

ABRAÃO JHONNY DA COSTA BRAZÃO

**CLARIFICAÇÃO DE ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS EM ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ÁGUA POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO
POR AR DISSOLVIDO**

Artigo Científico apresentado ao curso de Pós-Graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, Mestrado Profissional, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Renato Dantas Rocha da Silva

NATAL-RN

2018

ABRAÃO JHONNY DA COSTA BRAZÃO

**CLARIFICAÇÃO DE ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS EM ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ÁGUA POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO
POR AR DISSOLVIDO**

Artigo Científico apresentado ao curso de Pós-Graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais, Mestrado Profissional, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais.

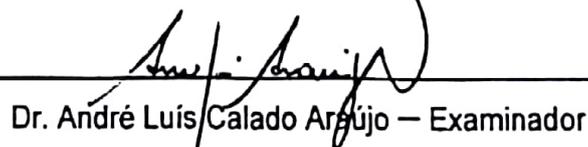
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado e aprovado em 31/08/18,
pela seguinte Banca Examinadora:

BANCA EXAMINADORA



Dr. Renato Dantas Rocha da Silva – Presidente

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte



Dr. André Luís Calado Araújo – Examinador

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte



Dr. Marco Antônio Calazans Duarte – Examinador

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte



Dr. Rodrigo César Santiago – Examinador

Universidade Federal Rural do Semi-Árido

CLARIFICAÇÃO DE ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

FILTER BACKWASH WATER CLARIFICATION IN WATER TREATMENT PLANTS BY COAGULATION, FLOCCULATION AND DISSOLVED AIR FLOTATION

Abraão Jhonny da Costa Brazão¹

Renato Dantas Rocha da Silva²

Carla Almeida Vivacqua³

RESUMO: Este artigo apresenta estudos de coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido que foram conduzidos com o objetivo de promover a clarificação de águas de lavagens de filtros (ALF) em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) a partir de experimentos de bancada e piloto. A efetividade da coagulação-floculação foi analisada a partir da flotabilidade dos agregados enquanto que ensaios de flotação foram investigados a partir da eficiência de saturação em bancada e taxa de recirculação. Os resultados indicaram que o pH e a concentração do coagulante representaram condições críticas na etapa de coagulação. As melhores respostas foram obtidas com dosagem de 8 mg.L⁻¹ de cloreto de polialumínio (CPA). A análise da interação da superfície dos microflocos gerados após adição de CPA na ALF, com os contra-íons presentes na solução, permitiu identificar que mecanismos aditivos à neutralização de cargas atuaram no sistema de coagulação-floculação. A variação do pH da ALF condicionada com 8 mg.L⁻¹ de Al⁺³, destacou a formação de espécies hidrolisáveis e a elevada atividade das cargas dos colóides indicou a ocorrência de mecanismos diferentes da neutralização de cargas na coagulação. A máxima clarificação se deu com dosagem de 12 mg.L⁻¹, razão de recirculação de 10%, tempo de floculação de 15 min e pH 6,5. Em configuração otimizada, mais de 11 quilogramas de sólidos podem ser removidos do sistema de tratamento em cada ciclo de lavagem em comparação com a sedimentação, o que implicaria em um aumento de 33% da carreira de filtração e na economicidade da estação.

Palavras-chave: Cloreto de polialumínio. Eficiência de remoção. Flotabilidade.

ABSTRACT: This paper presents results of coagulation, flocculation and dissolved air flotation studies that were conducted from bench experiments, validated in a pilot-unit. The experiments were conducted with the purpose of promoting the clarification of filter backwash water (FBW) of a Water Treatment Plant (WTP). The coagulation parameters were investigated from pH adjustments, aluminum chloride dosage and mixing time. The effectiveness of the coagulation was analyzed from the buoyancy of the aggregates. The flotation tests were investigated from the bench saturation efficiency and recirculation rate. The results indicated that the pH and coagulant concentration represented critical conditions in the coagulation step. The best responses were obtained with aluminum 8 mg.L⁻¹, by the use of polyaluminium chloride (PAC). The analysis of the null load point of the ALF microflocs generated after addition of CPA allowed to identify which mechanisms additive to the charge neutralization acted in the coagulation-flocculation system. The pH variation of ALF conditioned with

¹ Aluno do Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

² Professor Doutor do Programa de Pós-graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte.

³ Professora Doutora do Departamento de Estatística da Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

8 mg.L⁻¹ of Al³⁺, highlighted the formation of hydrolyzable species and the high activity of colloid charges indicated the occurrence of different mechanisms of the charge neutralization in the coagulation. The maximum clarification in the pilot unit occurred with a dosage of 12 mg.L⁻¹, recirculation ratio of 10%, flocculation time of 15 min and pH 6.5. Flotation presented a significant potential for the FBW, especially regarding the issue of solids removal from the system. More than 11 kilograms of solids can be removed from the treatment system in each backwash cycle compared to sedimentation, which would imply a 33% increase in the time between backwashes and the economy of the station. These benefits can impact water treatment plants in Brazil and worldwide.

Keywords: Polyaluminium chloride. Removal efficiency. Buoyancy.

1 ÁGUA DE LAVAGEM DOS FILTROS

As Estações de Tratamento de Água (ETA) são responsáveis por tornar a água *in natura* apta para o consumo humano, mediante a obediência restrita a padrões de potabilidade impostos por legislações específicas. As operações e processos utilizados nessas estações concorrem para a geração de resíduos, que se caracterizam como subprodutos do processo de tratamento (CHAVES, 2012).

Esses resíduos, conhecidos como lodos de ETA, são formados a partir da agregação dos sólidos presentes na água bruta em associação aos produtos químicos adicionados ao processo de tratamento, sendo majoritariamente provenientes da limpeza dos decantadores (ou eventualmente dos flotadores) e da lavagem dos filtros (LUSTOSA et al., 2017). Em uma ETA convencional, a lavagem dos filtros é a etapa com maior geração de resíduos em termos volumétricos enquanto que a limpeza dos decantadores (ou flotadores) produz a maior quantidade em termos mássicos. Nas ETA que funcionam sob a concepção de filtração direta com fluxo ascendente, o lodo é gerado pela lavagem dos filtros e descarga de fundo dos mesmos (LUSTOSA et al., 2017; FREITAS et al., 2010).

A água utilizada para a lavagem dos filtros, conhecida como água de lavagem dos filtros (ALF) pode representar cerca de 5%, ou mais, do volume global de água tratada em uma ETA convencional (FREITAS et al., 2010). A ALF pode ter características variadas, a depender da qualidade apresentada pela água *in natura* e da tecnologia de tratamento adotada, dos produtos químicos utilizados e suas dosagens e do método de limpeza das unidades filtrantes. Na maioria dos casos, a ALF possui baixa concentração de sólidos (0,01% a 0,1%), elevada umidade (>95%) e flocos na forma de hidróxidos metálicos normalmente leves e com baixa velocidade de sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; CHAVES, 2012; BOURGEOIS, 2004).

Em estações convencionais, a lavagem dos filtros ocorre em intervalos que geralmente variam de 12 a 72h, com duração entre 4 e 15 minutos, enquanto que em ETA do tipo filtração direta, o intervalo entre lavagens pode variar entre 4,5 a 12h. A carreira de filtração e a qualidade da água bruta afluente a ETA são fatores determinantes no tocante a concentração de sólidos e o volume de água gasto na lavagem dos filtros (CHAVES, 2012).

Em função dos grandes volumes gerados e dos elevados custos de implantação e operação das estações de tratamento de resíduos (ETR), a prática comumente adotada no Brasil para o descarte da ALF tem sido o lançamento do resíduo sem tratamento em corpos aquáticos próximos às ETA, prática essa ilegal, uma vez que a NBR 10004 (ABNT, 2004) classifica os lodos de ETA como resíduos sólidos e o lançamento *in natura* de tais resíduos no meio ambiente é vedado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

2 SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS

Devido à escassez crescente de mananciais com condições adequadas ao consumo humano, a tentativa de minimização de impactos ambientais e à busca pela economia da água, tem crescido o interesse pela recirculação da ALF para a linha de tratamento. Essa recirculação pode ser direta ou indireta, a depender da existência de tratamento prévio antes do retorno do resíduo à estação. Segundo Freitas et al. (2010), a prática da recirculação direta pode introduzir perigos no processo de tratamento, implicando em riscos à saúde humana, em virtude da presença de microrganismos que podem não ser retidos nos filtros e resistirem à etapa de desinfecção. Além disso, o encaminhamento direto da ALF para o início do tratamento pode recircular ferro, manganês, precursores dos trihalometanos e outros elementos com potencial contaminante presentes na ALF. Desta forma, a clarificação da ALF seguida pelo aproveitamento da fase líquida e destinação final dos sólidos se apresenta como uma alternativa ambientalmente segura e tecnicamente viável para o resíduo em questão (USEPA, 2002).

