



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
CAMPUS ALTO PARAÓPEBA
CURSO DE ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS

Avaliação da Utilização de Coagulante/Floculante de Origem Vegetal no Tratamento de Efluente de Mineração

AUTORA: RAQUEL GOMES DE OLIVEIRA
ORIENTADORA: ISABEL CRISTINA BRAGA RODRIGUES

Ouro Branco - MG
Setembro/2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
CAMPUS ALTO PARAÓPEBA
CURSO DE ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS

Avaliação da Utilização de Coagulante/Floculante de Origem Vegetal no Tratamento de Efluente de Mineração

Raquel Gomes de Oliveira

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado em cumprimento às exigências
do Curso de Bacharelado em Engenharia de
Bioprocessos da Universidade Federal de
São João Del-Rei.

**Ouro Branco - MG
Setembro/2015**

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	3
2.1 - Objetivo Geral	3
2.2 - Objetivos Específicos.....	3
3. Revisão da literatura	4
3.1 - Aspectos gerais sobre a qualidade das águas	4
3.2 - Caracterização do problema	8
3.3-Processos de Coagulação e floculação para eliminação da turbidez de águas	9
3.3.1 - Mecanismos de Coagulação	10
3.3.2 - Coagulantes e Floculantes comumente utilizados.....	14
3.4 - Coagulantes e Floculantes em estudo.....	16
3.4.1 – Tanfloc SG®	17
3.4.2 - Solução de amido de milho como coagulante vegetal.....	19
4. Material e Métodos	22
4.1 - Ensaios com o Coagulante Polímero Cloreto de Alumínio (PAC 18) e o Floculante Mafloc BG100®	22
4.2 - Ensaio com o Tanfloc SG®.....	24
4.3 - Ensaio com solução de amido	26
5. Resultados e Discussão	27
6. Conclusões	38
7. Sugestões para trabalhos futuros	39
8. Referências Bibliográficas	40

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação por compressão da camada difusa (adaptado de RAVINA, 1993).....	11
Figura 3.2: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação por adsorção e neutralização de carga (adaptado de RAVINA, 1993).....	12
Figura 3.3: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação pelo mecanismo de varredura (RAVINA, 1993).	13
Figura 3.4: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação pelo mecanismo de adsorção e formação de pontes. Cada cadeia de polímero atrai várias partículas coloidais (RAVINA, 1993).....	13
Figura 3.5: Principal monômero da classe dos taninos extraído da casca da <i>Acácia mearnsi</i> (adaptado de MANGRICH <i>et al.</i> , 2014).	18
Figura 3.6: Estrutura polimérica do Tanfloc SG [®] (MANGRICH <i>et al.</i> , 2014).	19
Figura 3.7: Estrutura linear da Amilose que é formada por unidades de glicose unidas por ligações glicosídicas α -1,4 (A) e estrutura ramificada da amilopectina formada por unidades de glicose unidas por ligações glicosídicas α -1,4 e α -1,6 (B) (adaptado de DENARDIN <i>et al.</i> , 2009).....	20
Figura 4.1: Dosagens de coagulante e floculante em cada ensaio para a concentração de 1%.....	23
Figura 4.2: Dosagens de coagulante e floculante em cada ensaio para a concentração de 5%.....	23
Figura 4.3: Dosagens de coagulante e floculante em cada ensaio para a concentração de 10%.....	24
Figura 4.4: Dosagens de coagulante/floculante em cada ensaio para a concentração de 1%.	25
Figura 4.5: Dosagens de coagulante/floculante em cada ensaio para a concentração de 5%.	25
Figura 4.6: Dosagens de coagulante/floculante em cada ensaio para a concentração de 10%.	25

Figura 5.1: Porcentagem de redução de turbidez em função das concentrações do coagulante e floculante inorgânico (PAC e Mafloc BG100®), 1%, 5% e 10% (v/v) e das diferentes dosagens utilizadas nos ensaios Sendo, **1:** 2 mL de coagulante e 6 mL de floculante. **2:** 3 mL de coagulante e 9 mL de floculante. **3:** 4,0 mL de coagulante e 12 mL de floculante. **4:** 5,0 mL de coagulante e 15 mL de floculante. **5:** 6,0 mL de coagulante e 18,0 mL de floculante. **6:** 7,0 mL de coagulante e 21 mL de floculante. **7:** 1,5 mL de coagulante e 4,5 de floculante. **8:** 2,0 mL de coagulante e 6,0 mL de floculante. **9:** 2,5 mL de coagulante e 7,5 de floculante. **10:** 3,5 mL de coagulante e 10,5 mL de floculante. **11:** 4,5 mL de coagulante e 13,5 de floculante. **12:** 5,0 mL de coagulante e 15,0 mL de floculante. **13:** 0,5 mL de coagulante e 1,5 mL de floculante. **14:** 1,0 mL de coagulante e 3,0 mL de floculante. **15:** 1,5 mL de coagulante e 4,5 mL de floculante. **16:** 2,0 mL de coagulante e 6,0 mL de floculante. **17:** 2,5 mL de coagulante e 7,5 mL de flocualnte. **18:** 3,0 mL de coagulante e 9,0 mL de floculante. 27

Figura 5.2: Ensaio com coagulante PAC 18 e floculante Mafloc BG100® na concentração de 10%. Antes e depois da adição dos reagentes nas diferentes dosagens.....29

Figura 5.3: Porcentagem de redução de turbidez em função das concentrações do coagulante/floculante vegetal, Tanfloc SG®, 1%, 5% e 10% (v/v) e das diferentes dosagens utilizadas nos ensaios: **1:** 2 mL. **2:** 3 mL. **3:** 4,0 mL. **4:** 5,0. **5:** 6,0 mL. **6:** 7,0 mL. **7:** 1,5 mL. **8:** 2,0 mL. **9:** 2,5 mL. **10:** 3,5 mL. **11:** 4,5 mL. **12:** 5,0 mL. **13:** 0,5 mL. **14:** 1,0 mL. **15:** 1,5 mL.. **16:** 2,0 mL. **17:** 2,5. **18:** 3,0 mL.....30

Figura 5.4: Ensaios com Tanfloc na concentração de 10%. Antes e depois da adição do reagente nas suas diferentes dosagens.....31

Figura 5.5: Porcentagem de redução de turbidez em função da concentração da solução de amido de milho, 1% (m/v), e seus diferentes volumes adicionados: **1:** 2 mL. **2:** 3 mL. **3:** 4,0 mL.. **4:** 5,0. **5:** 6,0 mL. **6:** 7,0 mL.....32

Figura 5.6: Ensaios com solução de amido de milho na concentração de 1% antes e depois da adição da solução nas suas diferentes dosagens. 33

Figura 5.7: Porcentagem de redução de turbidez pela solução 1% (m/v) de amido de milho para as dosagens de 5,0 e 6,0 mL de solução, agitação de trinta minutos e tempo de decantação de 10 minutos e 24. Sendo: 1 e 3: 5,0 mL, 2 e 4: 6,0 mL. 34

Figura 5.8: Teste preliminar utilizando 50,0 mL da solução de amido de milho a 1% (m/v). 35

RESUMO

A qualidade das águas vem diminuindo cada vez mais devido ao lançamento de rejeitos nos cursos d'água e na deposição de sólidos inertes no solo que podem ser carregados para os corpos de água pelo escoamento superficial das águas pluviais. Atividades de lavra e processamento de minérios ocorrem em várias etapas e os efluentes gerados por estas operações não podem ser descartados em rios ou lagos sem o seu devido tratamento. Nas estações de tratamento de água e efluentes, é necessária a remoção do material particulado suspenso, que confere características de cor e turbidez, por meio de agentes coagulantes e floculantes. Este estudo permitiu analisar a utilização de dois polímeros naturais, Tanfloc SG[®] (coagulante a base de taninos) e solução de amido de milho comercial, em comparação ao coagulante e ao floculante de origem inorgânica, Policloreto de Alumínio (PAC 18) e Mafloc BG100[®], no tratamento de efluente de mineração. Os ensaios foram realizados em um *Jar Test*, utilizando-se diferentes diluições e dosagens dos coagulantes/floculantes. Após os ensaios mediu-se o pH do sistema e as medidas de turbidez final foram realizadas para comparação da eficiência no tratamento do efluente. Os resultados obtidos ao final dos ensaios indicaram que Tanfloc obteve o maior percentual de redução de turbidez (97%) comparado aos outros reagentes na mesma concentração de 1% (v/v). Além disso, o uso do Tanfloc gerou flocos de maiores tamanhos e, conseqüentemente, levando à maior velocidade de sedimentação. Com relação à solução de amido de milho, maiores dosagens e maior tempo de contato com o efluente são necessários para uma maior redução da turbidez. Os coagulantes inorgânicos proporcionam redução de turbidez significativa, sendo o melhor resultado, para a concentração 1% (v/v), igual a 96%. Porém, os coagulantes de origem vegetal são mais seguros à saúde humana e ao meio ambiente e, além disso, têm-se demonstrado eficientes no tratamento de água e efluentes.

Palavras chave: Tanfloc, Amido de Milho, Coagulante, Floculante.

1. Introdução

Atualmente as questões ambientais vêm se destacando nos meios de comunicação, nas ações governamentais e nas entidades educacionais. A limitação dos recursos hídricos é um fato preocupante, pois mesmo a água sendo um recurso renovável através de seu ciclo hidrológico, observa-se uma diminuição na qualidade das águas devido ao lançamento de rejeitos nos cursos d'água e na deposição de sólidos não inertes que podem contaminar o lençol freático por parte dos empreendimentos dos seres humanos (CERETTA, 2004).

A escassez dos recursos hídricos se faz presente na realidade brasileira devido ao fato de a distribuição ser heterogênea e pelo aproveitamento inadequado dos recursos. Para tanto, nas estações de tratamento de água e efluentes, é de extrema importância a remoção do material particulado suspenso que confere a água características de cor e turbidez, por exemplo, e se constitui veículo de transporte dos contaminantes orgânicos e inorgânicos (CARVALHO, 2005).

Para melhorar a qualidade das águas com elevados valores de turbidez, é necessário acelerar o processo de sedimentação das partículas por meio dos mecanismos de coagulação que se baseiam na desestabilização das partículas em suspensão e que se encontram dispersas no meio. Tal processo é conseguido por meio da adição de produtos denominados coagulantes e floculantes (CARVALHO, 2005).

Existem coagulantes de origem inorgânica e coagulantes de origem orgânica. Os coagulantes de origem orgânica dividem-se em polímeros orgânicos sintéticos e polímeros naturais. Os sistemas convencionais de tratamento de água empregam coagulantes inorgânicos, constituídos por sais de ferro e alumínio, os quais são efetivos na remoção de grande variedade de impurezas da água. A presença de alumínio na água tratada e no lodo gerado no processo dificulta a sua disposição no solo devido à contaminação e ao acúmulo deste metal (PIANTÁ, 2008; CORAL *et al.*, 2009).

O estudo de Cruz (2005 *apud* Piantá, 2008) busca avaliar a atuação dos coagulantes de origem vegetal no tratamento de efluentes. Os resultados deste estudo demonstram um tratamento mais adequado para o meio ambiente, quando comparado ao tratamento a base de coagulantes inorgânicos, uma vez que há uma menor contribuição de ânions sulfato ao efluente final, como no caso da utilização de sulfato de alumínio como coagulante, menor geração de massa de lodo e obtenção de um lodo orgânico de mais fácil eliminação e/ou disposição adequada (PIANTÁ, 2008).

Dentre os polímeros naturais, compostos derivados de taninos têm se demonstrado bastante eficientes como coagulantes no tratamento de águas e efluentes. O amido de milho, um polímero natural, também vem sendo estudado como coagulante vegetal no tratamento de águas e possui a vantagem de ser encontrado facilmente no mercado (CORAL *et al.*, 2009; MURAKAMI, 2012).

Assim, novas pesquisas de coagulantes/floculantes de origem vegetal, que sejam capazes de realizar o tratamento de águas residuárias de elevada turbidez e que proporcionem um tratamento igual ou mais eficiente que o dos coagulantes inorgânicos, são muito importantes não só pelo valor econômico agregado, mas também em relação à saúde da população e à conservação do meio ambiente (CORAL *et al.*, 2009).

O presente estudo tem por objetivo avaliar a atuação do Tanfloc SG[®] e da solução de amido de milho comercial, como coagulantes/floculantes de origem vegetal, no tratamento de efluente de mineração e comparar os resultados com aqueles obtidos para os reagentes inorgânicos comumente utilizados, o coagulante Policloreto de Alumínio (PAC) e o floculante Mafloc BG 100[®].

2. Objetivos

2.1 - Objetivo Geral

Avaliar e comparar a eficiência de coagulantes/floculantes orgânicos e inorgânicos na redução de turbidez de efluente de mineração.

