dispersão da luz, em que a intensidade da luz dispersa é proporcional à sexta potência do diâmetro para pequenas partículas. Entre essas técnicas, poucos estudos relacionados exclusivamente à análise de dispersão fotométrica (JIAO *et al.*, 2017; STAAKS *et al.*, 2011) e ao equipamento de monitoramento contínuo da floculação (EMCF) (BARTIKO; DE JULIO, 2015) vislumbram o uso do equipamento buscando a otimização das condições operacionais (especialmente pH e dosagem de coagulante).

De fato, tanto o analisador de dispersão fotométrica (ADF) quanto o EMCF medem as variações de turvação de uma suspensão coloidal em movimento e transformam essa leitura em uma tensão de corrente alternada, cujo valor eficaz é obtido pela raiz da média quadrática (V_{rms}), sendo, portanto, uma ferramenta de pesquisa útil para estudar a agregação coloidal da amostra (PORAJ-KOZMINSKI; HILL; VAN DE VEN, 2007; PORUBSKÁ; ALINCE; VAN DE VEN, 2002). A média da intensidade da luz transmitida é transformada em um sinal de tensão em corrente contínua (V_{CC}), estimando a turbidez no meio. A relação de V_{rms} com V_{CC} ($V_{rms} \cdot V_{CC}^{-1}$), também chamada de índice de floculação (IF), indica o tamanho das partículas/flocos no decorrer dos ensaios — quanto maior o tamanho dos flocos presentes em determinada suspensão, maior é o valor do IF correspondente (GREGORY, 1985), o que, em tese, poderia indicar microflocos (adsorção-neutralização de cargas) ou flocos maiores (varredura). Segundo Bartiko e de Julio (2015), a utilização do IF pode resultar na otimização da dosagem de coagulante, bem como o tempo e o gradiente médio, parâmetros fundamentais para o bom desempenho das estações de tratamento de água. De fato, alguns esforços têm sido feitos no sentido de correlacionar os valores de IF à dosagem ótima de coagulantes (STAAKS *et al.*, 2011).

Portanto, sabendo que a etapa de floculação exerce grande influência sobre as demais etapas do processo de tratamento de água, este trabalho se propôs a avaliar o potencial de uso do monitoramento contínuo do IF para estimar pH e dosagem de coagulante (SA) ótimos no tratamento de águas sintéticas com alta cor e turbidez.

METODOLOGIA

O experimento se desenvolveu por meio da realização de testes de jarro com dosagem de SA em amostras sintéticas de caulinita. As etapas de coagulação (mistura rápida), floculação (mistura lenta) e decantação foram simuladas, comparando-se análises físico-químicas no início e

no fim do processo com os valores de IF obtidos pelo EMCF. A Figura 1 apresenta a bancada experimental adotada.

O desenvolvimento deste artigo ocorreu de acordo com as etapas metodológicas apresentadas a seguir.

Métodos analíticos

A turbidez das amostras foi analisada utilizando-se o turbidímetro de bancada (HACH 2100Q). O espectrofotômetro UV-VIS HACH DR 6000 foi utilizado para a quantificação da cor aparente (465 nm) e da absorbância. A medição do pH foi realizada com o pHmetro de bancada (QX 1500 Plus da Qualxtron) e a escolha do melhor pH (maior IF) foi feita com o auxílio do EMCF construído no laboratório de saneamento do Instituto Tecnológico de Aeronáutica.

Teste de tratabilidade de água

Em estudos de tratabilidade de água, para conferir turbidez à água de estudo é frequente o uso de solução de caulinita (PAVANELLI, 2001; SANTOS, 2009). Para tanto, adotou-se a metodologia descrita por Di Bernardo (2004).

