



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE LICENCIATURA PLENA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ALUÍZIO GONÇALVES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES COAGULANTES NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE MANANCIAL EUTROFIZADO**

CAMPINA GRANDE – PB
2013

ALUÍZIO GONÇALVES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE DIFERENTES COAGULANTES NO
TRATAMENTO DE ÁGUA DE MANANCIAL EUTROFIZADO**

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento à exigência para conclusão do curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^a Dr^a. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

CAMPINA GRANDE – PB
2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL – UEPB

S586a Silva, Aluizio Gonçalves da.
Avaliação da eficiência de diferentes coagulantes no tratamento de água de manancial eutrofizado. [manuscrito] / Aluizio Gonçalves da Silva. – 2013.
55 f. : il. color.

Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2013.
“Orientação: Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Departamento de Biologia.”

1. Eutrofização. 2. Cianobactérias. 3. Tratamento de água.
I. Título.

CDD 21. ed. 577.6

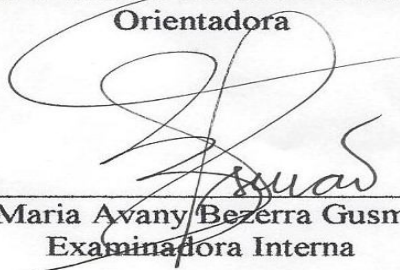
ALUÍZIO GONÇALVES DA SILVA

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento à exigência para conclusão do curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas.

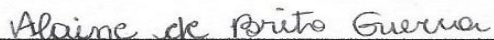
Aprovada em 17/04/2013.



Profª Drª. Beatriz Susana Ovruski De Ceballos / UEPB
Orientadora



Prof. Drª. Maria Avany Bezerra Gusmão/ UEPB
Examinadora Interna



Professora M.Sc Alaine de Brito Guerra
Examinadora Externa

A minha mãe, Luzia Maria da Conceição, pelo amor, dedicação,
companheirismo e amizade.

AGRADECIMENTOS

À Deus, que concede a vida, a saúde, e a força para lutar e vencer todos os desafios que surgem na nossa vida.

A todos os meus familiares e amigos pelo apoio e colaboração.

A minha orientadora prof^a Dr^a. Beatriz Susana Ovruski pelo estímulo, orientação, compreensão e atenção que me concedeu no decorrer deste trabalho.

Aos meus queridos colegas e amigos em especial a Angélica, Cibele, Maria, Digiane, Tatiane e Rafaela pelo apoio, incentivo e troca de experiências.

Aos colegas da Pós-Graduação em especial a Alaine, Silvana, Sátiva, Josué, Erivana, Hindria e Aninha pelos momentos de estudo, descontração, incentivo, amizade e pela intensa força que me transmitiram para a realização desse trabalho.

Aos professores Wilton Silva Lopes, Valderi Duarte Leite e José Tavares de Souza pela cordial acolhida nas instalações da Extrabes.

À Universidade Estadual da Paraíba pela oportunidade oferecida para a realização do curso de Ciências Biológicas.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho.