2.2 - Objetivos Específicos

- Testar o coagulante químico Policloreto de Alumínio (PAC) e o floculante químico Mafloc BG 100[®], em diferentes concentrações, quanto à redução de turbidez de efluente de mineração
- Testar o coagulante/floculante de origem vegetal Tanfloc SG[®], em diferentes concentrações, quanto à redução de turbidez de efluente de mineração
- Testar a ação coagulante/floculante do amido de milho e avaliar a atuação deste reagente na remoção de turbidez de efluente de mineração

3. Revisão da literatura

3.1 - Aspectos gerais sobre a qualidade das águas

A água é um recurso natural essencial ao metabolismo dos seres vivos e de fundamental importância na manutenção da vida. Por suas características como excelente solvente, a água dissolve várias substâncias e torna possível todos os processos biológicos, além de possibilitar o transporte de nutrientes e produtos residuais. Por ser transparente à luz visível e aos maiores comprimentos da radiação ultravioleta, permite que a luz requerida para a fotossíntese alcance considerável profundidade nos corpos de água, garantindo a oxigenação necessária para a vida aquática. Dentre as suas mais diversas propriedades, a água também possui elevado calor específico, e dessa forma, pode absorver e liberar grande quantidade de calor por meio de pequenas variações de temperatura, possibilitando a manutenção da temperatura constante do organismo e impedindo variações bruscas na temperatura ambiente (BRAGA *et al.*, 2005; NELSON e COX, 2011).

Na Terra, a água distribui-se da seguinte maneira: 97% no mar, como água salgada, 2,2% nas geleiras e 0,8% como água doce, sendo que nesta última fração apenas 3% está na forma de água superficial, que é a forma de mais fácil extração para o abastecimento público (VON SPERLING, 1996). A disponibilidade da água vem diminuindo cada vez mais e alguns países já enfrentam a sua escassez. Este fato não se deve apenas à redução na quantidade de água na natureza, mas também à poluição da água utilizada para consumo humano e animal. A presente situação provoca desequilíbrio na cadeia alimentar e pode ser prejudicial à saúde dos seres vivos, demonstrando a grande importância de preservação deste recurso que está disponível para uso em uma pequena fração em nosso planeta (CARDOSO, 2011).

A água incorpora diversas impurezas que definem sua qualidade. Os fatores que interferem na qualidade da água são, portanto, as condições naturais tais como escoamento superficial e infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica, e a interferência de seres humanos, como a geração de despejos domésticos ou industriais (VON SPERLING, 1996).

O termo qualidade da água não se refere ao grau de pureza absoluto, mas sim as características físico-químicas e biológicas desta água. Um recurso hídrico apresenta diferentes substâncias que irão caracterizar as condições da água para sua possível utilização e através delas que se definem os parâmetros de qualidade da água (CERETTA, 2004).

A resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2005) estabelece cinco classes para as águas doces (classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4), quatro para as águas salobras (classe especial, 1, 2 e 3), e quatro para as salinas (classe especial, 1, 2 e 3), na qual cada classe é avaliada por um conjunto de condições e parâmetros de qualidade específicos ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros.

As variáveis de qualidade da água podem ser físicas, químicas e bacteriológicas. Das variáveis físicas tem-se cor, turbidez, temperatura, sólidos totais, sabor e odor. Os principais parâmetros químicos são pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, acidez, dureza, teores de ferro e manganês, cloretos, nitrogênio e fósforo. Das variáveis microbiológicas têm-se a presença de algas, bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos (CETESB, 2015).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pode ser compreendida como o parâmetro indicador da quantidade de oxigênio necessário para oxidar aerobiamente a matéria orgânica biodegradável presente na água, para uma forma inorgânica estável (CERETTA, 2004). Um elevado aumento no teor da DBO de um corpo d'água é provocado por despejos de origem predominantemente orgânica e a grande carga de matéria orgânica pode induzir ao esgotamento do oxigênio na água, o que provocará o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2015).

A demanda química de oxigênio (DQO) pode ser compreendida como o parâmetro que indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria

orgânica presente na água (CERETTA, 2004). É interessante avaliar a biodegradabilidade dos despejos utilizando-se a DQO conjuntamente com a DBO, já que nos testes da DQO, mede-se a matéria orgânica biodegradável e a matéria orgânica não biodegradável e na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, portanto, quanto mais o valor de DBO se aproxima do valor da DQO mais biodegradável será o efluente (CETESB, 2015).

A quantidade de oxigênio dissolvido (OD) nas águas naturais depende da temperatura, salinidade, turbulência e da pressão atmosférica. Os organismos aquáticos precisam de uma quantidade mínima, variável entre espécies, de oxigênio dissolvido, necessário para a manutenção de seus processos metabólicos. O oxigênio dissolvido é um dos principais parâmetros de avaliação da qualidade da água de um curso d'água, sendo que uma concentração baixa de OD indica excessiva carga de matéria orgânica. Isto prejudica além da vida aquática, os processos de tratamento da água de abastecimento (industrial e doméstico), por exemplo, devido à obstrução dos filtros e grande deposição de matéria nos tanques de decantação das estações de tratamento (CERETTA, 2004).

Outro aspecto relacionado à qualidade biológica das águas é a determinação da potencialidade da água em transmitir doenças. Essa determinação pode ser realizada de forma indireta através dos organismos indicadores de contaminação fecal, representados principalmente pelo grupo dos coliformes (VON SPERLING, 1996). Este grupo é constituído de dois grandes gêneros *Escherichia* e *Aerobacter* e a ausência de coliformes na amostra analisada indica uma provável ausência de organismos patogênicos (CERETTA, 2004).

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons de hidrogênio em um corpo d'água indicando sobre a acidez, alcalinidade ou neutralidade do mesmo. Valores de pH afastados da neutralidade podem influir sobre os ecossistemas aquáticos naturais, afetando a vida aquática dos peixes e alguns micro-organismos (VON SPERLING, 1996). O pH pode também, em determinadas condições, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como os metais pesados, e exercer efeitos sobre a solubilidade dos nutrientes (CETESB,

2015). Existem restrições de faixas de pH que são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais. De acordo com a resolução 357 do CONAMA (2005) a faixa de pH para as águas doces é de 6,0 a 9,0.

A cor é um parâmetro físico de avaliação da qualidade da água, está associado ao grau de redução da intensidade que a luz sofre ao atravessar um corpo d'água, devido à presença de sólidos dissolvidos (CERETTA, 2004). A origem natural destes contaminantes está na decomposição da matéria orgânica, principalmente vegetais, resultando nos ácidos fúlvico e húmico. Existem também os compostos inorgânicos como óxidos de ferro e manganês que podem gerar coloração na água. A origem antropogênica de cor está nos resíduos industriais, como os efluentes de indústrias têxteis e indústrias de pigmentos e os resíduos domésticos que apresentam elevada carga de matéria orgânica dissolvida. Durante os testes de qualidade da água deve-se distinguir entre cor aparente e cor verdadeira. A cor aparente refere-se à cor em amostras com turbidez e quando esta cor é removida por operação de centrifugação ou filtração tem-se a cor verdadeira (VON SPERLING, 1996).

A turbidez é um dos parâmetros de qualidade para avaliação das características físicas da água. É a expressão da propriedade óptica que gera o espalhamento e absorção da luz, ao invés da transmissão da luz em linhas diretas, causada por partículas em estado coloidal (de origem orgânica e inorgânica) e organismos microscópicos, presentes em amostras de água. O espalhamento e absorção da luz ocorrem porque estas partículas, que provocam a turvação da água, são maiores que os comprimentos de onda da luz branca. O aparelho utilizado para medição da turbidez denomina-se turbidímetro ou nefelômetro, que compara o espalhamento de um feixe de luz ao passar por uma amostra, sob condições definidas, com o de um feixe ao passar por uma suspensão padrão nas mesmas condições, quanto maior este espalhamento, maior é a turbidez que é, portanto, expressa em unidades nefelométricas de turbidez (NTU) (CARDOSO, 2011).

3.2 - Caracterização do problema

Na mineração, atividades de lavra e processamento de minérios ocorrem em várias etapas e os efluentes gerados por estas operações não podem ser descartados em rios ou lagos sem o seu devido tratamento. Portanto, é de grande importância a avaliação dos riscos ambientais, além do gerenciamento e tratamento dos efluentes gerados para atender a qualidade exigida pela legislação ambiental (OLIVEIRA *et al.*, 2001).

Grandes volumes de água são utilizados nos processos de concentração de minérios, o que contribui no transporte dos contaminantes. Os efluentes líquidos gerados são ricos em partículas sólidas e reagentes residuais, e estes são enviados para as barragens de rejeitos. A partir destas barragens, os mesmos podem ser tratados para correta disposição final ou para a recirculação da água no processo (OLIVEIRA *et al.*, 2001). As partículas sólidas que estão dispersas no rejeito possuem tamanho pequeno e pouca capacidade de sedimentação, o que aumenta demasiadamente a turbidez do efluente dificultando o seu tratamento (DOMINGUES *et al.*, 2006).

Como dito anteriormente, a turbidez pode ser definida como uma propriedade visual da água que representa o grau de redução de luz que consegue atravessar um corpo d'água, devido à presença de partículas suspensas (PAVANELLI, 2001). Altos valores de turbidez influenciam nas características do ecossistema, pois a baixa intensidade dos raios luminosos na água provoca a redução da fotossíntese pela vegetação e pelas algas e, com isso, reduz a quantidade de oxigênio dissolvido e, consequentemente, a produtividade de peixes (CETESB, 2015). Além disso, turbidez elevada impede o uso doméstico e industrial da água, devido ao aspecto estético e pela possibilidade de manchar roupas, aparelhos sanitários e causar incrustações em instalações industriais. A água utilizada para consumo humano possui um valor máximo permitido de turbidez de 5,0 NTU. Portanto, águas com elevados valores de turbidez são impróprias para este consumo (SABESP, 2015).

Em vista do exposto, é importante a remoção destas partículas durante o tratamento de água de abastecimento e, também, durante o tratamento de efluentes líquidos, devido ao rigor das condições e padrões de lançamento, exigidos pela legislação. De acordo com a resolução 357 do CONAMA (2005), nas águas doces de classe 1, a máxima turbidez aceitável é de 40 unidades nefelométricas de turbidez (NTU) e 100 NTU para as águas doces de classe 2. Assim, a redução da turbidez em efluentes de mineração é essencial antes do lançamento dos mesmos nos corpos receptores, para não alterar os parâmetros de qualidade exigidos pela legislação.

3.3- Processos de Coagulação e floculação para eliminação da turbidez de águas

As águas superficiais, em geral, apresentam uma variedade de impurezas como sólidos inorgânicos suspensos ou coloidais, micro-organismos (bactérias, fungos e algas), material orgânico em solução e suspenso, dentre outras (GUEDES *et al.*, 2004). As partículas de dimensões reduzidas (colóides) repelem-se umas das outras devido à natureza de suas cargas superficiais negativas, que fazem com que as impurezas se mantenham em suspensão estável nas águas por longos períodos de tempo e com baixas velocidades de sedimentação (PAVANELLI, 2001). Devido a este fato, somente o processo de decantação natural não possibilita a remoção das partículas, fazendo-se necessária a utilização de produtos denominados coagulantes e floculantes que irão acelerar o processo de sedimentação destas partículas (CARVALHO, 2005).

A coagulação é a primeira etapa utilizada no tratamento de efluentes e se caracteriza pela adição de íons de carga contrária às das partículas presentes no efluente. Existem diferentes tipos de coagulantes que podem ser de origem vegetal ou química, sendo o sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato férrico alguns dos principais coagulantes químicos. Coagulantes de origem vegetal vêm sendo bastante estudados como o caso da *Moringa oleífera* e do Tanfloc SG[®] (VAZ *et al.*, 2010).

No processo de coagulação, ao adicionar-se o agente coagulante na água, este irá anular as forças de repulsão entre as superfícies das partículas suspensas. Para que este processo seja eficiente, é necessária a agitação que permitirá uma melhor interação entre o coagulante e as partículas do efluente (VAZ, 2009).

Após o processo de coagulação, tem-se a etapa de floculação. Os floculantes químicos mais comumente empregados no tratamento de água e efluentes são os sais de ferro, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ e FeCl_3 , ou os sais de alumínio como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (alumen), WAC (cloro-sulfato de alumínio parcialmente hidrolisado) e o PAC (policloreto de alumínio) (GUEDES *et al.*, 2004). A adição do floculante, após a coagulação, resulta em forças de atração que atuam entre as partículas “neutralizadas” fazendo com que estas se agreguem umas às outras formando flocos de maior tamanho e que sedimentam. Durante a etapa de floculação, a agitação mecânica deve ser em nível moderado, pois a agitação rápida poderá provocar a desagregação dos flocos já formados, dificultando a sua remoção (VAZ, 2009).

3.3.1 - Mecanismos de Coagulação

A coagulação e floculação ocorrem através do resultado dos mecanismos de (i) compressão da camada difusa, (ii) adsorção e neutralização, (iii) varredura e (iv) adsorção e formação de pontes (ALCANTARA, 2010). Normalmente, dois ou mais destes mecanismos são utilizados simultaneamente no processo de coagulação e floculação e a eficiência deste processo irá depender do tipo de coagulante utilizado (RAVINA, 1993).