Agitou-se 21,5 g de caulinita (SynthCaulin U.S.P), com gradiente de velocidade médio da ordem de 200 s^{-1} , em 1 L de água ultrapura (Gehaka Master System) por 2 horas, e passadas 10 horas de repouso, coletou-se o sobrenadante com o auxílio de uma bomba peristáltica (Watson Marlow 120S). Nessa etapa, coletou-se o volume necessário para o preparo da água sintética de estudo com turbidez de $150 \pm 2 \text{ UNT}$, visando tipificar águas em condições extremas para tratamento por coagulação em estações de tratamento de água (RICHTER, 2009).

A determinação dos pares pH *versus* concentração de SA adotados nos ensaios teve como base os diagramas com as eficiências de remoção de cor e turbidez (DI BERNARDO; PAZ, 2008) e os valores extremos de turbidez (150 UNT) normalmente adotados em tratamento de água por coagulação (RICHTER, 2009).

Vários testes com diferentes pHs (6,0; 6,5; 7,0; 7,5 e 8,0) e diferentes dosagens de SA $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,3 \text{ H}_2\text{O}$ (10 a 50 mg L^{-1} SA) isento de

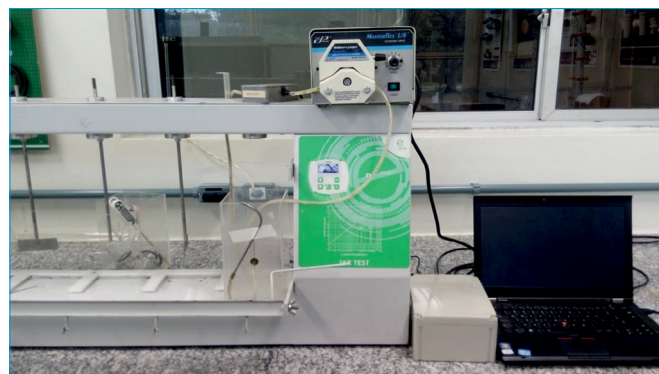


Figura 1 - Equipamentos do experimento.

ferro (com teor de Al_2O_3 de 8,35%) foram realizados para a definição da zona ótima de remoção de turbidez (turbidez ≤ 5 UNT) nas águas de estudo (DI BERNARDO; PAZ, 2008) e para checar se a variação máxima do IF aponta para essa região. Solução de bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$) foi utilizada para variar o pH de coagulação.

Para a realização desses ensaios, foi adotado o teste de jarros (Nova Ética, modelo LDB especial), teste convencional para tratabilidade de água, utilizando apenas um dos seis jarros disponíveis (2 L). O EMCF — conectado a um computador para a transmissão dos dados — foi acoplado a um dos jarros (Figura 1).

Os seguintes parâmetros foram adotados (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011): mistura rápida (tempo de coagulação = 10 s; gradiente de velocidade da mistura rápida = $498\ s^{-1}$), mistura lenta (tempo de floculação = 15 min; gradiente de velocidade da floculação = $34\ s^{-1}$) e sedimentação (15 min). A temperatura da água durante o ensaio foi mantida a $20^\circ C$.

Depois de atingido o valor de turbidez da água de estudo, as hastes do equipamento de teste de jarros foram acionadas e mantidas em agitação sob gradiente de velocidade constante de $55\ s^{-1}$. Esse gradiente de velocidade teve como objetivo manter a suspensão homogênea. No mesmo instante, acionou-se a bomba peristáltica, responsável por conduzir a amostra da solução do jarro até o EMCF e retorná-la ao mesmo recipiente do equipamento teste de jarros por meio de um tubo plástico de diâmetro interno de 4 mm (MarterflexTygon 06409-16). Como é possível observar na Figura 2, a bomba peristáltica foi inserida após o EMCF, localização adotada por Yukselen e Gregory (2004), e que teve como objetivo evitar a quebra dos flocos por forças mecânicas da bomba antes da análise deles pelo EMCF. A vazão adotada foi de 15 mL/min, de acordo com os valores encontrados na literatura (GREGORY, 1988; KORNBOONRAKSA *et al.*, 2009; YUKSELEN; GREGORY, 2002).