As tecnologias de tratamento para a ALF devem ser compatíveis com as condições locais, destacando-se aspectos financeiros, a disponibilidade de área, a existência de mão-de-obra qualificada para operação e manutenção, a quantidade de lodo produzido e a qualidade da água bruta. Em cada ETA, os métodos de tratamento devem ser basear em estudos prévios de alternativas viáveis do ponto de vista técnico e ambiental, além de considerar a sustentabilidade da solução adotada. As tecnologias utilizadas resumem-se basicamente na separação das fases líquidas e sólida, com o aumento da concentração dos sólidos no material sedimentado por clarificação, adensamento e desidratação, de maneira que seja possível o reúso do sobrenadante e a disposição final do material sedimentado (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

As lagoas de sedimentação são as unidades de tratamento mais utilizadas para a ALF, permitindo a clarificação, adensamento e desaguamento do lodo. Todavia, em função do elevado tempo de detenção requerido pelas lagoas, aumenta-se a possibilidade da alteração das propriedades do lodo, facilitando a liberação de contaminantes para o sobrenadante. Além disso, devido às grandes áreas de implantação, a proliferação de algas torna-se um problema comum para esse tipo de solução (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). Dentre as alternativas para o tratamento da ALF está a coagulação-floculação-flotação por ar dissolvido (FAD).

2.1 COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

A coagulação consiste nas ações físicas e reações químicas de rápida duração entre o coagulante utilizado, geralmente um sal de alumínio ou de ferro, a água e as impurezas presentes, resultando na desestabilização química das partículas. Diversos fatores podem interferir na etapa de coagulação, com destaque para a alcalinidade da água, a natureza e o tamanho das partículas coloidais e o tipo e a dosagem dos produtos químicos utilizados. A otimização dos parâmetros relacionados à coagulação, com destaque para o pH e à dose do produto químico utilizado, é de fundamental importância para a eficiência do processo (LIBÂNIO, 2016).

Segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2017), a coagulação resulta da ação individual ou combinada de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e formação de pontes, adsorção e neutralização de cargas e varredura. Na compressão da camada difusa, a desestabilização das partículas

coloidais ocorre pela adição de íons de carga contrária. A desestabilização decorre da grande concentração de cargas positivas que causam excesso de íons na camada difusa, fazendo com que haja a redução do volume de sua esfera para manter-se eletricamente neutra, reduzindo o potencial elétrico e predominando assim a força de Van de Waals.

O mecanismo de formação de pontes é usual em sistemas nos quais são adicionados compostos orgânicos de cadeia longa (polieletrólitos). A interação entre os sítios ativos destas macromoléculas e os coloides resultam na sua aglomeração. A adsorção e neutralização das cargas ocorre pela adição de espécies químicas com cargas contrárias à superfície dos coloides que são capazes de se adsorverem na superfície das partículas, reduzindo a repulsão entre elas. Nesse mecanismo, os flocos formados apresentam características propícias à flotação (tamanho relativo pequeno, hidrofobicidade e cargas neutralizadas). No mecanismo de varredura, as concentrações de coagulantes são elevadas, de modo que o produto de solubilidade dos hidróxidos produzidos é sobrepassado. Devido ao tamanho e a estrutura (aberta), os flocos formados no mecanismo de varredura são propícios à flotação e sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

Complementar à etapa de coagulação, a floculação corresponde à agitação lenta responsável pela colisão das partículas anteriormente coaguladas visando o crescimento do floco e sua posterior remoção na FAD. Os parâmetros gradiente de velocidade e tempo de detenção hidráulico, além da eficiência de coagulação, constituem-se como os principais fatores intervenientes para essa etapa (LIBÂNIO, 2016).

2.2 FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

A FAD apresenta as seguintes vantagens quando comparada às lagoas de sedimentação: inicialização rápida do processo, maior versatilidade operacional, maior adensamento do lodo, baixa sensibilidade à variação da vazão afluente, maior eficiência de clarificação da água e menor requisito de área em função do baixo tempo de detenção. Em contrapartida, a FAD requer mão-de-obra qualificada e manutenções com intervalos menores que as realizadas nas lagoas. Afora isso, a FAD apresenta maiores custos operacionais que a sedimentação quanto ao consumo energético (CHAVES, 2012; TESSELE, 2005).

Eades et al. (2001) verificaram a adequabilidade da FAD no adensamento de ALF por meio de uma planta piloto instalada em ETA nos Estados Unidos. Os resultados apontaram elevada eficiência na remoção de turbidez, com valores menores que 1 UNT facilmente obtidos quando a turbidez inicial excedia 50 UNT, necessidade de baixas doses de polímero para a formação de flocos propícios à flotação e baixa razão de recirculação para um desempenho satisfatório (5%).

Chaves (2012) desenvolveu uma unidade piloto de floco-flotador por ar dissolvido (FFAD) para o tratamento da ALF da ETA Gavião, localizada no Ceará. Os resultados mostraram elevada eficiência na remoção de turbidez (98%), coliformes fecais (98%), cor aparente (97,6%), DQO (92,6%) e alumínio (84,1%). Com base nos resultados, concluiu-se que a ALF tratada pela unidade de FFAD atendeu aos padrões de lançamento para corpos aquáticos impostos por legislações específicas.

Na FAD, as partículas sólidas são removidas da fase líquida fazendo-as flutuar por meio da redução da densidade das partículas pela adesão dessas com pequenas bolhas de ar. Nesse processo, as bolhas de ar são geradas pela súbita redução de pressão na corrente líquida saturada de ar, proveniente da câmara ou tanque de saturação. A otimização da FAD aplicada a clarificação de efluentes envolve o conhecimento dos fenômenos físico-químicos interfaciais, bem como dos mecanismos

envolvidos na geração de bolhas e nas etapas de condicionamento e separação (TESSELE et al., 2005).

2.2.1 Parâmetros de operação da flotação por ar dissolvido

Além da coagulação e floculação, outro fator primordial para a eficiência dos microprocessos envolvidos na FAD é a forma de produção e distribuição de tamanho de bolhas. Tessele et al. (2005) afirma que na FAD para tratamento de águas, as microbolhas devem ter diâmetro na faixa compreendida entre 10 e 100 μm , sendo elas formadas por restrições de fluxo, a exemplo do que acontece em válvula tipo venturi ou de agulha. A captura dos flocos aumenta com a diminuição do tamanho de bolhas e com o aumento do tamanho das partículas, dependendo do fluxo da área superficial de bolhas disponível, de parâmetros hidrodinâmicos, fatores termodinâmicos associados à interação hidrofóbica entre bolhas e partículas e de fatores cinéticos como a energia mínima de colisão para destruir a camada líquida de água que antecede a adesão (TESSELE et al., 2005; RUBIO et al., 2001).

A pressão de saturação também se apresenta como um parâmetro de fundamental importância na eficiência da FAD. Para Di Bernardo et al. (2017), a pressão de saturação exerce forte influência no tamanho das bolhas, todavia, pesquisa conduzida por Rodrigues (2004) indicou que o tamanho médio e a distribuição de tamanho das microbolhas não são influenciados pela pressão de saturação no intervalo compreendido entre 294 e 588 kPa, mas sim pela quantidade de bolhas e pelo tempo de detenção da água na câmara de saturação. Rodrigues (2004) também constatou que a diminuição da tensão superficial da água aumenta consideravelmente (3 a 8 vezes) o número de microbolhas na FAD a baixas pressões de saturação (196 e 294 kPa).

De acordo com Reali et al. (2009), a relação ar/sólidos desempenha um papel importante na FAD, pois o desempenho do sistema de flotação depende da suficiência na quantidade de bolhas de ar para flotar os sólidos presentes na massa líquida, de forma que, se a quantidade de ar for insuficiente, haverá uma flotação parcial dos sólidos. Richter (2001) afirma que a quantidade de ar necessária para flotar uma suspensão é aquela em que a densidade do complexo ar-partícula é menor do que a densidade do líquido.

3 OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo investigar a técnica de coagulação associada à floculação e flotação por ar dissolvido (FAD) aplicada na clarificação de águas de lavagem de filtros (ALF) em estudo realizado em unidade piloto instalada em ETA localizada no Município de Extremoz-RN. O presente trabalho foi submetido em forma de artigo científico à Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, ISSN: 1809-4457, versão on-line, com classificação A2 na área de ciências ambientais.

4 METODOLOGIA

4.1 CENÁRIO DE INVESTIGAÇÃO

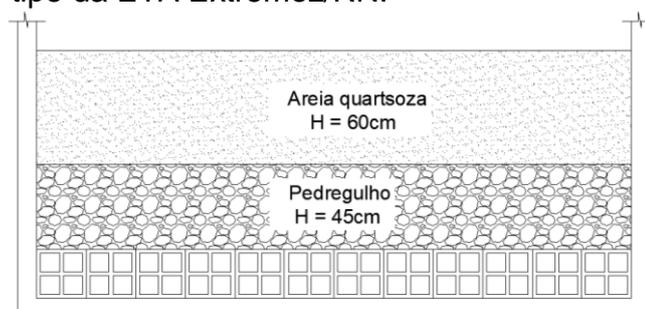
A ETA Extremoz é gerenciada e operada pela Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) e capta água da Lagoa de Extremoz, manancial pertencente a bacia hidrográfica do Rio Doce, com contribuições de águas subterrâneas e superficiais do Rio Guagirú ao Sul e do Rio Mudo ao Norte. A ETA, embora projetada e construída para funcionar por ciclo completo, atualmente funciona

sob a concepção de filtração direta em função da desativação dos flocladores e decantadores. A mudança na forma de operação da ETA foi justificada pela não formação de flocos sedimentáveis em virtude da baixa turbidez da água bruta (FREITAS, 2017).