O mecanismo de compressão da camada difusa ocasiona a desestabilização do sistema coloidal, uma vez que ao se adicionar um eletrólito indiferente, o qual não tem característica de hidrólise ou de adsorção (por exemplo, cloreto de sódio e sais de alumínio e ferro), este irá permitir o aumento das forças de atração dos íons de cargas diferentes pelos colóides e a diminuição das forças de repulsão entre os íons de carga contrária (ALCANTARA, 2010).

A introdução deste eletrólito no sistema coloidal, portanto, irá aumentar a densidade de cargas na camada difusa e diminuirá a estabilização eletrostática das partículas, uma vez que para manter a região de dupla camada eletricamente neutra é necessário diminuir a espessura da mesma, ocorrendo assim a compressão (CARVALHO, 2005). Em outras palavras, concentrações elevadas de íons na água provocam acréscimo de íons na camada difusa, que para manter-se eletricamente neutra tem seu volume reduzido, eliminando a estabilização eletrostática das partículas coloidais e, assim, menor será a influência do potencial de repulsão entre as partículas. A figura 3.1 ilustra este processo. Este mecanismo não é muito utilizado nos processos de tratamento de água de abastecimento, mas pode vir a ser aplicado no tratamento de efluentes industriais (RAVINA, 1993).

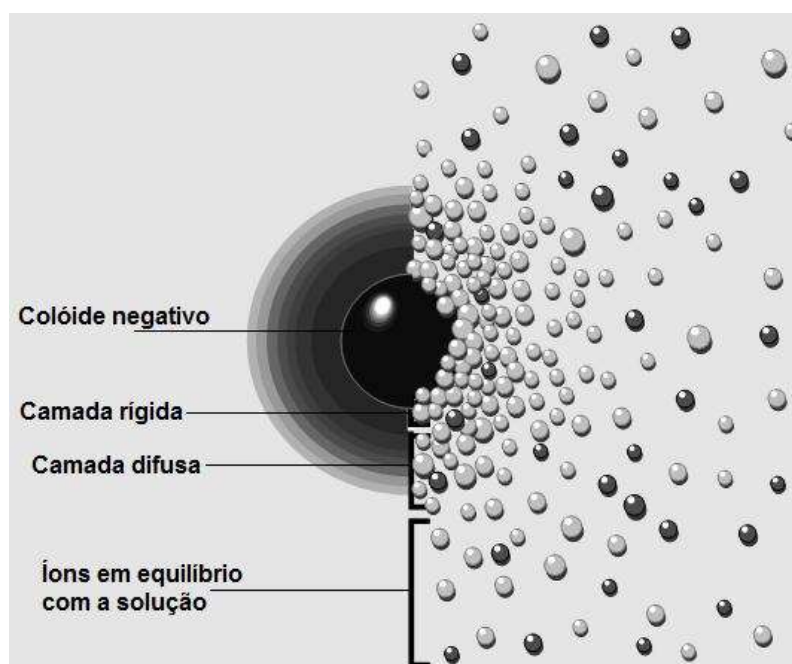


Figura 3.1: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação por compressão da camada difusa (adaptado de RAVINA, 1993).

No mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, ao se adicionar um agente coagulante no sistema, ele irá adsorver fisicamente na superfície do colóide e como este agente é de carga contrária à partícula coloidal, irá ocorrer neutralização de carga o que diminui as forças de repulsão (figura 3.2), desestabilizando o sistema (CARVALHO, 2005). Este mecanismo deve ser utilizado com posterior filtração

direta, para que as partículas desestabilizadas sejam retidas no interior do meio filtrante (VAZ, 2009).

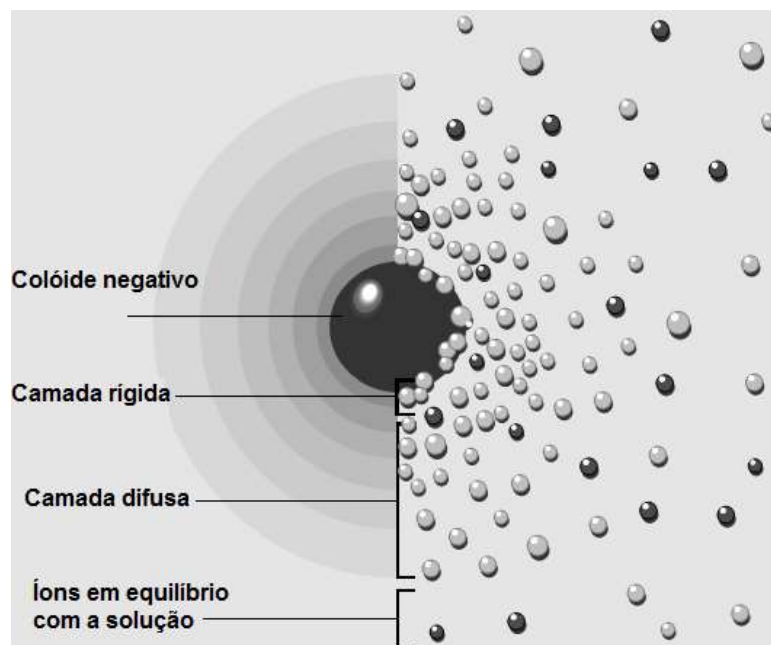


Figura 3.2: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação por adsorção e neutralização de carga (adaptado de RAVINA, 1993).

No mecanismo de varredura, dependendo do pH, da quantidade de coagulante adicionado ao meio e da concentração de alguns íons presentes em solução, ocorrerá a formação de precipitados que envolvem as partículas coloidais que são, então, carregadas (CARVALHO, 2005). Neste mecanismo, ilustrado pela figura 3.3, a velocidade de sedimentação é maior que no mecanismo de adsorção e neutralização já que os flocos formados apresentam maiores tamanhos (VAZ, 2009).

O mecanismo de adsorção e formação de pontes caracteriza-se por utilizar compostos orgânicos (polímeros sintéticos ou naturais) como agentes coagulantes. Estes polímeros apresentam sítios ionizáveis ao longo de sua cadeia e podem adsorver na superfície das partículas coloidais, na parte que contém grupos funcionais reativos. A outra parte da molécula, em solução, pode interagir com outras partículas coloidais formando, assim, uma ponte entre as mesmas, como mostrado na figura 3.4 (VAZ, 2009).

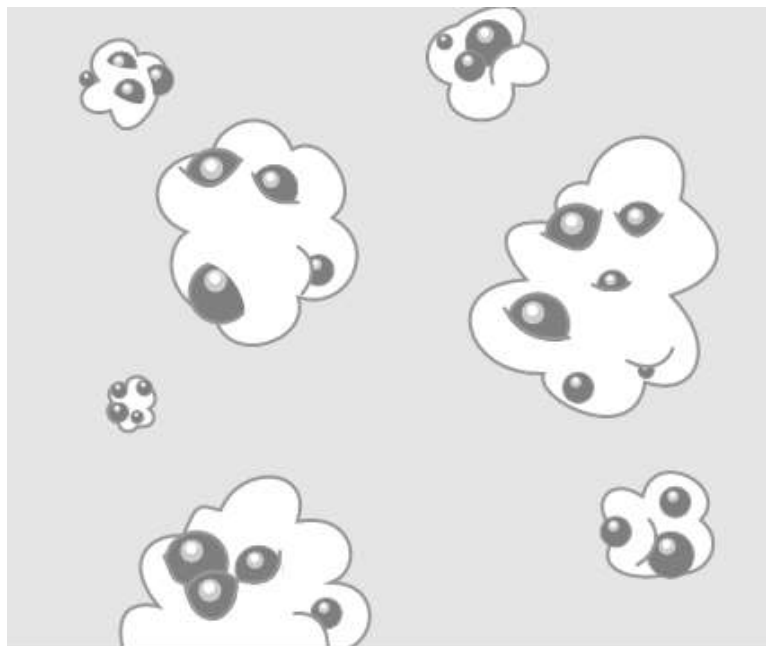


Figura 3.3: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação pelo mecanismo de varredura (RAVINA, 1993).

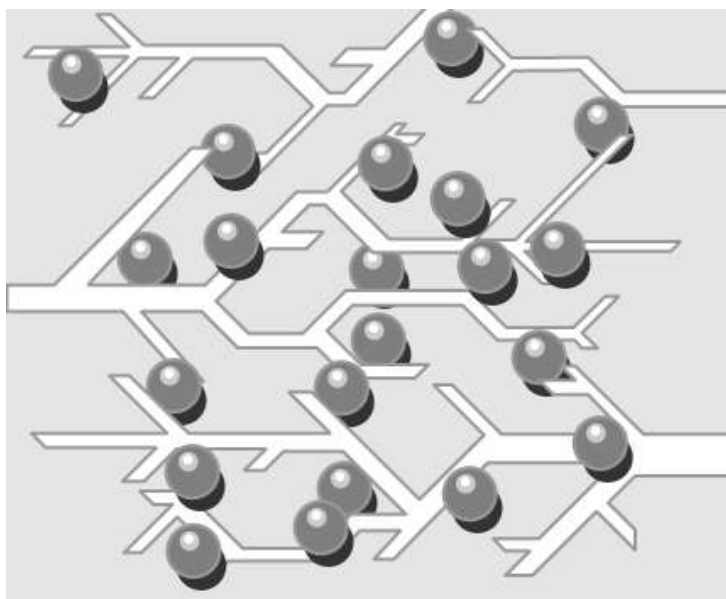


Figura 3.4: Esquema do mecanismo de coagulação/floculação pelo mecanismo de adsorção e formação de pontes. Cada cadeia de polímero atrai várias partículas coloidais (RAVINA, 1993).

Geralmente, o mecanismo de coagulação e floculação dos polímeros aniônicos é o de adsorção e formação de pontes. Os agentes tensoativos aniônicos, à base de acrilamida, com massa molar muito elevada, são muito eficazes para este fim. O

mecanismo de adsorção e formação de pontes também ocorre para o floculante Mafloc BG 100[®] (RAVINA, 1993).

Polímeros catiônicos podem atuar de duas maneiras (i) por adsorção e neutralização de cargas e (ii) por adsorção e formação de pontes. O Tanfloc SG[®] é um polímero catiônico orgânico e o mecanismo de adsorção e neutralização ocorre para este coagulante/floculante (RAVINA, 1993).

No trabalho de Nakada *et al.* (2009) utilizou-se o amido de milho como coagulante primário, em filtração direta, no tratamento de água pluvial. Neste trabalho, destacam-se os mecanismos de coagulação por adsorção e neutralização de cargas e por adsorção e formação de pontes que ocorrem para este polímero. O mecanismo de adsorção e neutralização de carga ocorre também para o Policloreto de Alumínio (PAC).

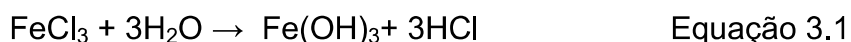
3.3.2 - Coagulantes e Floculantes comumente utilizados

As duas classes existentes de coagulantes são os coagulantes orgânicos e os coagulantes inorgânicos, sendo os sais de alumínio e ferro, em especial, o sulfato de alumínio e o cloreto de ferro os principais coagulantes inorgânicos (OLIVEIRA *et al.*, 2001).

Devido ao baixo custo e facilidade de manuseio, o sulfato de alumínio é a substância química mais utilizada para coagulação em estações de tratamento de água de abastecimento doméstico. A faixa de pH em que este coagulante atua vai de 5,0 a 8,0 (CARVALHO, 2005).

O cloreto férrico apresenta boa atividade coagulante em pH entre 5,0 e 11,0 e vem sendo bastante utilizado para o tratamento de águas superficiais contaminadas. Este coagulante diminui drasticamente a turbidez, além de reduzir fortemente a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), eliminar fosfatos e uma boa parte de metais pesados (mercúrio, chumbo) (PAVANELLI, 2001). Isso ocorre, pois o cátion polivalente

neutraliza as cargas elétricas das partículas suspensas e os hidróxidos de ferro, ao adsorverem os particulados, geram sua floculação parcial (SANTOS, 2011). A reação de hidrólise do cloreto férrico é a responsável pela formação de hidróxido de ferro, que possui ação coagulante sobre as partículas, como mostrado pela equação 3.1.



O mecanismo de ação destes dois sais citados pode ser dividido em três etapas. Na primeira etapa, o limite de solubilidade do hidróxido de ferro ou alumínio é ultrapassado. Em seguida, ocorre a adsorção do hidróxido de alumínio ou de ferro sobre as superfícies coloidais e por fim, a neutralização da carga superficial (OLIVEIRA *et al.*, 2001).

O sulfato férrico também é efetivo para faixas de pH entre 5,0 e 11,0 e é utilizado para o tratamento de águas coloridas e ácidas. Os flocos se formam rapidamente com o uso do sulfato férrico e devido à elevada massa molar, eles são densos, diminuindo o tempo de sedimentação (CARVALHO, 2005).