Em seguida, iniciou-se a coleta de dados com o auxílio do EMCF. Após 60 segundos de operação do EMCF coletando dados referentes apenas à água de estudo, foi adicionado bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$)

como agente alcalinizante para ajuste do pH aos valores anteriormente citados (pH inicial da água 6,5). Aguardaram-se mais 60 segundos para a estabilização do pH da água de estudo e também para a estabilização das leituras do EMCF (YUKSELEN; GREGORY, 2004). Adicionou-se o coagulante e efetuou-se a mistura rápida por 10 segundos, iniciando-se, em seguida, a etapa da floculação. Nos dados apresentados, definiu-se a adição do coagulante como o tempo inicial (zero).

A média ponderada do IF no tempo foi calculada, conforme trabalhos de Hopkins e Ducoste (2003) pela Equação 1, visando checar se ela permitiria antecipar a evolução da floculação.

$$\hat{IF} = \frac{\sum_{i=1}^N (IF_i \cdot tempo_i)}{\sum_{i=1}^N tempo_i} \quad (1)$$

Em que:

ÍF = o índice de floculação médio;

N = índice final;

i = índice somatório;

IF = o índice de floculação.

A Equação 1 representa o estado de agregação obtido ao longo de um intervalo de tempo estacionário (fixado em 3 minutos no presente trabalho).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Serão apresentados e discutidos os dados referentes às dosagens ótimas encontradas. Todos os ensaios foram realizados em quintuplicatas.

Otimização do pH

O pH ótimo (7,5 para turbidez de 150 UNT) foi obtido por meio do EMCF, em que, para igual dosagem de SA, variou-se o pH até a obtenção da maior remoção de cor e turbidez. A Tabela 1 apresenta os resultados obtidos.

Como pode ser observado na Tabela 1, embora tenha havido remoção de turbidez e cor em todos os experimentos, os maiores valores de

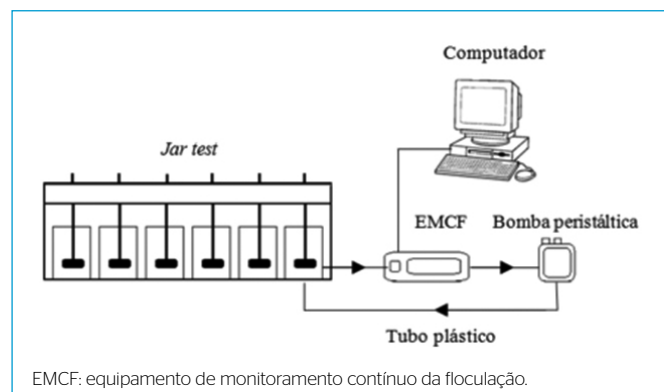


Figura 2 - Esquema do aparato experimental utilizado.

Tabela 1 - Determinação do pH ótimo por meio do índice de floculação (30 mg L⁻¹ de sulfato de alumínio).

pH	Turbidez		Cor		Absorbância		ÍF-IF ₀ (10-190 s)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	
6,0	150	17	177	18	0,035	ND	0,3
6,5	150	11	163	14	0,035	ND	0,4
7,0	150	8	159	6	0,038	ND	0,6
*7,5	150	4	168	3	0,043	ND	0,8
8,0	150	9	175	5	0,038	ND	0,4

ÍF: índice de floculação médio; IF₀: valor do índice de floculação a 10 s; ND: não detectável pelo equipamento; *pH ótimo.

IF médio (IF) corresponderam ao valor de pH ótimo para os ensaios de tratabilidade, sendo, portanto, o pH 7,5 adotado para os ensaios subsequentes. O fato de o processo coagulação-floculação ter sido satisfatório nos experimentos se deve à alta turbidez da água sintética, à dosagem de coagulante e à estreita faixa de pH de reestabilização de colóides apontados no clássico estudo de Amirtharajah e Mills (1982).