Atualmente, a ETA trabalha 40% acima da sua capacidade inicialmente projetada (500L/s) e é composta por 4 filtros rápidos descendentes funcionando sob taxa reclinante variável com leito filtrante formado por areia quartzosa, pedregulho (camada suporte) e fundo do tipo bloco cerâmico Leopold (Figura 1). A carrega de filtração na ETA é padronizada em função das perdas de carga observadas pelo aumento do nível d'água nos filtros, oscilando entre 12 e 48 horas.

A retrolavagem dos filtros é realizada somente com água e são gastos cerca de 155 m³ de água tratada para cada ciclo de limpeza de um filtro. A ALF gerada é bombeada até uma lagoa de sedimentação com volume útil de 5000 m³ e 2500 m² de área superficial, onde após período de detenção, 64% do volume afluente à lagoa é recirculado para a linha de tratamento na ETA e 36% sofre processo de infiltração ou evaporação (BRITO; DUARTE; ARAUJO, 2018).

Figura 1 – Corte esquemático simplificado (leito filtrante, camada suporte e fundo tipo bloco Leopold) do filtro de fluxo descendente tipo da ETA Extremoz/RN.



Fonte: Autoria própria (2018).

4.2 PROCEDIMENTOS DE COLETA E ANÁLISES DAS AMOSTRAS

Para a realização dos estudos de coagulação-floculação-flotação em bancada, foram coletadas duas amostras de ALF com 20L cada, sendo essas coletas realizadas nos meses de outubro (Amostra 1) e novembro (Amostra 2) do ano de 2017. As amostras eram compostas por alíquotas (cerca de 4 litros) coletadas a cada minuto da lavagem, sendo 5 minutos o tempo de lavagem total. As amostras foram obtidas durante a lavagem dos filtros em poço de visita localizado próximo aos filtros.

A ALF coletada foi submetida aos ensaios de coagulação-floculação-flotação com os parâmetros razão de recirculação, pressão de saturação, tempo de agitação e gradiente de velocidade na coagulação e floculação para todas as doses testadas fixados em acordo com a Tabela 1. Os ensaios foram realizados com 1L da ALF coletada e o CPA utilizado foi fornecido pela CAERN (Cloro de Polialumínio, 23 % Al₂O₃, Beraca S/A). A verificação das melhores doses do coagulante foi baseada na comparação da ALF antes e após aplicação da coagulação-floculação-FAD quanto aos parâmetros associados a presença de partículas sólidas na água de estudo (turbidez, cor aparente e sólidos totais).

Tabela 1 – Parâmetros operacionais fixados para os estudos de coagulação em bancada.

Parâmetro operacional	Valor
-----------------------	-------

Tempo de mistura rápida (min)	2
Tempo de mistura lenta (min)	10
Pressão de saturação no vaso saturador (Kgf.cm ⁻²)	4
Razão de recirculação (%)	10

Fonte: Aatoria própria (2018).

Os tempos de mistura lenta e rápida foram adotados baseados em estudos de coagulação realizados por WIMMER (2008) enquanto que a pressão de saturação está dentro da faixa recomendada por Di Bernardo et al (2017) (250-500 kPa) para a geração de microbolhas com tamanho adequado à flotação. A razão de recirculação inicialmente adotada foi determinada em função de estudos realizados por Aisse et al (2001) onde se obteve altas eficiências na remoção de turbidez, sólidos suspensos, matéria orgânica e fósforo com razões de recirculação de 10% e 20%.

Para o desenvolvimento dos experimentos de coagulação-floculação-flotação na unidade piloto, as amostras foram coletadas semanalmente, entre o período de abril e junho de 2018. Para as coletas, foi utilizada uma bomba submersa portátil conectada a uma mangueira com sucção realizada diretamente no filtro em região próxima a calha coletora de ALF. Os ensaios na unidade piloto foram realizados com amostras de 2L em cada célula de flotação e o pH foi ajustado com o uso de Ácido Sulfúrico 0,1M ou Hidróxido de Sódio 0,1M, de acordo com o planejamento experimental.

Após a aplicação da FAD, as amostras eram armazenadas em recipiente de polietileno e conduzidas ao Laboratório de Saneamento Ambiental do IFRN campus Natal Central onde eram realizadas as análises físico-químicas para avaliação da eficiência de clarificação, sendo para isso analisados pH, turbidez, cor aparente, sólidos totais, sólidos em suspensão totais e alcalinidade. A Tabela 2 apresenta os testes realizados e os respectivos métodos utilizados.

Tabela 2 – Metodologias utilizadas para os testes realizados.

Variável	Método
pH	Potenciométrico
Turbidez	Turbidímetro
Cor aparente	Colorímetro
Sólidos totais	Estufa
Sólidos em suspensão totais	Gravimétrico
Alcalinidade	Potenciométrico

Fonte: Aatoria própria (2018).

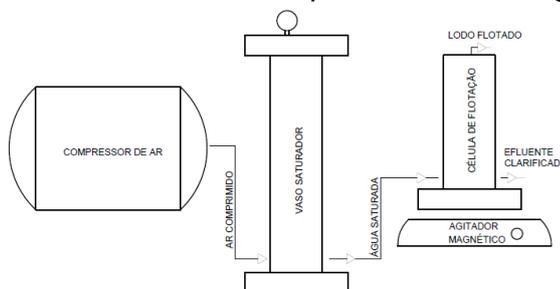
4.3 ESTUDOS DE COAGULAÇÃO (ESTUDOS DE BANCADA)

O coagulante utilizado nesta pesquisa foi o Cloreto de Polialumínio (CPA) com 23% de alumínio, sendo esse o mesmo utilizado na ETA. Preliminarmente, foram realizados ensaios de coagulação-floculação-FAD em bancada para definição da faixa de dose de CPA a ser testada nos experimentos na unidade piloto. Foram testadas 7 doses de CPA com variação de 0 a 15 mg.L⁻¹ (0, 2, 4, 6, 8, 10 e 15 mg.L⁻¹), sendo a escolha dessas concentrações iniciais baseada em estudos realizados por Freitas (2017) com a ALF da mesma ETA investigada nessa pesquisa.

Um flotateste de bancada composto por um vaso saturador com capacidade de 4L e uma célula de flotação graduada com capacidade para 1L fabricada em material

acrílico foi utilizado nessa investigação. Para a alimentação do vaso saturador, foi utilizado um compressor de ar modelo Pro Schulz Profissional CSV 10-2 HP, enquanto que para as misturas rápida e lenta nas etapas de coagulação e floculação, respectivamente, foi utilizado um agitador magnético. A Figura 2 apresenta um esquema do flotateste e demais equipamentos utilizados.

Figura 2 – Esquema do sistema de FAD de bancada Flotateste, com compressor de ar e agitador magnético.



Fonte: Autoria própria (2018).

Os experimentos de coagulação realizados na unidade piloto foram conduzidos com ajuste de pH usando soluções sob concentrações de $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ de NaOH e HCl e doses variadas de coagulante. A escolha dos níveis se deu em função dos resultados encontrados nos estudos preliminares.

4.3.1 Ponto de carga zero

Na presente pesquisa, o PCZ foi determinado para permitir a discussão acerca da influência da neutralização das cargas na formação dos flocos. O teste foi baseado no “experimento dos 11 pontos” apresentado por Deolin et al. (2013) e foi realizado no Laboratório de Análises de Água e Solos do IFRN *campus* São Paulo do Potengi.

Foram realizados dois testes para verificação da estabilidade de cargas entre a superfície dos sólidos presentes na água e os íons determinantes de potencial presentes no seio da solução (H^+ e OH^-). A primeira série experimental foi conduzida sem o uso de CPA e a segunda com a dosagem de 8 mg.L^{-1} (melhor condição de coagulação observada em estudos de bancada). O procedimento consistiu no ajuste inicial do pH da ALF para os valores 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 (8 pontos) com o uso de soluções de HCl ou NaOH $0,1\text{M}$. Após 24h de equilíbrio em banho termostático sob rotação constante de 30 RPM, o pH final das amostras foi registrado. O PCZ correspondeu à faixa no qual o pH se manteve constante, independentemente do pH inicial ($pH_{\text{final}} - pH_{\text{inicial}} = 0$), ou seja, o pH no qual a superfície comportou-se como um tampão. Os testes foram realizados em duplicata.