O tratamento de águas superficiais utilizando compostos de alumínio gera um maior volume de lodo que outros coagulantes, acentuam a acidez do tratamento e o alumínio dissolvido em água produz efeitos tóxicos aos seres vivos (CARVALHO, 2005). No caso do tratamento de águas utilizando-se de coagulantes a base de ferro, apesar de o ferro não se constituir em um elemento tóxico à saúde humana, o estudo de Martyn (1989 *apud* Carvalho, 2005) mostra a relação do acúmulo deste metal no organismo com patologias como o câncer e distúrbios cardiovasculares. Além disso, o excesso de ferro na água pode levar a características estéticas e de sabor que são indesejáveis para o consumo humano. Devido a isso, pesquisadores buscam coagulantes alternativos que apresentem um efeito satisfatório na redução de turbidez e que causem menos danos à saúde e ao meio ambiente como é o caso dos coagulantes vegetais (CARVALHO, 2005).

Os coagulantes orgânicos empregados no tratamento de águas são polímeros formados por cadeias de unidades monoméricas ligadas em uma configuração ramificada ou linear. Os grupos funcionais podem possuir carga positiva, os quais são denominados catiônicos, carga negativa (aniônicos) ou neutra (não iônicos). Dentre os coagulantes orgânicos têm-se os polímeros sintéticos e os naturais. Os polímeros sintéticos possuem cadeia longa e alta massa molar, o óxido de polietileno e o polietileno imina são exemplos destes polímeros que são normalmente utilizados no tratamento de água e efluentes (OLIVEIRA *et al.*, 2001).

Os polímeros naturais compreendem os compostos orgânicos que possuem sítios ionizáveis como compostos de celulose, gomas de polissacarídeos e proteínas, amido e derivados, e podem ser utilizados como auxiliares de coagulação. Neste caso, beneficiam a coagulação aumentando a decantação dos flocos formados (CARVALHO, 2005).

A grande vantagem dos coagulantes naturais está relacionada ao fato de não serem tóxicos para a saúde humana, serem biodegradáveis e produzirem menor quantidade de lodo quando comparados aos coagulantes inorgânicos, como os coagulantes a base de alumínio (CARVALHO, 2005). Este trabalho buscou avaliar o desempenho e comparar as atividades coagulantes de substâncias orgânicas e inorgânicas em efluente de mineração, os coagulantes e floculantes utilizados neste estudo serão descritos a seguir.

3.4- Coagulantes e Floculantes em estudo

A coagulação e floculação são operações unitárias que visam máxima redução de turbidez e de sólidos suspensos no tratamento de águas e efluentes. O tratamento de efluente da mineradora estudada ocorre pela adição de um coagulante denominado Policloreto de Alumínio (PAC 18), seguida da adição de um floculante denominado Mafloc BG 100[®].

Policloreto de Alumínio (PAC 18) é um complexo poli-nuclear de íons de alumínio polimerizados, geralmente formulado como $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$. A relação descrita como $m/3n$ indica a basicidade do produto que, durante a hidrólise, libera menor quantidade de ácido do que outros coagulantes tradicionais como sulfato de alumínio e cloreto férrico. O PAC possui uma estrutura polimérica que facilita a formação do floco e confere mais peso ao mesmo, elevando, assim, a velocidade de decantação. Com relação à faixa de pH em que o PAC pode atuar, ele é geralmente eficaz em pH entre 6 e 9 (CONSTANTINO *et al.*, 2009).

Mafloc BG 100[®] é um floculante aniônico de elevada massa molar utilizado no processo de clarificação de águas. Possui em sua composição polímeros aniônicos e sal de sódio (CARVALHO, 2005). Como produto alternativo ao tratamento do efluente da mineradora, utiliza-se o Tanfloc SG[®], que será descrito a seguir.

3.4.1 – Tanfloc SG[®]

O Tanfloc SG[®], também conhecido como tanato quaternário de amônio, é um polímero catiônico orgânico de baixa massa molar, que vem sendo utilizado em substituição ao uso de polímeros inorgânicos, orgânicos sintéticos, ou sais de alumínio ou ferro (PIANTÁ, 2008). Este polímero é preparado a partir taninos naturais extraídos da *Acácia mearnsi*, ou Acácia Negra. Esta é uma planta de origem australiana e no Brasil é cultivada no Estado do Rio Grande do Sul (MANGRICH *et al.*, 2014). O principal monômero isolado da casca da *Acácia mearnsi* é representado na figura 3.5, no qual nas posições R1 e R2 geralmente tem-se hidroxilas ou uma ligação com outra unidade básica, como as aminas.

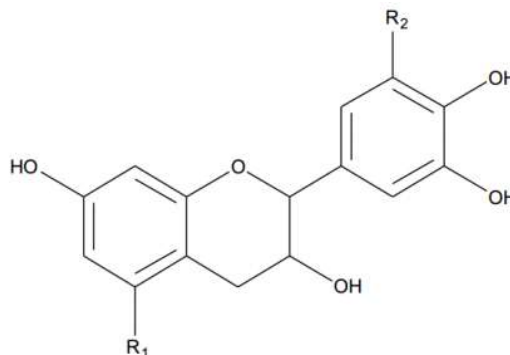


Figura 3.5: Principal monômero da classe dos taninos extraído da casca da *Acácia mearnsi* (adaptado de MANGRICH *et al.*, 2014).

O Tanfloc SG[®] é utilizado como coagulante, floculante e como auxiliar de coagulação. Atua no tratamento de águas em geral, neutralizando cargas nos sistemas coloidais e formando pontes elétricas entre estas partículas, sendo este o processo responsável pela formação de flocos e, conseqüentemente, da sedimentação (TELLES, 2010). O floco formado a partir da adição do Tanfloc possui uma forma irregular, com maior superfície de contato do que os flocos formados pela adição do sulfato de alumínio. Sendo assim, a clarificação final da água a ser tratada é mais eficiente, com grande redução nos valores de cor e turbidez. Além disso, o lodo gerado no final do processo não possui alumínio incorporado podendo, posteriormente, ser utilizado em outras finalidades, como na agricultura, dependendo das características do efluente que foi tratado (PIANTÁ, 2008).

Como o Tanfloc SG[®] é um polímero catiônico orgânico, contendo cargas positivas, quando este é adicionado em águas poluídas, ocorre a desestabilização dos colóides de cargas negativas, pela neutralização das cargas e com isso ocorre a formação dos flocos (MANGRICH *et al.*, 2013). A estrutura do Tanfloc SG[®] é mostrada na figura 3.6.

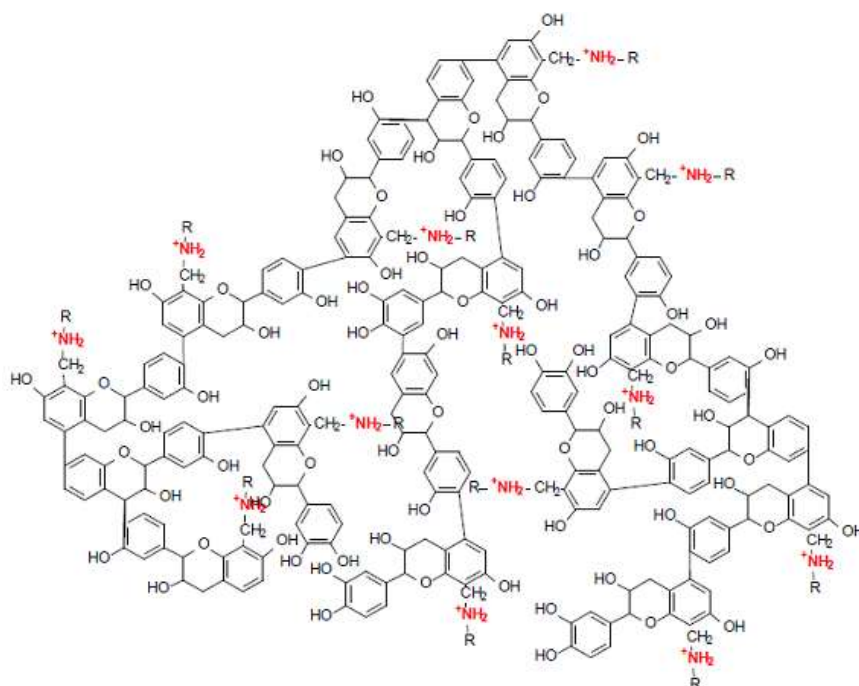


Figura 3.6: Estrutura polimérica do Tanfloc SG[®] (MANGRICH *et al.*, 2014).

3.4.2 - Solução de amido de milho como coagulante vegetal

O amido constitui-se de polímeros de glicose, formado por uma cadeia molecular linear, denominada amilose e uma cadeia ramificada, denominada amilopectina. O amido constitui-se na maior reserva de carboidrato das plantas e, assim, há uma grande variedade e larga distribuição do amido na natureza. Dentre as fontes comerciais de amido destacam-se o milho, a batata, a mandioca e o trigo (MARINELLI *et al.*, 2000). A figura 3.7 representa as duas frações moleculares do amido, em A tem-se a estrutura da amilose e em B da amilopectina.

A utilização de polímeros naturais como auxiliares nos processos de coagulação/floculação apresenta vantagens em relação ao uso de polímeros sintéticos, como no caso de polímeros a base de acrilamida, uma substância carcinogênica, que podem ser liberados na água tratada em casos de falhas na operação da estação. E também pelo fato de permitirem a redução das dosagens de outros coagulantes utilizados no tratamento de água como os sais de alumínio ou de ferro (MURAKAMI, 2010).

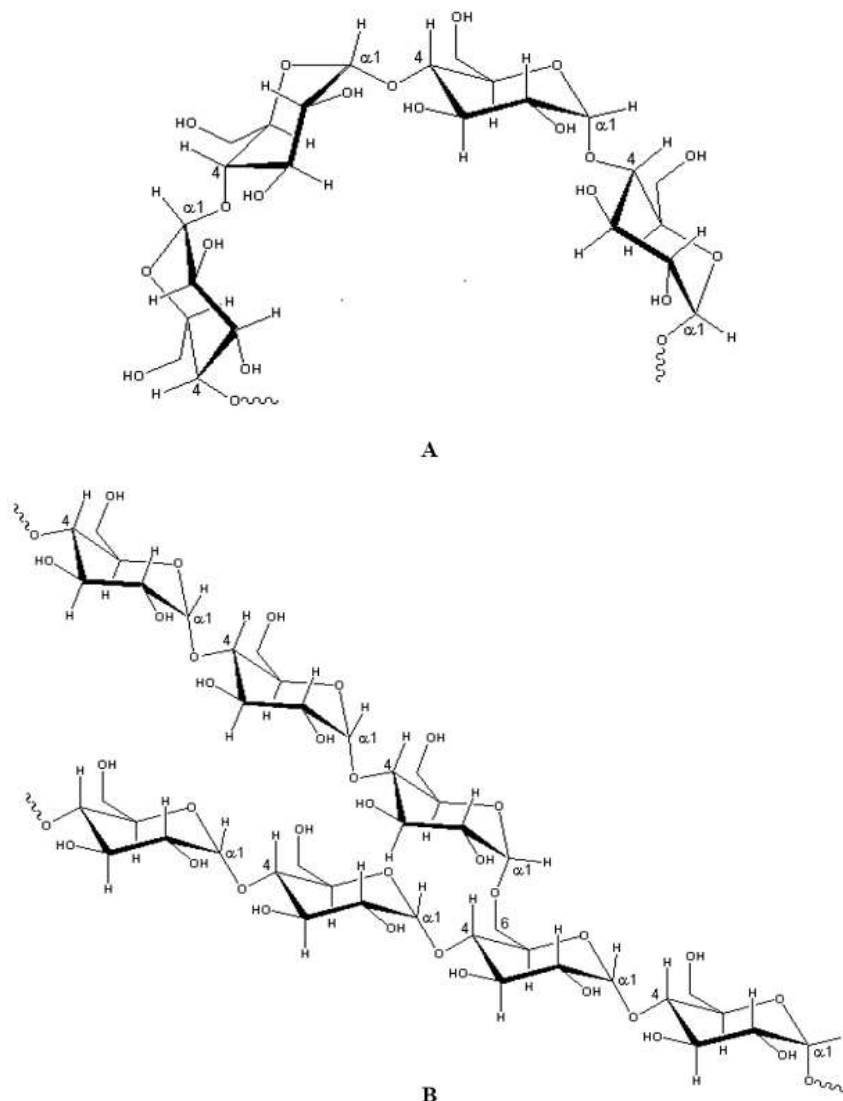


Figura 3.7: Estrutura linear da Amilose que é formada por unidades de glicose unidas por ligações glicosídicas α -1,4 (A) e estrutura ramificada da amilopectina formada por unidades de glicose unidas por ligações glicosídicas α -1,4 e α -1,6 (B) (adaptado de DENARDIN *et al.*, 2009).

Para que se tenha eficiência nos processos de coagulação/floculação utilizando amido é necessário o rompimento de sua estrutura cristalina (gelatinização), através de processos de aumento de temperatura. A ruptura do grão de amido se desenvolve em três etapas. Na primeira etapa, ocorre o intumescimento limitado dos grãos, aumentando sensivelmente a viscosidade da suspensão. A segunda fase do intumescimento começa quando a temperatura ultrapassa 65°C, na qual o volume do grão de amido e a viscosidade da suspensão aumentam de forma significativa e o grão acaba perdendo sua estrutura original. A terceira fase ocorre em

temperaturas mais elevadas observando os mesmos fenômenos da segunda etapa, porém de forma mais acentuada. Nesta etapa, o amido granular é convertido de cristalino a disperso e amorfo, por meio da solvatação, na qual moléculas de água atuam como plastificantes, separando as cadeias do amido (MURAKAMI, 2012).