Observa-se, então, que o IF se mostrou capaz de apontar o melhor pH de atuação para essa água sintética em condições extremas de turbidez, mesmo quando submetida a diferentes mecanismos. Pode-se constatar, ainda, que o aumento do pH correspondeu aos maiores incrementos de IF até o pH 7,5. De fato, no pH 7,5, observaram-se os maiores flocos, relacionados à predominância do mecanismo de varredura na faixa ótima (AMIRTHARAJAH; MILLS, 1982; DI BERNARDO, 2004). Consequentemente, o aumento da velocidade de sedimentação propiciou maior remoção de turbidez, cor e absorvância.

Teste de tratabilidade de água

A Tabela 2 apresenta os valores obtidos durante os ensaios de tratabilidade de remoção de cor e turbidez no pH ótimo (7,5).

Os dados obtidos na Tabela 2 evidenciam que a dosagem de 30 mg L⁻¹ SA propiciou a maior remoção de turbidez, cor e absorvância (dosagem ótima). Cabe destacar que a dosagem ótima também

apresentou a maior variação entre o IF (10–190 s) e o IF inicial – IF₀ (10 s) obtidos ao longo do ensaio (Tabela 2).

A Figura 3 permite analisar o comportamento temporal do IF (mistura rápida e lenta) nos experimentos apresentados na Tabela 2 destacando os 3 minutos iniciais de floculação. O maior incremento do IF está correlacionado aos maiores diâmetros de flocos formados e, conseqüentemente, às maiores velocidades de sedimentação, ratificando o estudo de Gregory (1999), com águas sintéticas com caulinita, e outros mais recentes (JIAO *et al.*, 2017; STAAKS *et al.*, 2011).

A taxa de agregação dos colóides é dependente de inúmeras variáveis, tais como a concentração dos colóides e eletrólitos em água, as

Tabela 2 - Determinação da dosagem ótima por meio do índice de floculação (pH = 7,5).

*Dosagem (mg L ⁻¹ SA)	Turbidez (UNT)		Cor		Absorvância		IF-IF ₀ (10-190 s)
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	
10	150	67	121	75	0,044	0,001	0,6
**30	150	4	120	15	0,054	ND	0,9
50	150	16	117	22	0,062	0,005	0,4

SA: sulfato de alumínio; IF: índice de floculação médio; IF₀: valor do índice de floculação a 10 s; ND: não detectável pelo equipamento; *pH ótimo; **dosagem ótima.