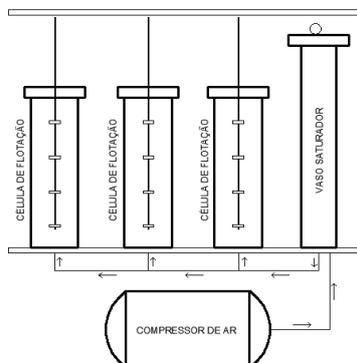
4.4 ESTUDOS DE FLOTAÇÃO (ESTUDOS PILOTO)

Os ensaios realizados na unidade semi-contínua de FAD instalada na ETA foram planejados com o intuito de investigar as condições operacionais para maximizar a clarificação da ALF. Para isso foram testados os fatores pH, tempo de floculação, razão de recirculação e dose de coagulante.

O flotateste instalado na ETA era composto por 3 células de flotação com capacidade de 5L cada e um vaso saturador com capacidade de 4L, ambos construídos em acrílico. Para a alimentação do vaso saturador foi utilizado um compressor de ar portátil modelo Twister CSA 7,8-20– 1,5 HP. A estrutura do flotateste continha ainda um motor que movimentava as três paletas metálicas (uma para cada

célula de flotação) acionado por um inversor de frequência. A Figura 3 apresenta um esquema do flotateste utilizado para os estudos de flotação.

Figura 3 – Esquema do sistema de FAD piloto instalado na ETA Extremoz.



Fonte: Autoria própria (2018).

Em virtude da pré-configuração do equipamento flotateste, foi adotado um gradiente de velocidade de 63 s^{-1} para a mistura lenta e 776 s^{-1} para a mistura rápida, com tempo de coagulação de 60 segundos. Os cálculos para a determinação dos gradientes foram baseados na equação apresentada por Richter (2009) (Equação 1). A rotação real das paletas metálicas instaladas nas colunas de flotação foi aferida com o uso de tacômetro. O tempo de floculação foi estabelecido em função do planejamento experimental (10 e 15min) e a pressão de saturação foi mantida em 5 bar para todos os ensaios.

$$G = 2,5 \times \sqrt{\frac{\rho \times g}{\mu \times V} \times [C_d \times (1-K)^3 \times n^3 \times b \times (l_1^4 + l_2^4 + \dots)]} \quad (1)$$

Onde:

ρ = densidade da água (Kg.m^{-3})

g = aceleração da gravidade (m/s^2)

μ = coeficiente de viscosidade (Kgf.m.s^{-1} ou $\text{Pa} = \text{N.s.m}^{-2}$)

V = volume da câmara em m^3

C_d = coeficiente de arrasto

K = relação entre a velocidade da água e das paletas, sendo 0,25 o valor normalmente adotado

n = velocidade de rotação em rps

l e b = dimensões das paletas em metros, sendo l a largura e b o comprimento

4.4.1 Verificação da eficiência de saturação

No intuito de investigar a precipitação de ar desprendido do sistema FAD após a saturação do ar, um sistema de determinação da eficiência de saturação foi desenvolvido nesse trabalho. O sistema se baseia nos métodos desenvolvidos por Bratby e Marais (1975) e sua configuração permite determinar o volume de ar desprendido para determinado volume de água saturada alimentada no sistema. A Figura 4 ilustra a configuração da unidade montada em laboratório. Os resultados foram expressos pela relação entre o volume de ar desprendido e aprisionado na coluna “B”, e o volume de água que transborda no recipiente “C”. A eficiência de saturação foi determinada pela Equação 2.

Figura 4 - Sistema de determinação da eficiência de saturação de ar em água.



Fonte: Autoria própria (2018).

$$Ef_{ar} (\%) = \left(\frac{V_1}{\frac{V_2}{X_H}} \right) * 100 \quad (2)$$

Onde:

V₁: Volume de ar despreendido na coluna B após a despressurização da água saturada por válvula agulha

V₂: Volume de água inserida no sistema que transborda para o recipiente C

X_H: Volume de ar teórico dissolvido em água na pressão de saturação específica do experimento

4.5 PLANEJAMENTO DOS EXPERIMENTOS

Em função dos objetivos da pesquisa e dos estudos realizados em bancada, o planejamento experimental envolveu os fatores pH e dose de coagulante em três níveis (-1, 0, +1) e razão de recirculação e tempo de floculação em dois níveis (-1 e +1). A Tabela 3 apresenta os valores para cada nível adotado para a pesquisa. Os ensaios foram realizados em duplicata, agregados de acordo com o fator pH e planejados em fatorial completo, utilizando o critério kⁿ, onde “k” representa o número de níveis e “n” o número de fatores, resultando, para a presente pesquisa, em 72 ensaios (3² x 2² x 2 réplicas).

Tabela 3 – Variáveis controladas no processo de coagulação-floculação-flotação

Variável	Níveis		
	-1	0	+1
pH	6,0	6,5	7,0
Dose de coagulante (mg/L)	8,0	10,0	12,0
Razão de recirculação (%)	10	-	20
Tempo de floculação (min)	10	-	15

Fonte: Autoria própria (2018).

Para cada coleta semanal de ALF, foram realizados 9 experimentos na unidade piloto de FAD, com exceção da semana 7, onde foram realizados 18 experimentos. Ademais, para cada coleta semanal de ALF, foram coletadas uma amostra do efluente clarificado por sedimentação e da água bruta afluente à ETA.

4.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

A análise dos resultados foi realizada com base em estatística descritiva, com auxílio de gráficos e tabelas para uma interpretação mais simplificada. Além disso, foram elaborados gráficos de efeitos principais para a verificação da contribuição dos parâmetros na clarificação da ALF. A função desejabilidade (“desirability function”) foi empregada para a determinação das configurações ótimas (JEONG; KIM, 2009; FITRANTO; MIDI, 2012; ŞİMŞEK et al., 2013). Tal função transforma uma variável

estimada em um valor entre 0 e 1 (DERRINGER; SUICH, 1980). Quanto mais próximo do valor 1, mais desejável é a configuração correspondente. A desejabilidade global, outro valor entre 0 e 1, é definido como a combinação dos valores de desejabilidade individuais de cada variável (DERRINGER, 1994). Diagramas de caixas (“boxplots”) foram elaborados com o intuito de comparar a coagulação-floculação-FAD com a sedimentação. As análises estatísticas deste trabalho foram realizadas com o auxílio do software MINITAB.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ESTUDOS DE COAGULAÇÃO (ESTUDOS DE BANCADA)

A Tabela 4 apresenta a caracterização da ALF coletada para os estudos de coagulação em bancada. Os resultados indicaram que não houve grande flutuação nas características físico-químicas da ALF para o período estudado devido ao pequeno intervalo entre as coletas. Apenas houve destaque quanto ao aumento dos sólidos totais e cloretos na Amostra 2, em virtude do excedente de CPA utilizado na etapa de coagulação na ETA.

Tabela 4 – Características da ALF coletada para os estudos de coagulação em bancada.

Parâmetro	Amostra 1	Amostra 2
pH (-log[H ⁺])	6,95	6,87
Turbidez (uT)	89,00	86,60
Cor aparente (uC)	229,00	161,00
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	120,00	453,11
Cloretos (mg.L ⁻¹ Cl ⁻)	22,99	41,98
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	37, 3	37,3

Fonte: Autoria própria (2018).

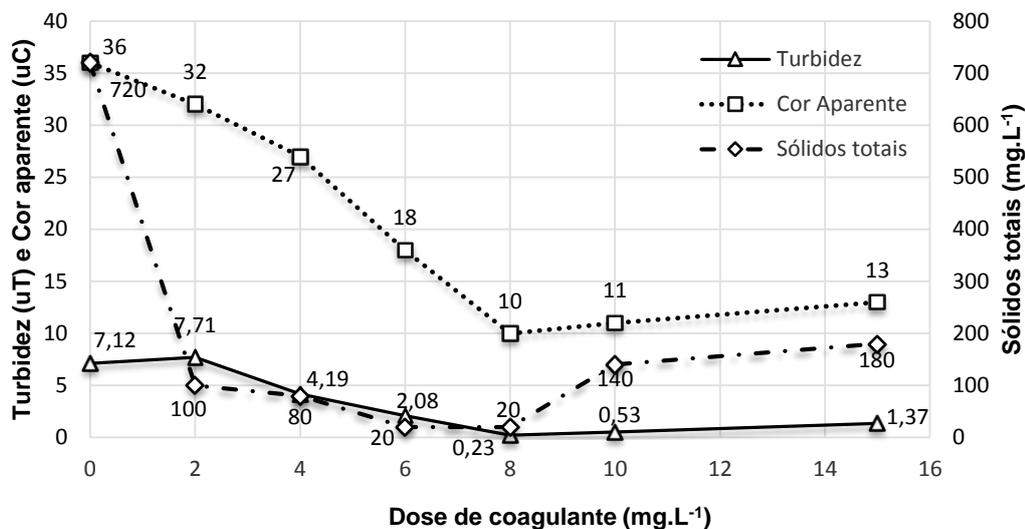
Os resultados dos parâmetros analisados após coagulação-floculação-FAD da amostra 1 estão reunidos na Tabela 5, enquanto a Figura 5 mostra a influência da dosagem de coagulante nas respostas de qualidade da água para os parâmetros turbidez, cor aparente e sólidos totais.