Ao se adicionar a solução de amido de milho no efluente a ser tratado, o mesmo pode estabelecer ligações de hidrogênio com as espécies do meio, devido à presença de hidroxilas em sua estrutura polimérica, formando, então, os flocos que posteriormente irão se sedimentar (MARINELLI, 2000).

Neste trabalho, foi comparada a atividade coagulante/floculante de uma solução de amido de milho e do reagente de origem vegetal Tanfloc, com a atividade coagulante/floculante dos reagentes químicos PAC e Mafloc BG 100[®], através da remoção de turbidez de um efluente de mineração.

4. Material e Métodos

Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados em um equipamento *Jar Test* com capacidade de 6 provas, da marca Policontrol. Diferentes dosagens dos coagulantes e floculantes foram utilizadas. Cada ensaio foi realizado em triplicata e na temperatura ambiente.

Para a realização destes ensaios, adicionou-se um litro de efluente de uma mineradora em cada jarro do *Jar Test* e para cada ensaio mediu-se o pH por meio de um pHmetro DM 2P, marca Digimed. A turbidez da amostra inicial e da amostra final, após o teste, foi determinada com o auxílio de um turbidímetro 2100Q, marca Hach. Com os resultados obtidos calculou-se a média dos valores de pH e do percentual de redução de turbidez de cada ensaio e elaborou-se gráficos para análise dos resultados.

4.1 - Ensaio com o Coagulante Polímero Cloreto de Alumínio (PAC 18) e o Floculante Mafloc BG100®

Para os ensaios de coagulação/floculação com o coagulante PAC 18 e com o floculante Mafloc BG100®, realizou-se diluições a 1%, 5% e 10% (v/v) a partir do produto comercial. Retirou-se, com auxílio de uma pipeta, os volumes 2,0 mL, 3,0 mL, 4,0 mL, 5,0 mL, 6,0 mL e 7,0 mL da solução 1% do coagulante e cada volume foi adicionado em um jarro do *Jar Test*, conforme figura 4.1. O tempo de mistura foi de três minutos com uma rotação de 200min^{-1} . O tempo de decantação foi de dez minutos e após este tempo mediu-se o pH e a turbidez das amostras em cada jarro. Em seguida, adicionou-se os volumes de 6,0 mL, 9,0 mL, 12,0 mL, 15,0 mL, 18,0 mL e 21,0 mL da solução 1% do floculante, agitando-se por três minutos, com rotação de 200min^{-1} . Deixou-se decantar, novamente, por dez minutos e mediu-se o pH e a turbidez.

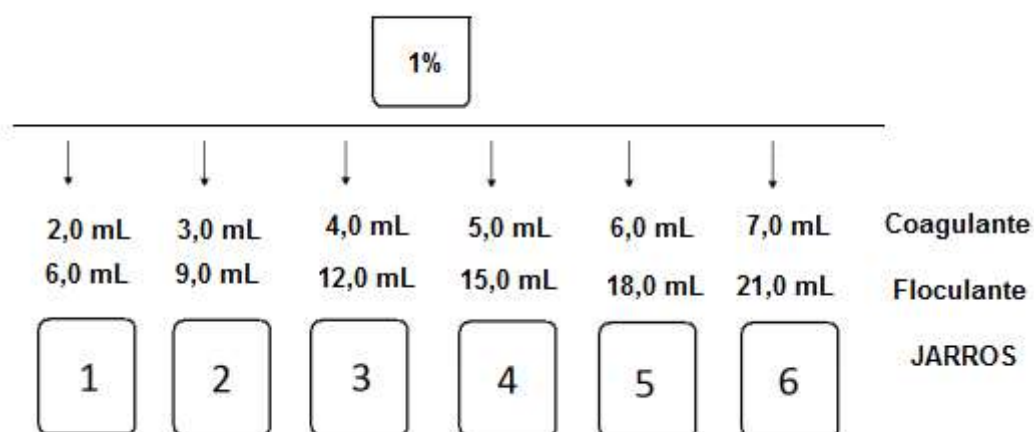


Figura 4.1: Dosagens de coagulante e floculante em cada ensaio para a concentração de 1%.

Para as concentrações de 5% e 10% do coagulante e floculante os mesmos procedimentos foram realizados, sendo que os volumes utilizados de coagulante para concentração de 5% foram 1,5 mL, 2,0 mL, 2,5 mL, 3,5 mL, 4,5 mL e 5,0 mL e floculante 4,5 mL, 6,0 mL, 7,5 mL, 10,5 mL, 13,5 mL e 15,0 mL e para a concentração de 10% os volumes de coagulante foram 0,5 mL, 1,0 mL, 1,5 mL, 2,0 mL, 2,5 mL e 3,0 mL e floculante 1,5 mL, 3,0 mL, 4,5 mL, 6,0 mL, 7,5 mL e 9,0 mL, conforme apresentado das figuras 4.2 e 4.3.

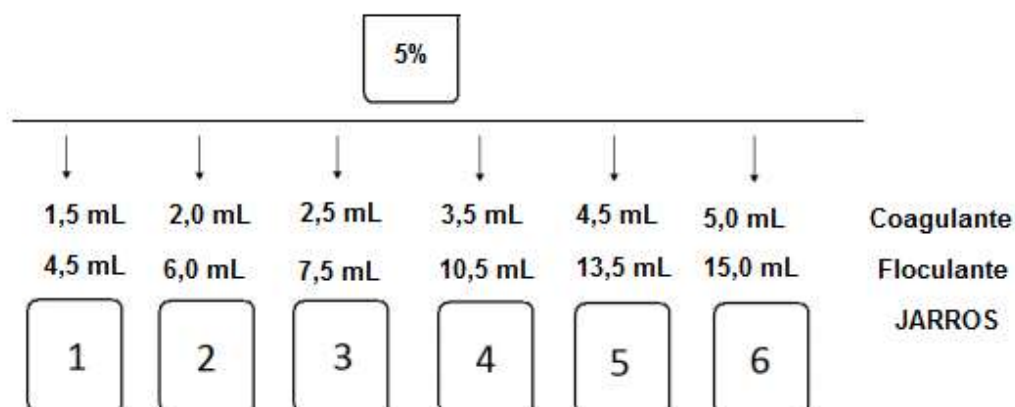


Figura 4.2: Dosagens de coagulante e floculante em cada ensaio para a concentração de 5%.

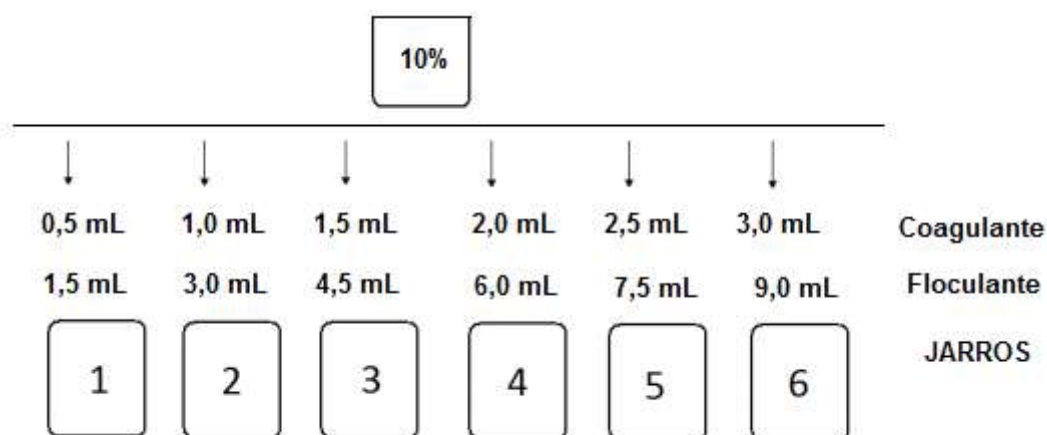


Figura 4.3: Dosagens de coagulante e floculante em cada ensaio para a concentração de 10%.

As diluições e dosagens dos reagentes PAC, Mafloc e Tanfloc foram baseadas nos volumes utilizados no tratamento do efluente da mineradora em escala real.

4.2- Ensaio com o Tanfloc SG®

Nos ensaios com o Tanfloc SG® também foram realizadas diluições com 1%, 5% e 10% (v/v) a partir do produto comercial. Para a concentração de 1% foram adicionados os volumes de 2,0 mL, 3,0 mL, 4,0 mL, 5,0 mL, 6,0 mL e 7,0 mL nos jarros do *Jar Test*. Para a concentração de 5% foram adicionados os volumes de 1,5 mL, 2,0 mL, 2,5 mL, 3,5 mL, 4,5 mL e 5,0 mL e para a concentração de 10% foram adicionados os volumes de 0,5 mL, 1,0 mL, 1,5 mL, 2,0 mL, 2,5 mL e 3,0 mL, conforme figuras 4.4, 4.5 e 4.6. O tempo de mistura para cada teste foi de três minutos, com uma rotação de 200min^{-1} e tempo de decantação de 10 minutos. Ao final do ensaio, determinou-se o pH do meio e a turbidez das amostras em cada jarro.

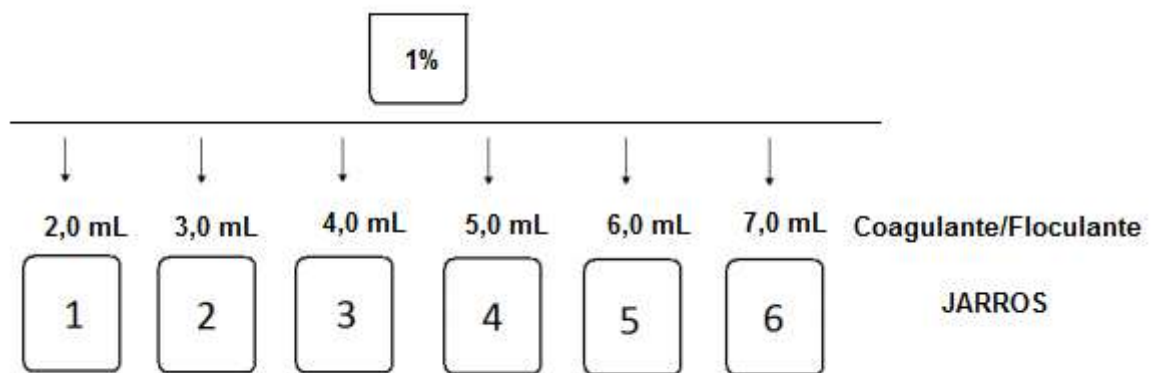


Figura 4.4: Dosagens de coagulante/floculante em cada ensaio para a concentração de 1%.

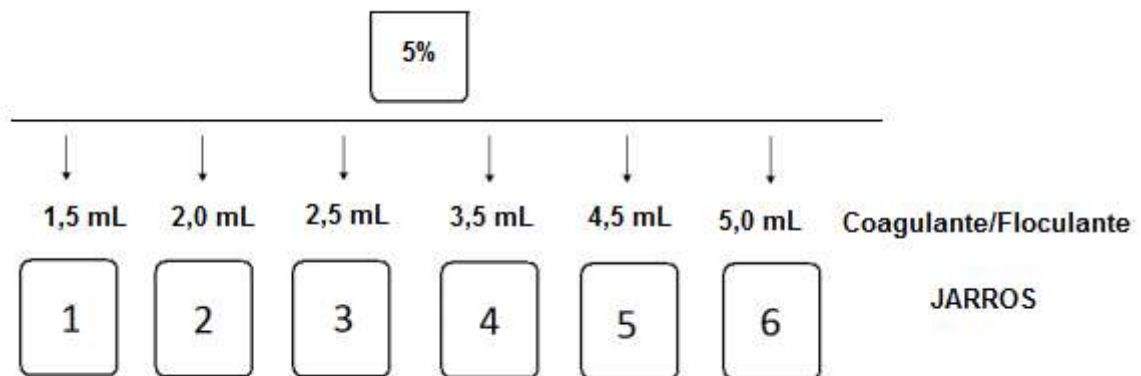


Figura 4.5: Dosagens de coagulante/floculante em cada ensaio para a concentração de 5%.