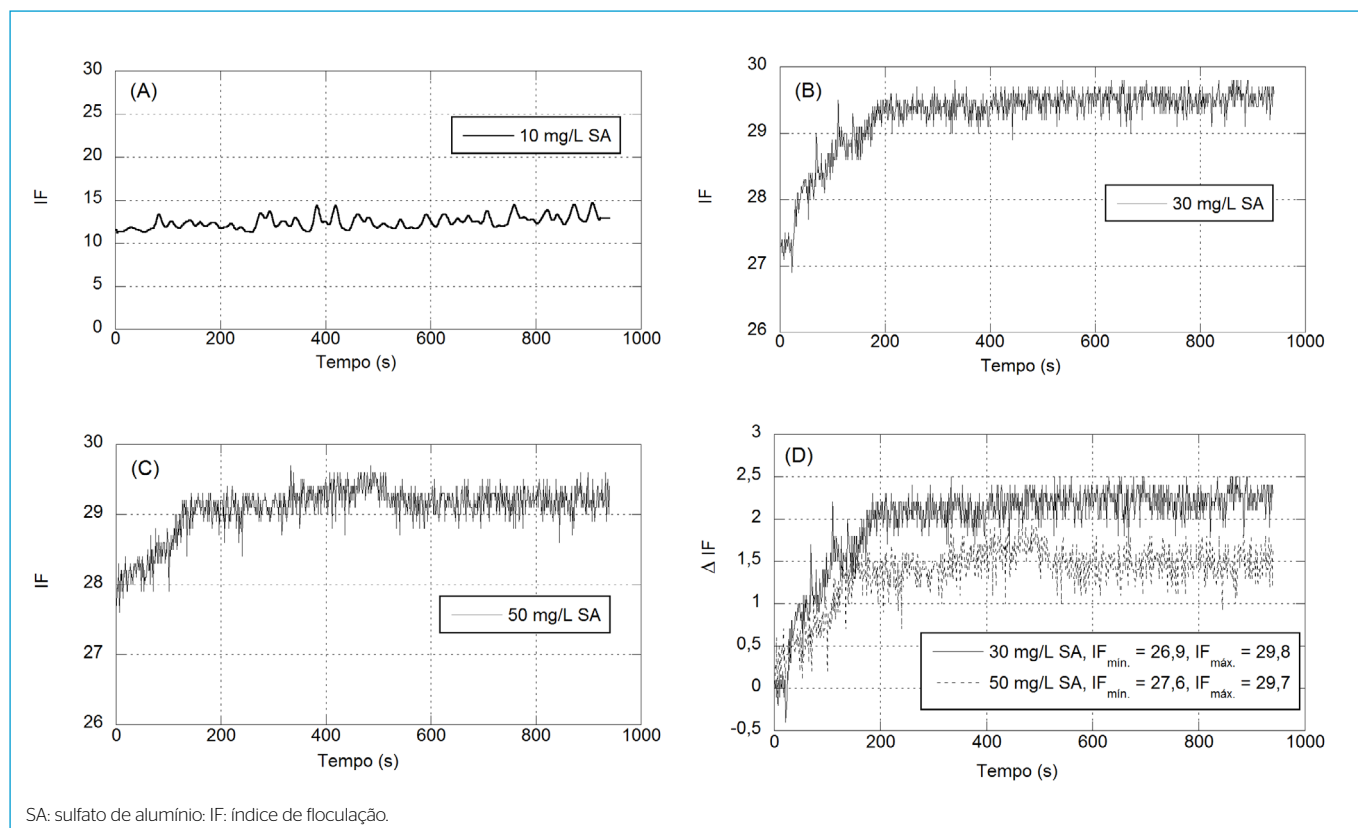


Figura 3 - Comportamento temporal do índice de floculação (pH = 7,5).

forças de cisalhamento atuantes, o tamanho e a carga das partículas, a temperatura, além de outras propriedades físicas e químicas (LEE *et al.*, 2010).

As curvas obtidas (Figura 3) são típicas de sistemas coloidais (HOPKINS; DUCOSTE, 2003) e mostram duas regiões distintas: uma região inicial com inclinação positiva e, em seguida, um patamar de estabilização. A inclinação da região de crescimento inicial indica a taxa em que os flocos se desenvolvem/agregam. O patamar representa o estado estacionário de crescimento dos flocos. Quando a floculação finaliza, inicia-se uma terceira região de sedimentação, em que o IF cai. Essa queda foi observada nos experimentos ratificando resultados obtidos por Staaks *et al.* (2011). A relevância da quebra de flocos foi descartada levando em conta o gradiente baixo de 34 s^{-1} e porque mesmo nesses experimentos a cor, a turbidez e a absorvância permaneceram em queda.

Na Figura 3, mesmo na menor dosagem (Figura 3A), houve alguma remoção de cor, turbidez e absorvância (Tabela 2), evidenciando alguma eficiência na coagulação-floculação. Os menores valores de IF obtidos (Figura 3A) podem ter evidenciado a presença de microflocos presentes pela ação combinada dos mecanismos de varredura com predominância de neutralização de cargas (Figura 4), cabendo ressaltar que os pHs apresentados correspondem aos valores antes da dosagem do coagulante. Nas maiores dosagens, os maiores valores de IF (Figuras 3B e 3C) evidenciam os maiores flocos e o predomínio do mecanismo de varredura (Figura 4).