Tabela 5 - Resultado dos parâmetros analisados após coagulação-floculação-FAD na Amostra 1. Pressão de 4 kgf.cm⁻² e taxa de reciclo de 10%.

Parâmetro	Dosagem de CPA (mg.L ⁻¹)						
	0	2	4	6	8	10	15
pH [H ⁺]	7,13	7,22	7,08	7,04	6,82	7,02	6,56
Turbidez (uT)	7,1	7,7	4,2	2,1	0,2	0,5	1,4
Cor aparente (uC)	36	32	27	18	10	11	13
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	720,00	100,00	80,00	20,00	20,00	140,00	180,00
Cloretos (mg.L ⁻¹ Cl ⁻)	29,99	26,99	30,99	28,99	26,99	20,99	21,64
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	49,18	47,21	49,18	51,14	23,60	37,37	21,64

Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 5 – Influência da dosagem de CPA nos parâmetros turbidez, cor aparente e sólidos totais na amostra de ALF 1 tratada por coagulação-floculação-FAD.



Fonte: Autoria própria (2018).

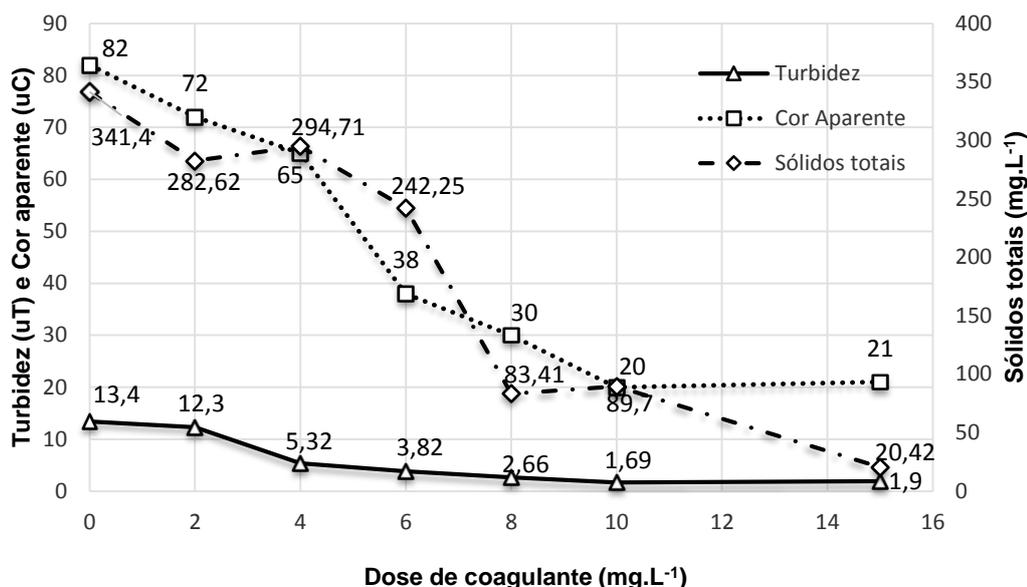
Os resultados dos parâmetros analisados após coagulação-floculação-FAD da amostra 2 estão reunidos na Tabela 6, enquanto a Figura 6 mostra a influência da dosagem de coagulante nas respostas de qualidade da água para os parâmetros turbidez, cor aparente e sólidos totais.

Tabela 6 - Resultado dos parâmetros analisados após coagulação-floculação-FAD na Amostra 2. Pressão de 4 kgf.cm⁻² e taxa de reciclo de 10%.

Parâmetro	Dosagem de CPA (mg.L ⁻¹)						
	0	2	4	6	8	10	15
pH [H ⁺]	6,82	6,91	6,87	6,93	6,85	6,85	6,62
Turbidez (uT)	13,4	12,3	5,3	3,8	2,7	1,7	1,9
Cor aparente (uC)	82	72	65	38	30	20	21
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	341,40	282,62	294,71	242,25	83,41	89,70	20,42
Cloretos (mg.L ⁻¹ Cl ⁻)	43,98	45,98	54,98	59,98	61,98	51,98	66,97
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	53,11	57,04	53,11	51,14	55,08	53,11	53,14
Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹ a 25°C)	286,7	265,8	267,4	275,9	269,9	274,3	285,6

Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 6 – Influência da dosagem de PAC nos parâmetros de Turbidez, cor aparente e sólidos totais na amostra de ALF 2 tratada por coagulação-floculação-FAD.



Fonte: Autoria própria (2018).

A partir dos resultados obtidos, observa-se que houve redução significativa dos parâmetros turbidez, cor aparente e sólidos totais a medida em que se incrementou a dose de CPA. Na amostra 1, o melhor resultado foi obtido na dosagem de 8 mg.L⁻¹ para os três parâmetros analisados. Essa constatação está de acordo com o observado por Freitas (2017) em estudos de jarteste com a ALF da mesma ETA investigada nesta pesquisa, onde a coagulação com CPA na dose de 8 mg.L⁻¹ resultou na melhor condição analisada.

Destaca-se a perda na eficiência de captura de flocos na dosagem a partir de 10 mg.L⁻¹, possivelmente, em decorrência da inversão de cargas da superfície dos flocos provocada pelo excesso de Al⁺³. Esse comportamento não foi observado no tratamento da água coletada na campanha 2. Aditivamente, foi observado o discreto incremento da alcalinidade na água após o tratamento da campanha 2. Esse resultado representa um indicativo que o CPA dosado na segunda campanha de tratamento foi consumido pela presença de espécies iônicas que impediram a ação dos íons Al⁺³ na neutralização de cargas e justificando maiores índices de turbidez na água tratada nessa campanha.

5.1.1 Ponto de carga zero

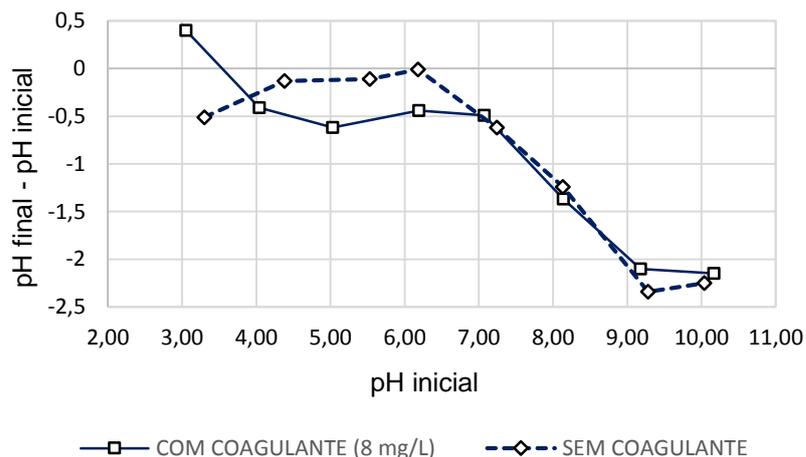
Um dos principais mecanismos envolvidos com a coagulação de sistemas coloidais em águas e efluentes é a neutralização das cargas superficiais dos contaminantes envolvidos. Pela complexidade envolvida na determinação direta das cargas de sistemas particulados, os experimentos desenvolvidos nesse trabalho foram conduzidos no intuito de investigar a interação das partículas presentes na ALF com os íons determinantes de potencial do seio da solução e compreender, a partir desse aspecto, o grau de neutralização das cargas de superfície provocado pela dosagem do CPA.

Os resultados são apresentados na Figura 7 e indicam que as partículas presentes na ALF apresentavam carga de superfície neutra em pH próximo a 6,5, indicando uma propensão a agregação por neutralização de cargas nessa faixa de pH. Em contraste, após a adição de CPA na concentração de 8 mg.L⁻¹, a superfície dos coágulos apresentou forte atividade com a interação com os íons determinantes de pH. Esse fenômeno pôde ser observado com maior intensidade na faixa de pH

entre 4 e 5 em função da formação de espécies poliméricas complexas de alumínio (SILVA, 2011).

A acidificação da solução na presença de coágulos gerados com CPA indicou o forte consumo de íons hidroxila do seio da solução e a formação de hidróxidos metálicos responsáveis pela coagulação do sistema particulado na ALF. Esses resultados indicaram que mecanismos aditivos à neutralização de cargas predominaram no sistema investigado. Os resultados foram validados em experimentos duplicata.

Figura 7 – Perfil de interação de íons determinantes de potencial com cargas da superfície de partículas presentes na ALF em função do pH.



Fonte: Autoria própria (2018).