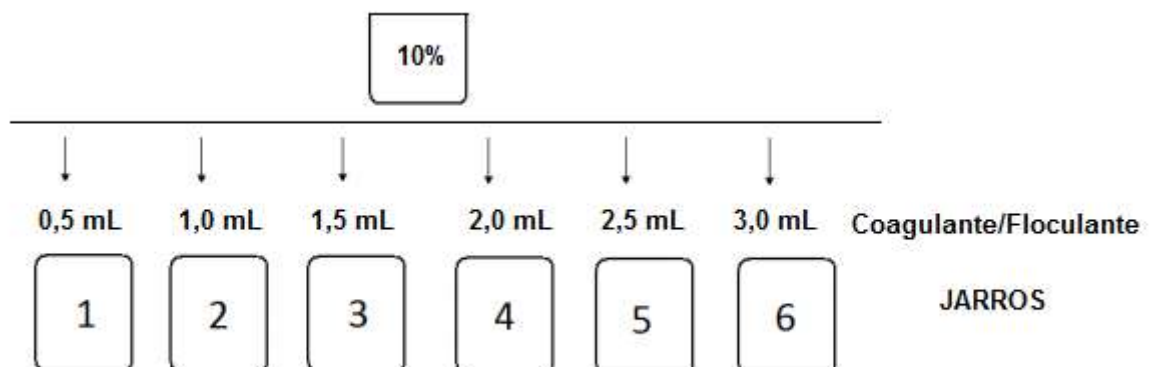


Figura 4.6: Dosagens de coagulante/floculante em cada ensaio para a concentração de 10%.

4.3- Ensaio com solução de amido

Para os ensaios com amido, preparou-se a solução de amido natural de milho comercial 1% (m/v). Aqueceu-se a mistura em uma chapa aquecedora elétrica, mantendo a suspensão inicial sob leve agitação, até o ponto de fervura, por 10 minutos. Após esse processo, deixou-se a solução em repouso para esfriar até a temperatura ambiente. Para cada jarro do *Jar Test* adicionou-se os seguintes volumes da solução de amido 2,0 mL, 3,0 mL, 4,0 mL, 5,0 mL, 6,0 mL e 7,0 mL, conforme figura 4.4. O tempo de mistura para cada ensaio foi de três minutos com uma rotação de 200min^{-1} e o tempo de decantação foi de 10 minutos. Ao final do ensaio, determinou-se o pH e a turbidez das amostras em cada jarro.

Para um segundo ensaio, com a solução de amido 1% (m/v), utilizou-se apenas os volumes de 5,0 mL e 6,0 mL, sendo que em três jarros foram adicionados os volumes de 5,0 mL da solução e nos outros três, o volume de 6,0 mL. O tempo de mistura para cada ensaio foi de trinta minutos com uma rotação de 200min^{-1} . Determinou-se o pH e a turbidez das amostras em cada jarro após os tempos de decantação de 10 minutos e de 24 horas.

A concentração de 1% (m/v), para a solução de amido, foi escolhida como meio de comparar com a ação dos outros reagentes presentes neste trabalho. Maiores concentrações não foram possíveis devido à natureza do amido que torna a solução muito viscosa, impossibilitando a pipetagem.

5. Resultados e Discussão

A figura 5.1 mostra a porcentagem de redução de turbidez nos ensaios utilizando o coagulante Polímero Cloreto de Alumínio (PAC), juntamente ao floculante Mafloc BG100, em função das diferentes concentrações e dosagens utilizadas destes reagentes.

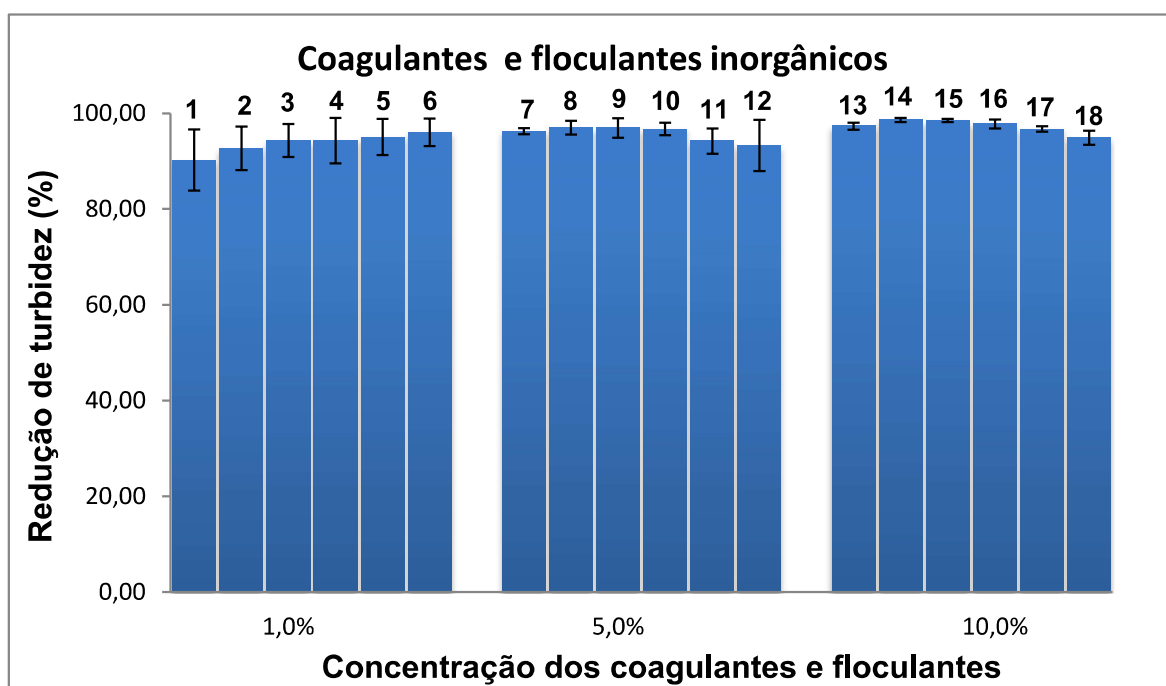


Figura 5.1: Porcentagem de redução de turbidez em função das concentrações do coagulante e floculante inorgânico (PAC e Mafloc BG100®), 1%, 5% e 10% (v/v) e das diferentes dosagens utilizadas nos ensaios Sendo, **1:** 2 mL de coagulante e 6 mL de floculante. **2:** 3 mL de coagulante e 9 mL de floculante. **3:** 4,0 mL de coagulante e 12 mL de floculante. **4:** 5,0 mL de coagulante e 15 mL de floculante. **5:** 6,0 mL de coagulante e 18,0 mL de floculante. **6:** 7,0 mL de coagulante e 21 mL de floculante. **7:** 1,5 mL de coagulante e 4,5 de floculante. **8:** 2,0 mL de coagulante e 6,0 mL de floculante. **9:** 2,5 mL de coagulante e 7,5 de floculante. **10:** 3,5 mL de coagulante e 10,5 mL de floculante. **11:** 4,5 mL de coagulante e 13,5 de floculante. **12:** 5,0 mL de coagulante e 15,0 mL de floculante. **13:** 0,5 mL de coagulante e 1,5 mL de floculante. **14:** 1,0 mL de coagulante e 3,0 mL de floculante. **15:** 1,5 mL de coagulante e 4,5 mL de floculante. **16:** 2,0 mL de coagulante e 6,0 mL de floculante. **17:** 2,5 mL de coagulante e 7,5 mL de flocculante. **18:** 3,0 mL de coagulante e 9,0 mL de floculante.

Observa-se na figura 5.1 que para a concentração de 1% (v/v), o maior percentual de redução de turbidez (96%) ocorreu para a dosagem de 7 mL de coagulante,

seguida de 21 mL de floculante e a menor redução de turbidez (90%) ocorreu para a dosagem de 2 mL de coagulante, seguida de 6 mL de floculante.

Para a concentração de 5% (v/v), o maior porcentual de redução de turbidez foi de 97% e ocorreu na dosagem de 2 mL de coagulante, seguida de 6 mL de floculante. Neste caso, uma maior dosagem de coagulante e floculante não resultou na maior redução de turbidez, sendo que, a menor redução de turbidez foi de 93% e ocorreu para a dosagem de 5 mL de coagulante seguida de 15 mL de floculante.

Para a concentração de 10% (v/v), a maior redução de turbidez foi de 99% e ocorreu para as dosagens de 1 mL de coagulante, seguida de 3 mL de floculante. Assim, como ocorreu na concentração de 5%, na concentração de 10% uma maior dosagem do coagulante e floculante não resultou na maior redução de turbidez, sendo que a maior dosagem (3 mL de coagulante, seguida de 9 mL de floculante) resultou na menor redução de turbidez de 95%.

Das três concentrações analisadas para o coagulante e o floculante, a concentração de 10%, com dosagem 1 mL de coagulante e 3 mL de floculante foi a que apresentou maior redução da turbidez (99%). No entanto, comparando os resultados para as três concentrações, observa-se que os percentuais máximos de redução de turbidez foram semelhantes.

Para os ensaios com concentração de 5% e 10% observa-se decaimento no porcentual de remoção de turbidez quando se utiliza uma maior dosagem de coagulante e floculante. O mesmo pode ser observado nos estudos de Carvalho (2005), que explica que esta perda de eficiência pode ser atribuída a um processo de reversão das cargas superficiais das partículas, que consequentemente irão se re-estabilizar na suspensão, um fato comum em ensaios de coagulação. Os ensaios deste autor também apresentaram eficiência na clarificação de água de elevada turbidez, verificando-se uma redução máxima de 96%. Em seus ensaios, o mesmo floculante (Mafloc BG100®) foi utilizado, porém utilizou-se o coagulante SK 800® que se trata de uma mistura de polímeros catiônicos orgânicos e inorgânicos.

A figura 5.2 mostra a redução de turbidez do efluente utilizando o coagulante PAC 18 juntamente com o floculante Mafloc BG100®

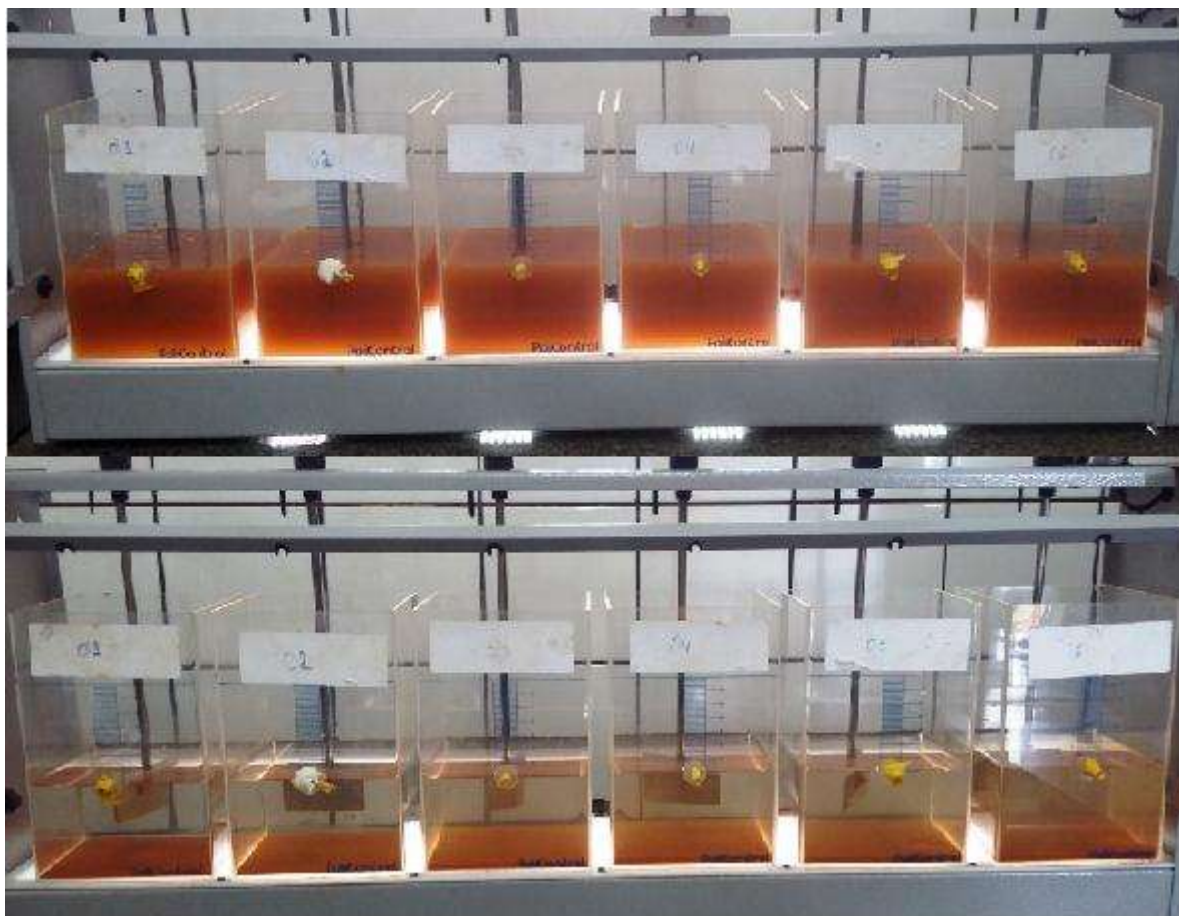


Figura 5.2: Ensaio com coagulante PAC 18 e floculante Mafloc BG100® na concentração de 10%. Antes e depois da adição dos reagentes nas diferentes dosagens.

A figura 5.3 representa a porcentagem de redução de turbidez em função das diferentes concentrações e dosagens do Tanfloc.