Como pode ser observado na Tabela 2 e na Figura 3D, nas maiores dosagens, obtidas por meio do ensaio de jarros, ocorreram os maiores

incrementos de IF. As dosagens ótimas encontradas no presente trabalho vão ao encontro dos dados encontrados por Cunha (1946) e Di Bernardo e Dantas (2005). Na Figura 3D, a dosagem de 30 mg L^{-1} SA correspondeu à ótima. Contudo, ao continuar aumentando a dosagem, o comportamento das curvas evidencia que o aumento da adição de coagulante não implica necessariamente em melhor agregação dos flocos (maior IF), ocorrendo, portanto, o uso excessivo de SA e, conseqüentemente, o aumento do custo do tratamento de água, o aumento desnecessário da produção de lodo e a piora de sua qualidade para o abastecimento público.

A inclinação da região de crescimento inicial linear do IF indicou a taxa em que os flocos se desenvolveram. Métodos semelhantes foram utilizados por pesquisadores para analisar as taxas de agregação dos flocos (HOPKINS; DUCOSTE, 2003). Construiu-se uma linha de melhor ajuste na região de crescimento aproximadamente linear da curva de IF ocorrido nos três primeiros minutos de floculação ($t_1 = 10 \text{ s}$, $t_f = 190 \text{ s}$). Por meio da reta de melhor ajuste, a inclinação foi determinada. A Tabela 3 apresenta os valores de inclinação.

Como pode ser observado na Tabela 3, o maior valor de inclinação da curva correspondeu à curva de dosagem ótima, indicando maior taxa de crescimento dos flocos nessa condição. Nos demais experimentos, a eficiência do tratamento da água no tocante aos parâmetros analisados também acompanhou o valor da inclinação da curva.

De modo geral, a vantagem do uso do monitoramento contínuo do IF para estimar o pH e a dosagem ótima de coagulante (SA) em relação ao tradicional teste de jarro é o fato de ser uma técnica que possibilita a tomada de decisão em tempo menor, possibilitando o rápido ajuste das dosagens de coagulante, quando necessário.

CONCLUSÃO

Neste estudo, foi aplicada uma técnica de monitoração óptica (EMCF) para investigar preliminarmente a dinâmica da coagulação-floculação usando uma água preparada em laboratório. Por meio dos ensaios com o EMCF, ratificou-se que o IF se mostrou adequado para definir a faixa de pH ótima de atuação. Nos ensaios com pH fixo, o IF também permitiu definir a dosagem ótima de SA (coagulante), ou seja, os

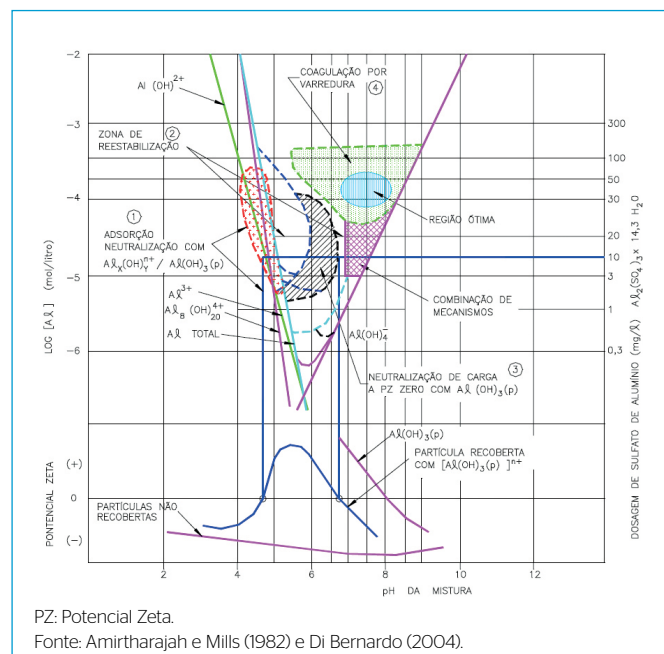


Figura 4 - Diagrama de coagulação de sulfato de alumínio.