Estudos desenvolvidos por Gonçalves et al (1997) apontaram a presença do mecanismo de varredura em adição ao de adsorção-neutralização de cargas com o uso de sais de alumínio como coagulante em estudos realizados com lodos de ETA. Segundo o autor, é necessária uma caracterização química detalhada do lodo para identificação dos mecanismos de coagulação predominantes, mediante a quantificação de alumínio sob a forma de hidróxido no lodo. Costa et al (2005) comenta que o mecanismo de varredura ocorre geralmente nas ETA de ciclo completo enquanto que o de adsorção-neutralização é típico em ETA que funcionam sob a concepção de filtração direta. Os autores ainda comentam que os mecanismos de coagulação são capazes de gerar lodos com características diferentes. Desta forma, o conhecimento dos mecanismos predominantes pode auxiliar na escolha da tecnologia mais adequada para tratamento de lodos de ETA.

5.2 ESTUDOS DE FLOTAÇÃO (ESTUDOS NO PILOTO)

Para a análise da eficiência de tratamento por FAD, a ALF foi caracterizada com o auxílio de estatística descritiva conforme apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 – Caracterização da ALF utilizada nos estudos na unidade piloto.

Parâmetro	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
pH (H ⁺)	6,2	6,5	7,0	0,30
Turbidez (uT)	28	59	90	18,69
Cor aparente (uC)	106	271	460	110,66

Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	104	203	372	107,49
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	64	74	88	7,87
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	35	44	67	14,03

Fonte: Autoria própria (2018).

Os resultados indicaram flutuação nas características físico-químicas da ALF, com destaque para a cor aparente e sólidos totais. Essa flutuação ocorreu em virtude da variação das características da água *in natura* por influência direta da alteração de fatores climáticos, como incidência solar e precipitação pluviométrica, e das alterações das carreiras de filtração durante o período de estudo.

A Tabela 8 apresenta os resultados dos ensaios na unidade semi-contínua de FAD em função das eficiências de remoção dos parâmetros associados à clarificação escolhidos para a pesquisa.

Tabela 8 – Eficiências de remoção das variáveis de resposta utilizados na pesquisa após aplicação da FAD (%).

Parâmetro	Mínimo	1º quartil	Mediana	Média	3º quartil	Máximo	Desvio Padrão
Turbidez (uT)	45	73	80	77	83	88	9,37
Cor aparente (uC)	24	72	77	72	81	86	13,58
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	-273	-64	-10	-22	33	83	60,88
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	17	74	79	79	85	98	9,02

Fonte: Autoria própria (2018).

Com base nos resultados obtidos, observa-se que 75% dos ensaios realizados obtiveram eficiência de remoção acima de 70% para as variáveis turbidez, cor aparente e sólidos suspensos totais (valores do 1º quartil) e que, para as mesmas variáveis, 50% dos ensaios obtiveram eficiência acima de 75% e 25% obtiveram eficiência acima de 80% (valores do 3º quartil). Os valores máximos apontaram eficiência de 88% para remoção de turbidez, 86% para cor aparente, 83% para sólidos totais e 98% para sólidos suspensos totais.

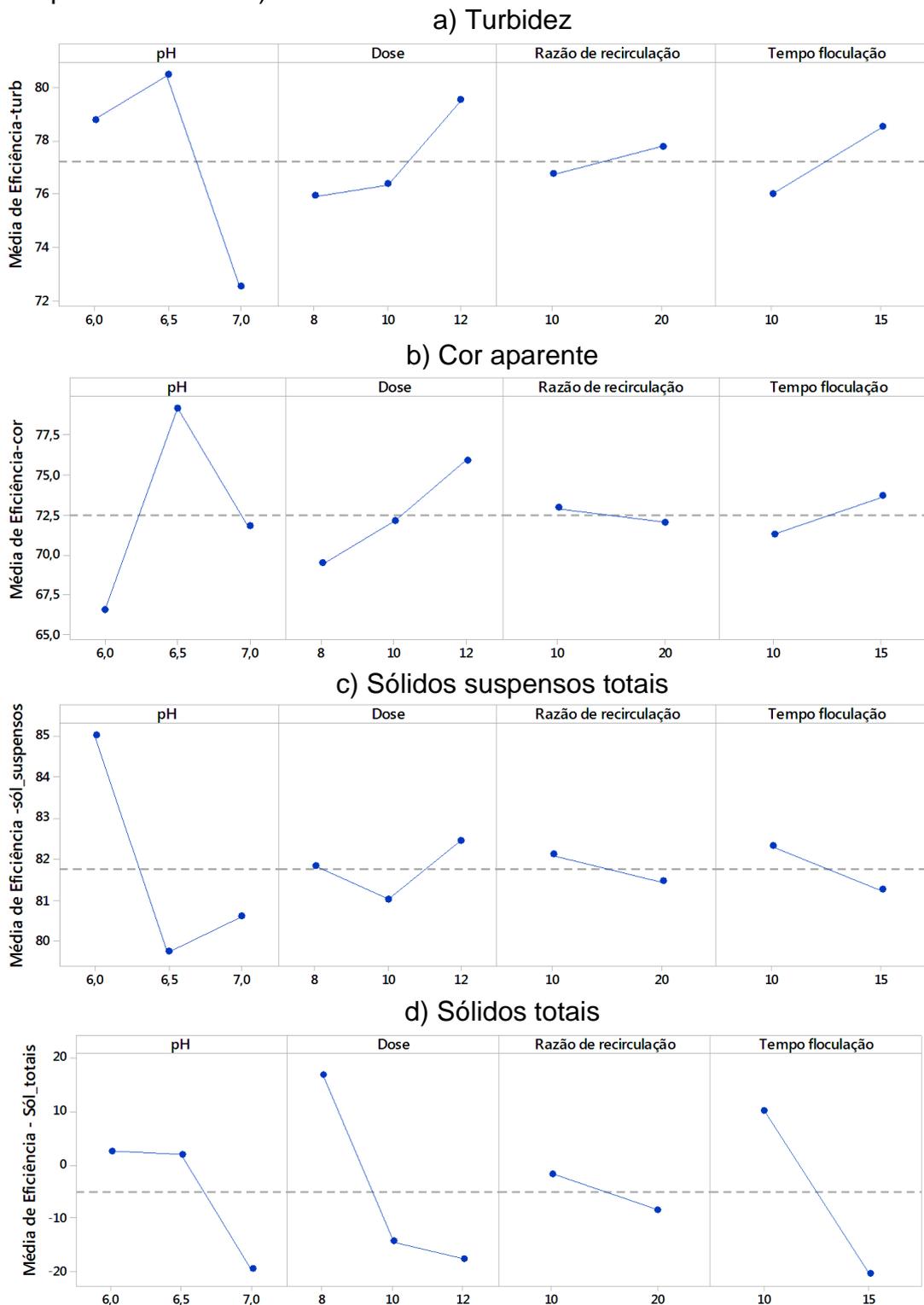
Chaves (2012), em pesquisa realizada com a ALF em ETA no Estado do Ceará, também encontrou elevadas eficiências na clarificação da ALF em uma unidade piloto de Floco-flotação. O sistema apresentou 99,2% de eficiência média na remoção de turbidez, 97,6% para cor aparente e 90,6% para sólidos suspensos. As elevadas eficiências de clarificação apontam a viabilidade técnica do emprego da FAD no tratamento de ALF.

5.2.1 Eficiências de remoção x efeitos principais

A Figura 8 apresenta os gráficos de efeitos principais para os fatores e níveis utilizados na pesquisa em função das eficiências médias de remoção para turbidez, cor aparente, sólidos suspensos totais e sólidos totais. Há um efeito principal quando diferentes níveis de um fator afetam a resposta de maneira diferente. Graficamente, isso acontece quando não se observa horizontalidade na linha representada. Quanto maior a inclinação da linha, maior é a magnitude do efeito principal. A linha de

referência (tracejada) representa a média de eficiência global de remoção para o parâmetro em destaque.

Figura 8 – Efeitos principais para os níveis e fatores pré-determinados em função das eficiências médias de remoção de a) Turbidez b) Cor aparente c) Sólidos suspensos totais e d) Sólidos totais.



Fonte: Autoria própria (2018).

Com base nos gráficos, pode-se observar que o pH foi o fator de maior influência na remoção de todos os parâmetros analisados (maior inclinação da linha

em comparação aos demais fatores). Além do pH, os demais fatores exerceram influência na clarificação da ALF, todavia em menor magnitude (menor inclinação da linha), com destaque para a dose de coagulante.

Os gráficos também indicam que os níveis correspondentes às melhores remoções dentro de um fator, diferem a depender do parâmetro analisado, a exemplo do que acontece com o pH, onde a maior eficiência média de remoção para cor aparente e turbidez é observada no pH 6,5, enquanto que para sólidos suspensos totais e sólidos totais, esse valor é obtido no pH 6,0. Em função desse comportamento observado, a abordagem da função desejabilidade foi utilizada nesse estudo.

Quanto aos demais fatores, as maiores eficiências médias de remoção foram obtidas na dose 12 mg.L^{-1} , com exceção para o parâmetro sólidos totais (8 mg.L^{-1}), na razão de recirculação de 10%, com exceção para o parâmetro turbidez (20%) e no tempo de floculação de 15 min para turbidez e cor aparente e 10 min para sólidos suspensos totais e sólidos totais.