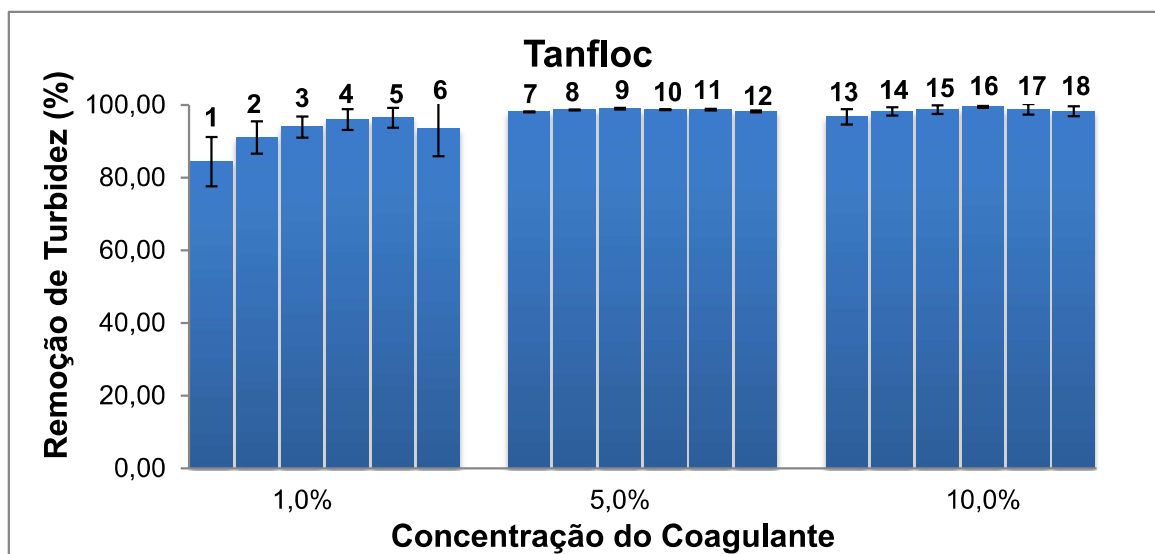


Figura 5.3: Porcentagem de redução de turbidez em função das concentrações do coagulante/floculante vegetal, Tanfloc SG®, 1%, 5% e 10% (v/v) e das diferentes dosagens utilizadas nos ensaios: **1:** 2 mL. **2:** 3 mL. **3:** 4,0 mL. **4:** 5,0. **5:** 6,0 mL. **6:** 7,0 mL. **7:** 1,5 mL. **8:** 2,0 mL. **9:** 2,5 mL. **10:** 3,5 mL. **11:** 4,5 mL. **12:** 5,0 mL. **13:** 0,5 mL. **14:** 1,0 mL. **15:** 1,5 mL. **16:** 2,0 mL. **17:** 2,5. **18:** 3,0 mL.

Para a concentração de 1% (v/v), o maior percentual de redução de turbidez foi de 97% e ocorreu para a dosagem de 6 mL do Tanfloc. O menor percentual de redução de turbidez (84%) ocorreu para a menor dosagem, de 2 mL.

Para a concentração de 5% (v/v), o maior percentual de redução de turbidez foi de 99% e ocorreu para a dosagem de 2,5 mL, enquanto o menor percentual de remoção foi de 98% e ocorreu para a dosagem de 1,5 mL do coagulante.

Para a concentração de 10% (v/v), o maior percentual de redução de turbidez foi de 99% e ocorreu para a dosagem de 2 mL do coagulante. A menor redução ocorreu para a dosagem de 0,5 mL e foi de 97%.

Das três concentrações de Tanfloc analisadas, as concentrações de 5% e 10% com dosagens de 2,5 mL e 2,0 mL, respectivamente, foram as que representaram uma maior redução da turbidez do efluente analisado, sendo esta redução de 99%.

Zollet *et al.* (2012) analisaram o Tanfloc no tratamento de água para consumo humano. Em seu trabalho os autores optaram pela diluição do Tanfloc a 1% e os

resultados foram semelhantes aos obtidos neste trabalho. O Tanfloc possibilitou reduções de turbidez significativas, sendo que a dosagem de 1 mL reduziu a turbidez em 96%, enquanto no atual estudo foi obtida, na mesma condição, uma remoção de 97%. Estes autores testaram dosagens menores que 1 mL para a mesma solução a 1% e a dosagem de 0,7 mL obteve o melhor resultado, 97% de redução na turbidez. Por se tratar de água para consumo humano, os autores trabalharam com baixos valores de turbidez inicial, na ordem de 20 e 60 NTU, o que diferiu deste trabalho, o qual utilizou efluente com elevados teores de turbidez inicial, da ordem de 2000 NTU, porém ambos apresentaram resultados satisfatórios na utilização do Tanfloc como coagulante vegetal.

A figura 5.4 mostra a redução de turbidez do efluente utilizando o Tanfloc.

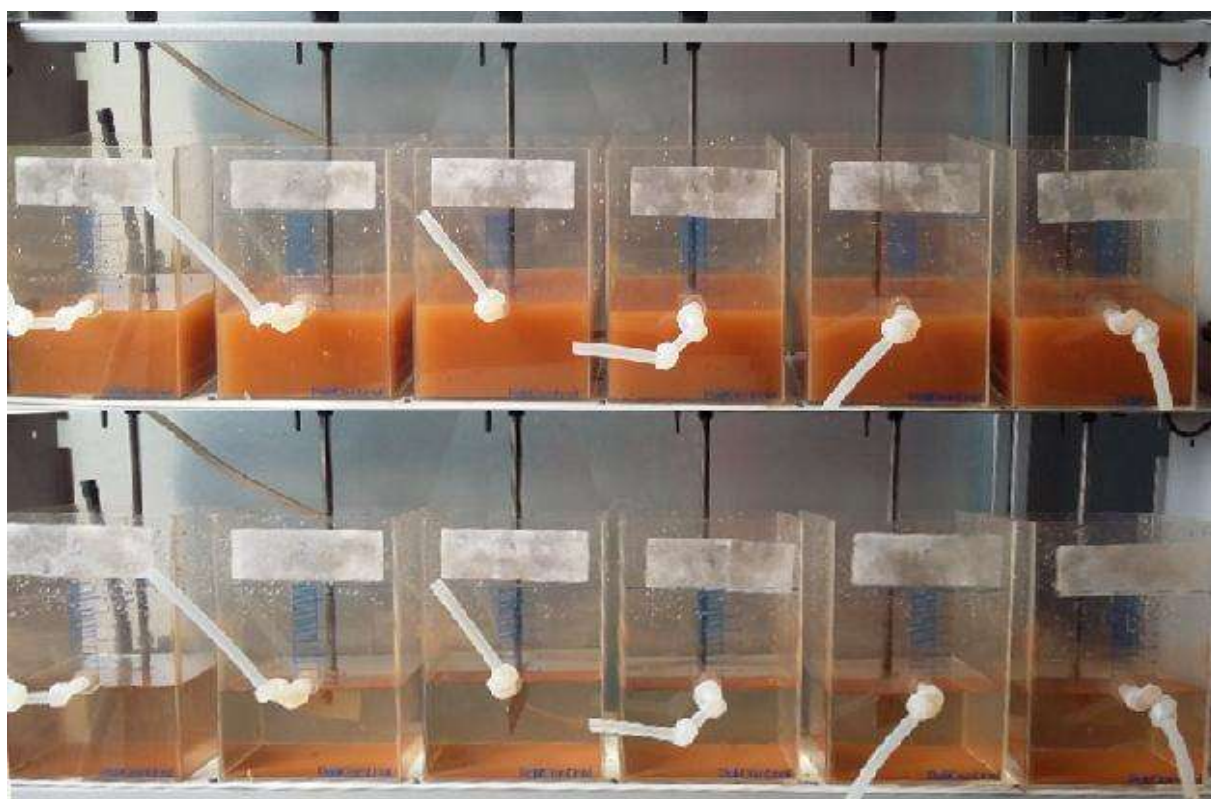


Figura 5.4: Ensaios com Tanfloc na concentração de 10%. Antes e depois da adição do reagente nas suas diferentes dosagens.

Na figura 5.5 tem-se a porcentagem de redução de turbidez em função das diferentes dosagens de uma solução de amido de milho 1% (m/v). Foi feita uma tentativa de produzir as soluções de amido a 5% e 10% (m/v), no entanto, a

viscosidade da solução final impediu que os ensaios pudessem prosseguir a partir destas concentrações.

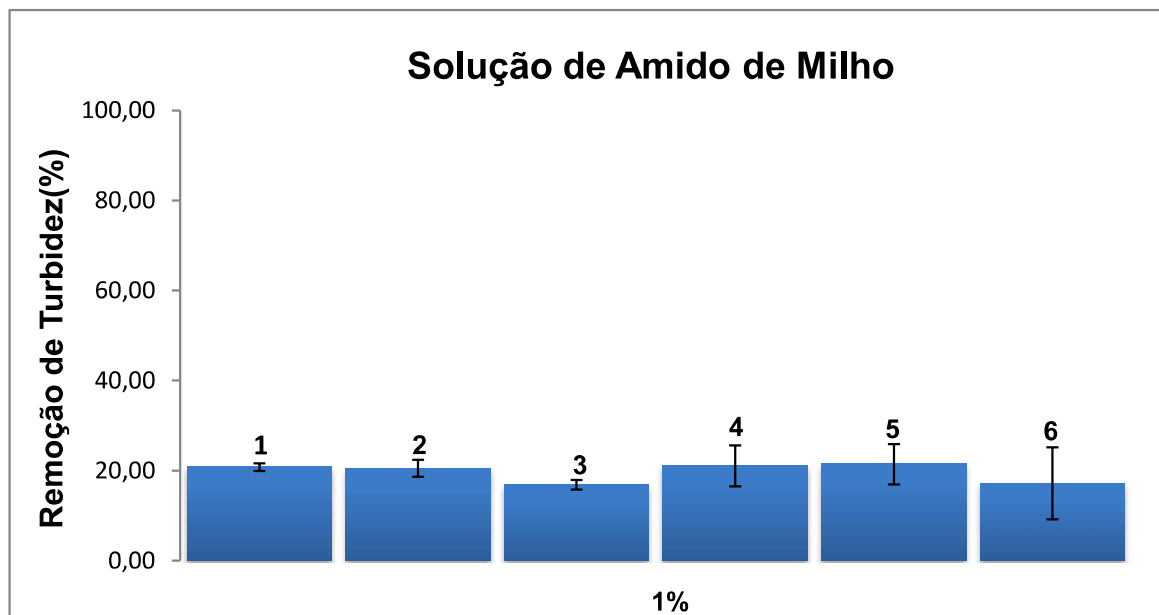


Figura 5.5: Porcentagem de redução de turbidez em função da concentração da solução de amido de milho, 1% (m/v), e seus diferentes volumes adicionados: **1:** 2 mL. **2:** 3 mL. **3:** 4,0 mL. **4:** 5,0. **5:** 6,0 mL. **6:** 7,0 mL.

Os maiores percentuais de redução de turbidez para a solução de amido, com concentração 1% (m/v), foi 21% e ocorreu para as dosagens de 5,0 mL e 6,0 mL. Observa-se, neste caso, que a solução de amido não alcançou resultados comparáveis ao Tanfloc na redução de turbidez. Já no trabalho de Nakada (2009) a solução de amido de milho foi eficiente na remoção de turbidez, sendo o melhor resultado maior que 86% de remoção. Esta eficiência pode ser explicada pelo baixo teor de turbidez inicial da água a ser tratada, o que difere do presente estudo que utilizou efluentes com elevados valores de turbidez inicial.

A figura 5.6 mostra os resultados dos ensaios realizados com solução de amido de milho.



Figura 5.6: Ensaios com solução de amido de milho na concentração de 1% antes e depois da adição da solução nas suas diferentes dosagens.

Como as dosagens de 5,0 e 6,0 mL obtiveram o maior porcentual de redução de turbidez, repetiu-se os ensaios com apenas estas dosagens, mas aumentando o tempo de agitação e decantação e os resultados estão representados na figura 5.7.