Tabela 3 - Inclinação da curva de ajuste do índice de floculação.

Mecanismo predominante	Dosagem (mg L^{-1} SA)	Inclinação da curva (DIF/s)
Combinado	10	0,0048
Varredura	*30	0,0104
Varredura	50	0,0076

SA: sulfato de alumínio; Δ IF: variação do índice de floculação; *dosagem ótima.

ensaios de jarros com melhores resultados apresentaram maior IF final. Na água a 150 UNT (pH = 7,5), o IF máximo obtido (29,8) correspondeu à dosagem de 30 mg L⁻¹ de SA, em que predominou o mecanismo de varredura. Nos três primeiros minutos de floculação, foi possível

antecipar a evolução do processo. Tal fato se mostra de extrema relevância, pois potencializa o uso do IF para otimizar a dosagem de SA como coagulante e, conseqüentemente, para propiciar a melhoria da qualidade da água para abastecimento público.

REFERÊNCIAS

- AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K.M. (1982) Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal of American Water Works Association*, v. 74, n. 4, p. 210-216. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb04890.x>
- BALAGEAS, D.; DÉOM, A.A.; BOSCHER, D.M. (1987) Characterization and nondestructive testing of carbon-epoxy composites by a pulsed photothermal method. *Journal of Materials Evaluation*, v. 45, n. 4, p. 461-465.
- BARTIKO, D.; DE JULIO, M. (2015) Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. *Ambiente e Água*, v. 10, n. 1, p. 71-81. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1239>
- BIGGS, C.A.; LANT, P.A. (2000) Activated sludge flocculation: on-line determination of floc size and the effect of shear. *Water Research*, v. 34, n. 9, p. 2542-2550. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00431-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00431-5)
- BLANCO, A.; FUENTE, E.; NEGRO, C.; TIJERO, J. (2002) Flocculation Monitoring: Focused Beam Reflectance Measurement as a Measurement Tool. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, v. 80, n. 4, p. 1-7. <https://doi.org/10.1002/cjce.5450800403>
- CHANG, Y.; LIU, Q.-J.; ZHANG, J.-S. (2005) Flocculation control study based on fractal theory. *Journal of Zhejiang University Science B*, v. 6, n. 10, p. 1038-1044. <https://dx.doi.org/10.1631/jzus.2005.B1038>
- CUNHA, A. (1946) Determinação do pH ótimo de floculação e dosagem mínima de coagulante. *Revista DAE*, p. 9.
- DI BERNARDO, A.S. (2004) *Filtração no tratamento de água com turbidez elevada*. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo. <http://doi.org/10.11606/T.18.2004.tde-24112015-111804>
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. (2005) *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. 2. ed. [s.l.]: RIMA.
- DIBERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B.; VOLTAN, P.E.N. (2011) *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos: LDIBE.
- DI BERNARDO, L.; PAZ, L.P.S. (2008) *Seleção de tecnologias de tratamento de água*. São Carlos: LDIBE.
- GREGORY, J. (1985) Turbidity Fluctuations in Flowing Suspensions. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 105, n. 2, p. 357-371. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(85\)90309-1](https://doi.org/10.1016/0021-9797(85)90309-1)
- GREGORY, J. (1988) Polymer adsorption and flocculation in sheared suspensions. *Colloids and Surfaces*, v. 31, p. 231-253. [https://doi.org/10.1016/0166-6622\(88\)80196-3](https://doi.org/10.1016/0166-6622(88)80196-3)
- GREGORY, J. (1999) Particle monitoring techniques for water treatment applications. *Journal of Environmental Sciences*, v. 11, n. 3, p. 328-333.
- HOLMBOM, B.; VÄHÄSALO, L.; DEGERTH, R. (2003) The use of flow cytometry in wet end research. *Paper Technology*, v. 44, n. 1, p. 45-49.
- HOPKINS, D.C.; DUCOSTE, J.J. (2003) Characterizing flocculation under heterogeneous turbulence. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 264, n. 1, p. 184-194. [https://doi.org/10.1016/S0021-9797\(03\)00446-6](https://doi.org/10.1016/S0021-9797(03)00446-6)
- JIAO, R.; FABRIS, R.; CHOW, C.W.K.; DRIKAS, M.; LEEUWEN, V.J.; WANG, D.; XU, Z. (2017) Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability. *Journal of Environmental Sciences*, v. 57, p. 338-345. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.01.006>
- KORNBOONRAKSA, T.; LEE, S.; LEE, S.; LEE, H. (2009) On-line monitoring of floc formation in various flocculants for piggery wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, v. 1, n. 1-3, p. 248-258.
- LEE, R.; STACK, K.; RICHARDSON, D.E.; LEWIS, T.; GARNIER, G. (2010) Study of pitch colloidal stability using a Photometric Dispersion Analyser. *Appita Journal*, v. 63, n. 5, p. 387-391.
- MCLEAN, D.S.; STACK, K.R.; RICHARDSON, D.E. (2009) Wood pitch fixative evaluation by laser particle size analysis. *Appita Journal*, v. 62, n. 4, p. 266-271.
- PAVANELLI, G. (2001) *Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- PORAJ-KOZMINSKI, A.; HILL, R.J.; VAN DE VEN, T.G.M. (2007) Flocculation of starch-coated solidified emulsion droplets and calcium carbonate particles. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 309, n. 1, p. 99-105. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2007.01.031>
- PORUBSKÁ, J.; ALINCE, B.; VAN DE VEN, T.G.M. (2002) Homo- and heteroflocculation of papermaking fines and fillers. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 210, n. 2-3, p. 223-230. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(02\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00370-9)