Diante dessa variabilidade, valores individuais e globais da função desejabilidade foram calculados pelo software MINITAB para a identificação da configuração ótima. A clarificação máxima foi obtida na configuração correspondente ao pH 6,5, dose de coagulante de 12 mg.L^{-1} , razão de recirculação de 10% e tempo de floculação de 15 min.

5.2.2 Eficiência de saturação

Os resultados expressos na forma percentual de eficiência de saturação são mostrados na Tabela 9. A partir dos parâmetros de saturação estabelecidos pela lei de Henry, os resultados indicaram que há deficiência na etapa de geração de bolhas para o sistema de saturação investigado.

De acordo com a Lei de Henry, em determinada temperatura, uma máxima fração molar de gás dissolvido em água depende da sua pressão parcial exercida na fase líquida. Após o estágio de solubilização de ar em água sob pressões superiores as condições atmosféricas naturais, a água pressurizada é conduzida por um sistema de constrição de fluxo onde o ar previamente saturado se desprende na forma de micro e nanobolhas. A eficiência desse sistema implica na garantia da etapa de interação bolha-partícula e da adequada relação ar/sólido na coluna de flotação, parâmetros operacionais determinantes em sistema de flotação aplicados ao tratamento de água (ETCHEPARE et al., 2017).

Tabela 9 - Parâmetros de eficiência de geração de bolhas em sistema FAD.

Pressão de saturação, kgf.cm^{-2}	Vol. Ar/ Vol. Água (Henry), $\text{mL}_{\text{ar}}/\text{L}$	Valores experimentais obtidos, $\text{mL}_{\text{ar}}/\text{L}$	Eficiência do sistema, %
4	72,1876	50	69
5	90,2345	65	72
6	108,2814	83,5	77

Fonte: Autoria própria (2018).

Os resultados obtidos nessa pesquisa destacaram que valores médios de eficiência de saturação foram da ordem 73% sob a temperatura de 27°C . A variação da pressão alterou discretamente a eficiência de geração de bolhas de modo que o aumento da pressão no vaso saturador justificou valores superiores de eficiência e maior rendimento energético, conseqüentemente. Outro aspecto determinante no incremento da eficiência se justifica pelo aumento da velocidade do fluido no constritor de fluxo, sob variações de pressões maiores. Maior turbulência implica em maior energia transferida para a água saturada com ar garantindo o desprendimento da

massa de ar dissolvida em água, na forma de microbolhas (FERIS; RODRIGUES; RUBIO, 1999).

5.3 FLOTAÇÃO X SEDIMENTAÇÃO

A Tabela 10 apresenta as eficiências de remoção encontradas para a sedimentação realizada com a ALF na ETA investigada.

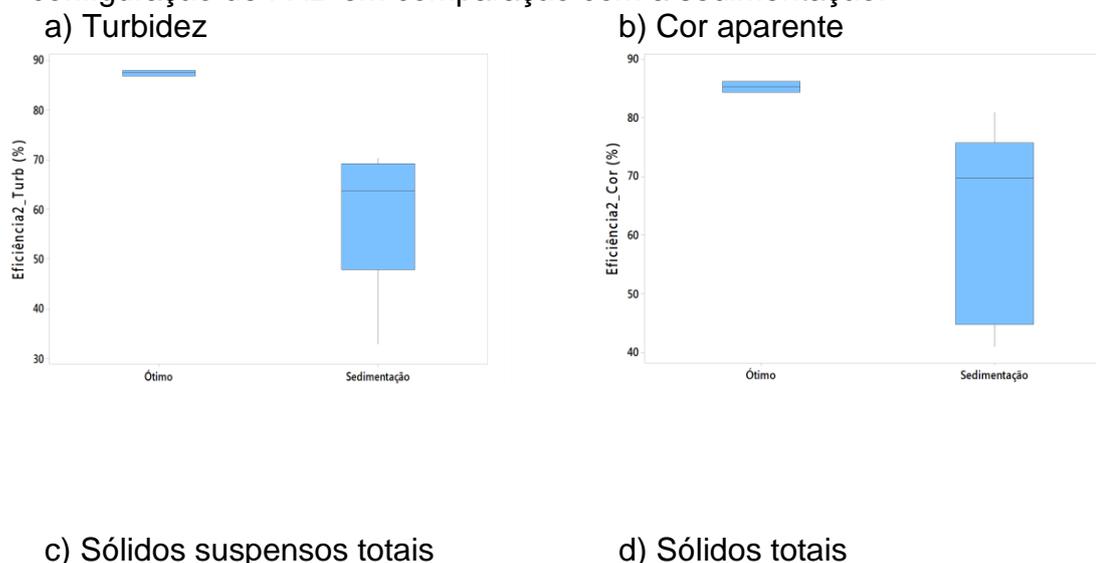
Tabela 10 – Eficiências de remoção (%) para a sedimentação.

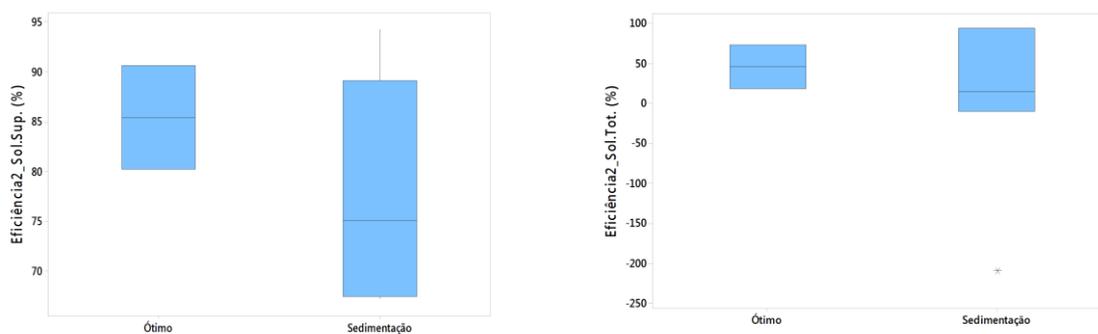
Parâmetro	Mínimo	1º quartil	Mediana	Média	3º quartil	Máximo	Desvio Padrão
Turbidez (uT)	33	44	59	55	66	70	15,36
Cor aparente (uC)	41	45	66	62	75	81	16,06
Sólidos totais (mg/L)	-211	-10	11	4	64	95	96,62
Sólidos suspensos totais (mg/L)	67	70	75	78	84	94	10,06

Fonte: Autoria própria (2018).

Com base nos resultados obtidos, observa-se que 75% dos ensaios realizados obtiveram eficiência de remoção acima de 43% para as variáveis turbidez, cor aparente e sólidos suspensos totais (valores do 1º quartil) e que, para as mesmas variáveis, 50% dos ensaios obtiveram eficiência acima de 58% e 25% obtiveram eficiência acima de 65% (valores do 3º quartil). Os valores máximos apontaram eficiência de 70% para remoção de turbidez, 81% para cor aparente, 95% para sólidos totais e 98% para sólidos suspensos totais. A Figura 9 traz os diagramas de caixas (“boxplots”), criados para comparar as eficiências de remoção encontradas para a sedimentação (diagrama direito) e a melhor configuração obtida para a FAD (diagrama esquerdo) para os parâmetros investigados na pesquisa.

Figura 9 – Diagramas de caixas para as eficiências de remoção de a) Turbidez b) cor aparente c) sólidos suspensos totais e d) sólidos totais obtidas na melhor configuração de FAD em comparação com a sedimentação.





Fonte: Autoria própria (2018).

Os diagramas da Figura 9 e as eficiências apontadas na Tabela 10 indicam que a eficiência média de remoção da configuração ótima obtida na FAD tende a ser superior em comparação com as eficiências médias encontradas na sedimentação para todos os parâmetros investigados, com destaque para a turbidez e cor aparente. A Tabela 11 apresenta o balanço de massa de sólidos totais e sólidos suspensos totais com base nas eficiências encontradas para a sedimentação (valores médios) e FAD (valores médios para a melhor configuração). Os cálculos foram baseados no volume de água tratada gasto para a lavagem de um filtro (155 m³) (Brito et al, 2018) e nos dados de qualidade obtidos na caracterização da ALF (Tabela 7).

Tabela 11 – Balanço de massa de sólidos totais e suspensos totais para a lavagem de um filtro da ETA Extremoz. Carga para um volume de 155 m³.

Tecnologia/ Parâmetro	Sólidos totais (Kg)			Sólidos suspensos totais (Kg)		
	Afluente	Efluente	Remoção	Afluente	Efluente	Remoção
Sedimentação	31,5	30,2	1,3	11,5	2,5	8,9
FAD	31,5	18,6	12,9	11,5	1,8	9,6

Fonte: Autoria própria (2018).