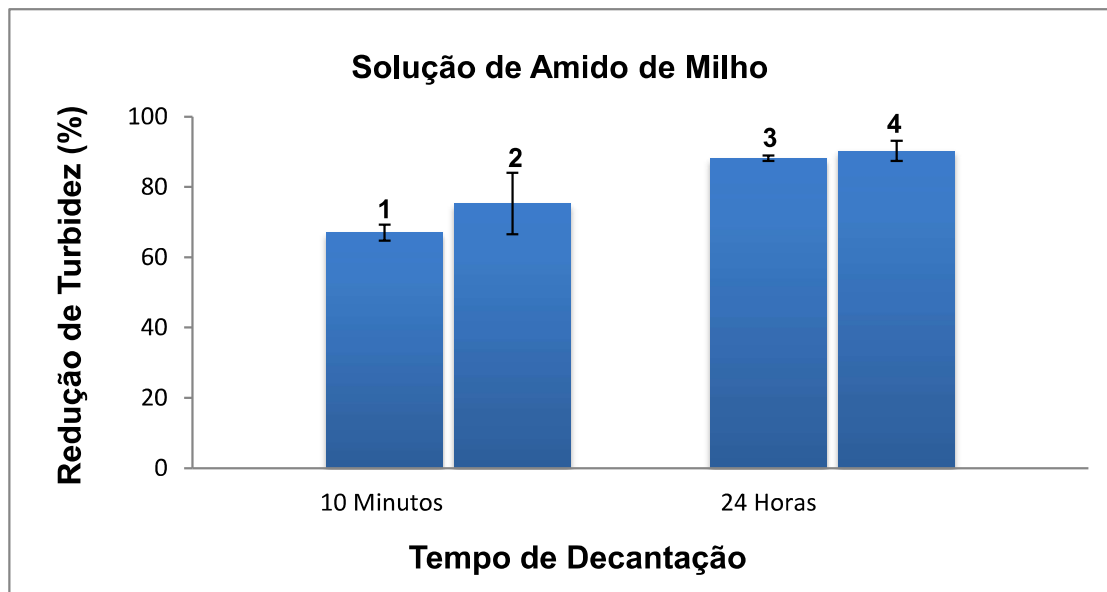


Figura 5.7: Porcentagem de redução de turbidez pela solução 1% (m/v) de amido de milho para as dosagens de 5,0 e 6,0 mL de solução, agitação de trinta minutos e tempo de decantação de 10 minutos e 24. Sendo: **1 e 3:** 5,0 mL, **2 e 4:** 6,0 mL.

Observa-se através da figura 5.7, que a maior redução de turbidez (90%) ocorreu para a dosagem de 6,0 mL após 24 horas de decantação. O percentual de redução de turbidez aumentou significativamente, cerca de 69%, com um tempo de contato de 30 minutos. Conclui-se portanto, que uma maior dosagem e um maior tempo de decantação permitiram redução considerável de turbidez, utilizando o amido de milho como coagulante/floculante.

Em um teste preliminar, representado na figura 5.8, adicionou-se cerca de 50,0 mL da solução de amido de milho 1% (m/v) em um béquer contendo o efluente analisado. Observou-se, por meio deste teste, uma rápida decantação e clarificação da água. O que levanta a hipótese que para efluentes com elevada turbidez, um maior volume de solução de amido seria necessário para obter-se maiores percentuais de redução de turbidez. Assim, em trabalhos futuros, sugere-se testar volumes desta ordem para o mesmo tipo de efluente.

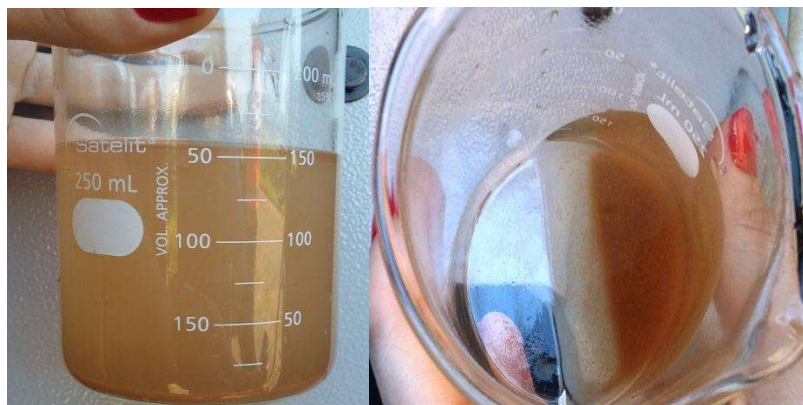


Figura 5.8: Teste preliminar utilizando 50,0 mL da solução de amido de milho a 1% (m/v).

Comparando-se os coagulantes e floculantes analisados neste trabalho na concentração de 1%, observa-se que o Tanfloc obteve o maior percentual de redução de turbidez (97%) sendo que o mesmo atua como coagulante e floculante não havendo a necessidade de uma segunda etapa de adição de reagente. Além disso, o Tanfloc formou os maiores flocos e ao final da agitação, os flocos sedimentaram mais rapidamente (resultado observado, porém não cronometrado).

Na tabela 5.1 encontram-se os valores de pH inicial do efluente bruto e final do efluente tratado nos ensaios 1, 2, 3, 4, 5 e 6 (dosagens descritas na seção material e métodos) com os coagulantes/floculantes de acordo com a diluição realizada e a dosagem aplicada em cada ensaio.

Tabela 5.1: Valores de pH inicial e final do efluente, em função da diluição e da dosagem de cada coagulante/floculante (os ensaios de 1 a 6 referem-se aos diferentes volumes utilizados para as diversas concentrações de reagente testadas, estes volumes são descritos na seção material e métodos).

Coagulante/ Floculante	Conc.	pH Inicial	pH Final					
			1	2	3	4	5	6
Mafloc BG 100 + PAC	1%	8,6	7,8±0,2	7,7±0,1	7,6±0,1	7,5±0,1	7,4±0,1	7,4±0,2
	5%	8,1	7,8±0,1	7,7±0,1	7,7±0,1	7,6±0,1	7,5±0,2	7,4±0,2
	10%	9,6±0,1	8,0±0,4	7,7±0,2	7,5±0,1	7,3±0,3	7,1±0,3	6,7±0,4
Tanfloc	1%	9,3±0,1	9,2±0,2	9,2± 0,2	9,2±0,2	9,1±0,1	9,1±0,1	9,0±0,1
	5%	9,0±0,1	8,7±0,2	8,7±0,1	8,6±0,1	8,4	8,2±0,1	8,1±0,1
	10%	9,4±0,2	9,2	9,1±0,1	8,8±0,1	8,4±0,2	8,2±0,3	7,9± 0,4
Solução de Amido de Milho – Teste 1	1%	9,1	9,0±0,1	9,0±0,1	9,0±0,1	9,0±0,1	9,0±0,1	9,0±0,1
Solução de Amido de Milho – Teste 2 (10 minutos decantação)	1%	9,3	8,9±0,1			8,9±0,1		
Solução de Amido de Milho – Teste 2 (24h decantação)	1%	9,3	7,8±0,2			8,0±0,1		

Observa-se a partir da tabela 5.1 que a adição do coagulante PAC 18, seguida da adição do floculante Mafloc BG100 no efluente reduz o pH, à medida que se aumenta a dosagem do reagente em qualquer concentração. Coral *et al.* (2009) utilizaram o sulfato de alumínio como coagulante no tratamento de água e nas análises de pH observaram-se uma redução do mesmo, assim como no presente estudo. Isto pode ser justificado pelo fato do coagulante utilizado sofrer hidrólise, liberando íons H^+ .

Os resultados apresentados na tabela 5.1 mostraram uma leve diminuição do pH com a adição do Tanfloc em maiores concentrações, enquanto que na concentração de 1% o pH manteve-se praticamente estável. Nos dos estudos de Coral *et al.*

(2009) as amostras tratadas com Tanfloc mantiveram seus valores de pH constantes em todas as concentrações utilizadas. De acordo com Tanac (2015) o Tanfloc SG® não altera o pH da água tratada devido ao fato de não consumir alcalinidade do meio. Dessa forma, este resultado não era o esperado, mas o fato de os pH's terem diminuído com o aumento da concentração de Tanfloc, pode estar relacionado com a natureza de ácido orgânico fraco deste reagente.

No primeiro ensaio com solução de amido (teste 1) os valores de pH se mantiveram praticamente constantes, enquanto no segundo ensaio é possível observar redução do pH. Pela estrutura química do amido, não seria esperada alteração do pH do meio, como ocorreu para o primeiro ensaio. No entanto, o maior tempo de agitação pode ter favorecido a redução do pH até mesmo devido à incorporação de CO_2 à esta suspensão.

6. Conclusões

Com base nos resultados referentes à avaliação da atuação de diferentes coagulantes e floculantes na redução de turbidez de efluente de mineração, o maior percentual de redução utilizando-se o coagulante químico Policloreto de Alumínio (PAC 18) e o floculante químico Mafloc BG 100[®] foi de 99%. Para o Tanfloc SG[®] essa redução também foi de 99% e para a solução de amido foi de 90%.

Por se tratar de um produto de origem vegetal, seu uso ser mais seguro ao meio ambiente, pela rápida ação coagulante e por apresentar um dos maiores percentuais de remoção de turbidez (99%), o Tanfloc foi a melhor alternativa de coagulante/floculante.

Com relação à solução de amido, foi obtida menor eficiência de remoção de turbidez (90%) quando comparada à eficiência máxima dos coagulantes/floculantes químicos e também quando comparada à eficiência do Tanfloc. No entanto, por se tratar de um efluente de elevada turbidez, utilizou-se baixas dosagens da solução de amido e isto pode explicar sua baixa eficiência de remoção na turbidez. Além disso, um maior tempo de contato da solução com o efluente também mostrou uma melhora significativa nos resultados. Trabalhos futuros podem investigar a eficiência da solução de amido utilizando-se maiores dosagens e maiores tempos de agitação.

7. Sugestões para trabalhos futuros

- Otimizar os ensaios utilizando solução de amido 1% (m/v) com relação ao tempo de agitação e ao volume de solução de amido utilizado em cada ensaio.
- Realizar experimentos utilizando o amido utilizado no processo de flotação, comum em diversas mineradoras.
- Testar extratos vegetais ricos em taninos como coagulantes/floculantes alternativos ao Tanfloc SG®.

8. Referências Bibliográficas

ALCANTARA, F. J. V. Estudo comparativo de dois leitos filtrantes com porosidades distintas em sistemas de dupla filtração para tratamento de água. 2010. 115 f. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2010.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPERNER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. Introdução à Engenharia Ambiental – O desafio do desenvolvimento sustentável. 2ed. Editora Pearson: São Paulo, 2005.

CARDOSO, T. G. Sensor de turbidez para análise de amostras. 2011. 64 f. Trabalho apresentado como pré-requisito para a obtenção de Certificado de Conclusão de Curso de Engenharia de Computação – Centro Universitário de Brasília, Brasília, 2011.

CARVALHO, R. M. Clarificação de água pluviais ricas em óxidos de ferro acumuladas em cava de mineração através da utilização de um coagulante natural, a *Moringa Oleifera*. 2005. 111 f. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.

CERETTA, M. C. Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena – Município de Santa Maria – RS. 2004. 154 f. Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

CETESB. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 04 de julho de 2015.

CONSTANTINO, A. F.; YAMAMURA, V. D. Redução do gasto operacional em estação de tratamento de água utilizando o PAC. Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, 2., 2009. Anais... Maringá, 2009.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO R.; BASSETTI F. J. Estudo da 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, São Paulo, 2009

CRUZ, J. G.; MENEZES, J. C. S. S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H. Aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005. Anais... Campo Grande, 2005.

DOMINGUES, A. F.; BOSON, P. H. G.; ALÍPAZ, S. A gestão dos recursos hídricos e a mineração. Brasília: ANA, 2006, 334 p.

FAGUNDES, T. S. Uso de polímero natural a base de amido de milho como auxiliar de floculação no pós-tratamento de efluentes UASB com flotação por ar dissolvido. 2010. 111 f. Monografia apresentada ao curso de graduação em Engenharia Ambiental – Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.

GUEDES, C. D.; PEREIRA, J. G.; LENA, J. C.; PAIVA, J. F. Coagulação/Floculação de suspensões ricas em óxidos de enxofre por sulfato de alumínio. Química Nova, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 715-719, 2004.

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 *Acácia mearnsii*. Revista Virtual de Química, v. 6, p. 2-15, 2014.

MARINELLI, P. S.; FROLLINI, E.; DI BERNARDO, A. S.; DI BERNARDO, F. Emprego de amidos de milho catiônico comum e híbrido como auxiliares de coagulação/floculação. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre: ABES, 2000.

MARTYN, C. N.; Barker, D.P.H.; OSMOND, C.; HARRIS, E. C.; EDWARDSON, J. L.; LACEY, R. F. (1989). Geographical relation between Alzheimer's disease and aluminum in drinking water. Lancet 1 (8629): 59-62.

MURAKAMI, M. F. Avaliação do desempenho de uma unidade em escala real para tratamento de água pluvial empregando a filtração rápida por meio de filtro de pressão e amido natural de milho como coagulante primário. 2010. 81f. Dissertação de mestrado em Engenharia Urbana – Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2010.

MURAKAMI, M. F. Avaliação do amido natural como alternativa simples para tratamento de águas pluviais para fins de aproveitamento não potável. Teoria e Prática na Engenharia Civil, n.20, p.1-13, 2012.

NAKADA, L. Y. K., MORUZZI, R. B. Coleta e tratamento de água pluvial para fins não potáveis com emprego de amido de milho como coagulante primário em filtração cíclica em escala de laboratório. Revista de estudos ambientais v.11, p. 51-60, 2009.

NELSON, D L.; COX, M. M. Princípios de Bioquímica de Lehninger: 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2011. 1202 p.

OLIVEIRA, A. P. A.; LUZ, A. B.; Recursos hídricos e tratamento de águas na mineração. Série Tecnologia Ambiental. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2001, 36 p.

PAVANELLI, G. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. 2001. 233 f. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PIANTÁ, C. A. V. Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água. 2008. 78 f. Trabalho de