RICHTER, C.A. (2009) *Água métodos e tecnologia de tratamento*. São Paulo: Blucher.

SANTOS, C.T. (2009) *Influência do tamanho molecular aparente de substâncias húmicas aquáticas na eficiência da coagulação por hidroxiclreto de alumínio*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SENAPUTRA, A.; JONES, F.; FAWELL, P.D.; SMITH, P.G. (2014) Focused Beam Reflectance Measurement for Monitoring the Extent and Efficiency of Flocculation in Mineral Systems. *American Institute of Chemical Engineers*, v. 60, n. 1, p. 251-265. <https://doi.org/10.1002/aic.14256>

STAAKS, C.; FABRIS, R.; LOWE, T.; CHOW, C.W.K.; LEEUWEN, J.A.V.; DRIKAS, M. (2011) Coagulation assessment and optimisation with a

photometric dispersion analyser and organic characterisation for natural organic matter removal performance. *Chemical Engineering Journal*, v. 168, n. 2, p. 629-634. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.050>

YU, W.; GREGORY, J.; CAMPOS, L.C. (2010) Breakage and re-growth of flocs formed by charge neutralization using alum and polyDADMAC. *Water Research*, v. 44, n. 13, p. 3959-3965. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.032>

YUKSELEN, M.A.; GREGORY, J. (2002) Properties of flocs formed using different coagulants. *Water Science and Technology*, v. 2, n. 5, p. 95-101. <https://doi.org/10.2166/ws.2002.0156>

YUKSELEN, M.A.; GREGORY, J. (2004) The reversibility of floc breakage. *International Journal of Mineral Processing*, v. 79, n. 2-3, p. 251-259. [https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(03\)00077-2](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(03)00077-2)