Os resultados apontam que a aplicação da FAD em configuração otimizada possibilitaria uma redução de 11,6 Kg de sólidos totais na alimentação dos sistemas dos filtros da ETA em comparação com a sedimentação, por processo unitário de lavagem, sendo desse valor, 0,7 Kg correspondente à parcela de sólidos suspensos totais. Essa redução, implicaria no aumento da carreira de filtração em 33% para os filtros da ETA investigada, uma vez que o acúmulo dos sólidos retidos nos poros do leito filtrante é responsável pela diminuição da capacidade filtrante, ocasionando aumento da turbidez na água filtrada, aumento da perda de carga e consequente encerramento da carreira de filtração. Os resultados encontrados para essa seção indicam o potencial clarificador do emprego da FAD no tratamento de ALF como alternativa a sistemas tradicionais de sedimentação largamente utilizados em ETA.

6 CONCLUSÕES

Os estudos de coagulação em bancada evidenciaram que a dose de coagulante e o pH se apresentaram como condições críticas à efetividade do processo. A dosagem de 8 mg.L⁻¹ de CPA conduziu a ALF aos menores valores remanescentes de turbidez (0,2 uT), cor aparente (10 uC) e sólidos totais (20 mg.L⁻¹)

após emprego de coagulação-floculação-FAD. Os experimentos de ponto de carga zero indicaram a presença de mecanismos de coagulação aditivos a neutralização de cargas, que predominaram no sistema investigado após adição de CPA na dose de 8 mg.L⁻¹.

Diante dos resultados obtidos nos estudos de FAD na unidade piloto, pode-se concluir que o emprego da técnica apresentou elevada eficiência na clarificação do resíduo. As eficiências de remoção alcançaram valores de 88% para turbidez, 86% para cor aparente, 86% para sólidos totais e 98% para sólidos suspensos totais. Todos os fatores investigados afetaram a resposta de qualidade da água, com destaque para o pH, sendo a clarificação máxima obtida na configuração com pH 6,5, dose de coagulante de 12 mg.L⁻¹, razão de recirculação de 10% e tempo de floculação de 15min.

Observou-se também que a FAD obteve desempenho superior a sedimentação para todos os parâmetros investigados, concluindo-se então que, a aplicação do processo em análise reduziria a contribuição de sólidos na alimentação dos sistemas de filtros da ETA em 11,6 Kg por processo unitário de lavagem, implicando no aumento da carreira de filtração em 33%.

Diante do destacado potencial para a clarificação de águas de lavagens de filtros, a coagulação-floculação-flotação apresenta-se como uma alternativa técnica que pode alcançar inúmeras estações de tratamento de água no Brasil e no mundo.

REFERÊNCIAS

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D. ; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORÊNCIO, L.; SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Aeração. In: CHERNICHARO, C. A. L.; Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. **FINEP/PROSAB**, 2001. 544 p.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Associations**. Washington, D.C.: APHA, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm 2011>. Acesso em: 23 ago. 2018.

BRITO, T. M.; DUARTE, M. A. C.; ARAUJO, A. L. C. Caracterização quali quantitativa dos resíduos gerados em ETA de Filtração direta em escala real. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., 2018, Foz do Iguaçu. **Anais eletrônicos do XIV SIBESA**. Foz do Iguaçu: Abes, 2018. p. 1 - 9.

BRATBY, J; MARAIS, G. V. Saturator performance in dissolved-air (pressure) flotation. **Water Res**, v. 9, n.11, p. 29–36, 1975.

BURGEQUIS, J. C.; WALSH, M. E; GAGNON, G. A.. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**, [s.i.], v. 38, n. 5, p.1173-1182, mar. 2004.

CHAVES, K. O. **Desenvolvimento e aplicação de sistema de floco-flotação por ar dissolvido para tratamento da água de lavagem do filtro da ETA gavião**. 2012. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) □ Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

COSTA, E. R.; VIANA, J. H.; COELHO, E. R. Estudo da recuperação de lodo de estações de tratamento de água considerando os mecanismos de coagulação e diversos coagulantes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande **Anais...** Campo Grande:ABES, 2005.

DEOLIN, M. H. S. et al. Obtenção do ponto de carga zero de materiais adsorventes. In: Encontro Internacional de Produção Científica, 8., 2013, Maringá. **Anais eletrônicos**. Maringá: Cesumar, 2013. p. 1 - 4. Disponível em: <<https://www.unicesumar.edu.br/epcc-2013/trabalhos/>>. Acesso em: 20 ago. 2018.

DERRINGER, G. A balancing act: Optimizing a product's properties. **Quality Progress**, v. 27, p.51–57, 1994.

DERRINGER, G; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**, v. 12, p.214–219, 1980.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3. ed. São Carlos: LDiBe, 2017.

EADES, A.; BATES, B. J.; MACPHEE, M. J. Treatment of spent filter backwash using dissolved air flotation. **Water Science and Technology**, [s.i.], v. 43, n. 8, p.56-60, mar. 2001.

ETCHEPARE, E. et al. Nanobubbles: Generation using a multiphase pump, properties and features in flotation. **Minerals Engineering**, v. 112, p. 19-26, 2017.

FERIS, L.A.; RODRIGUES, R; RUBIO, J. Dissolved air flotation (DAF) performance at low saturation pressures. *Filtration and Separation*, v. 36, n.9, p. 61-65, 1999.

FITRIANTO, A.; MIDI, H. Multi-Response Optimization via Desirability Function for the Black Liquor DATA. **Journal of Science and Technology** , v.4, n. 1, p. 91-102, 2012.

FREITAS, D.G. **Efeitos da recirculação de água de lavagem de filtros em um sistema de filtração direta em escala de bancada**. 2017. 58 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

FREITAS, A. G. et al. Recirculação de água de lavagem de filtros e perigos associados a protozoários. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 1, p.37-46, jan. 2010.

GONÇALVES, R. F.; PIOTTO, Z. C.; RESENDE, M. B. Influência dos mecanismos de coagulação da água bruta na reciclagem de coagulantes em lodos de estações de tratamento de água. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais do XIX CBESA**. Foz do Iguaçu: Abes, 1997. p 2-15.

JEONG, I. J.; KIM, K.J. An interactive desirability function method to multiresponse optimization. **European Journal of Operational Research** **195**, p. 412–426, 2009.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas: Átomo, 2016.

LUSTOSA, J. B. et al. Tratamento e aproveitamento de água de lavagem de filtro em estação de tratamento de água. **Revista DAE**, São Paulo, v. 206, n. 2, p.44-61, maio 2017.

REALI, M. A. P.; PENETRA, R. G.; CARVALHO, M. E. Flotation Technique With Coagulant and polymer application applied to the post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating sewage. In: Latinamerican Workshop-Seminar on Anaerobic Digestion, 6., 2001, Recife. **Anais eletrônicos**. Recife: International Water Association, 2001. p. 1-4.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 2009.

RODRIGUES, R.T. **Desenvolvimento da técnica LTM-BSizer para a caracterização de bolhas e a avaliação de parâmetro no processo de flotação**. 2004. 132 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

RUBIO, J.; TESSELE, F.; PORCILE, P.A.; MARINKOVIC, E. Flotación como proceso de remoción de contaminantes: Principios básicos, técnicas y aplicaciones. **Revista Minerales**, v. 56, n. 242, p. 9-17. 2001.

SILVA, R. D. R. **Interações de íons sulfato com sais de alumínio em soluções ácidas. Estudos básicos e aplicações ambientais.** 2011. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ŞİMŞEK, B; TANSEL İÇ, Y.; H ŞİMŞEK, E. A full factorial design based desirability function approach for optimization of properties of C 40/50 concrete class. **Mathematical and Computational Applications**, v. 18, n. 3, p. 330-339, 2013.

TESSELE, F. et al. Polimento de efluentes de lagoa de estabilização por flotação a ar dissolvido. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental-CBESA, 23., 2005, Campo Grande. **Anais do 23° CBESA.** Campo Grande: Abes, 2005. p. 1 - 4.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Filter backwash recycling rule. **Technical guidance manual.** Washington, DC 166p. (EPA 816-R-02-014). Disponível em http://www.epa.gov/OGWDW/mdbp/pdf/filterbackwash/fbrr_techguidance.pdf>. Acesso em 23 jul. 2018.

WIMMER, A. C. S. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica.** 2008. 195f. Dissertação (Mestrado em ciência dos materiais e metalurgia) – Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2007.

ANEXO A □ COMPROVANTE DE SUBMISSÃO DE ARTIGO

Submission Confirmation

[Print](#)

Thank you for your submission

Submitted to
Engenharia Sanitária e Ambiental

Manuscript ID
ESA-2018-0112

Title
CLARIFICAÇÃO DE ÁGUAS DE LAVAGEM DE FILTROS EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA
POR COAGULAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Authors
Brazão, Abraão
Silva, Renato
Vivacqua, Carla

Date Submitted
30-Aug-2018

[Author Dashboard](#)

© Clarivate Analytics | © ScholarOne, Inc., 2018. All Rights Reserved.

ScholarOne Manuscripts and ScholarOne are registered trademarks of ScholarOne, Inc.

ScholarOne Manuscripts Patents #7,257,767 and #7,263,655.

[@ScholarOneNews](#) | [System Requirements](#) | [Privacy Statement](#) | [Terms of Use](#)