RESUMO

As atividades humanas causam impactos negativos nos corpos d'água superficiais utilizados para o abastecimento da população. A poluição antrópica intensifica o processo de eutrofização, altera a qualidade da água pelo aumento exuberante de produtores primários com predominância de florações de cianobactérias. Estas causam redução do oxigênio dissolvido na coluna de água, diminuição da biodiversidade e a perda das qualidades cênicas do ecossistema. Alguns gêneros produzem cianotoxinas nocivas à biota e à saúde humana (irritações dérmicas, intoxicação hepáticas e neurológicas, tumores, cânceres e até a morte). Cianobactérias e suas cianotoxinas dificultam o tratamento da água, pelo aumento da turbidez, geração de sabor e odor desagradáveis, colmatação dos filtros de areia, maior gasto de produtos químicos e maior custo da água potabilizada. Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar, em escala de bancada, as melhores condições de coagulação da água bruta do açude Argemiro de Figueiredo (eutrofizado) na remoção de cor aparente, pH, turbidez e fitoplâncton usando cinco coagulantes (Sulfato de alumínio, Tanfloc, Cloreto de polialumínio, Polímero catiônico sintético e Polímero aniônico sintético). Em *Jar Test* foram simuladas a coagulação, floculação e sedimentação, fundamentais em uma Estação de Tratamento de Água convencional. As condições de funcionamento do *Jar Test* foram os mesmos para todos os ensaios (tempo de mistura rápida 60 s^{-1} , gradiente de mistura rápida 120 s^{-1} , tempo de floculação 20 min, gradiente de floculação 40 s^{-1} e velocidade de sedimentação de $1,4\text{ cm/min}$). Os resultados após sedimentação evidenciaram que o cloreto de polialumínio, na dosagem de $9,92\text{ mg.L}^{-1}$ de Al^{3+} e pH entre 5 e 6 sem adição de alcalinizante ou acidificante, apresentou as melhores remoções da cor aparente (70%) e verdadeira (100%), turbidez (16%) e 80% das células fitoplanctônicas. Os valores finais dessas variáveis estão dentro ou próximas às exigidas pela Portaria 2914/2011 para água potável: cor aparente 15 uH, turbidez 0,5 uT e pH entre 6 e 9,5. A densidade fitoplanctônica remanescente, de $4,5 \times 10^3\text{ cel/ml}$ pode ser removida na etapa seguinte, de filtração, sem colmatar os filtros tão rapidamente. Os resultados mostraram que o tratamento aplicado produziu um efluente de boa qualidade.

Palavras-chave: Cianobactérias, Eutrofização, Tratamento de Água, Turbidez.

ABSTRACT

Human activities cause negative impacts on the surface water bodies used for the supply of the population. The contamination of water sources by human pollution intensify the eutrophication process and the water quality is modified, with the reduction of the dissolved oxygen, aquatic biodiversity, loss of scenic qualities and more incidence of cyanobacteria. Some genera or species of cyanobacteria produce harmful cyanotoxins to humans with pathological effects ranging from skin irritation to liver and neurological problems, tumors, cancers and even death. Cyanobacteria and cyanotoxins also cause problems for the treatment and potability of water, such as increased turbidity, produced unpleasant odor and taste and filters obstructions, with a greater expense of chemicals, increasing the cost of potable water. The present study aimed to evaluate the best bench-scale clotting conditions of raw water of a eutrophic dam in the removal of apparent color, pH, hardness, alkalinity, turbidity and marine phytoplankton using five coagulants (aluminum sulphate, Tanfloc, polyaluminium chloride, synthetic Polymer and cationic Polymer anionic synthetic). *Jar Test* were simulated in the coagulation, flocculation and sedimentation, essential in a conventional Water treatment plant. The raw water used was from the Argemiro Figueiredo reservoir, with eutrophic levels and with frequently blooms. The parameters of operation of *Jar Test* were the same for all tests (quick mix time 60 s^{-1} , mixing fast gradient of 120 s^{-1} , flocculation time of 20 min, gradient of flocculation of 40 s^{-1} and sedimentation velocity $1,4\text{ cm/min}$). The results showed that the sedimentation polyaluminium chloride, in $9,92\text{ mg dosage.L}^{-1}$ of Al^{3+} and pH between 5 and 6 without the addition of alkalizing acidifying, presented the best or removals of apparent color (70%) and true (100%), turbidity (16%) and 80% of phytoplanktonic cells. The final values of these variables are within or close to the required by Ordinance 2914/2011 for drinking water: apparent color 15 uH, turbidity 0,5 uT and pH between 6 and 9.5. Phytoplankton density remaining, $4,5 \times 10^3/\text{ml}$ cel can be removed in the next step, without filtering bridge filters so quickly. The results showed that the treatment produced an effluent of good quality.

Keywords: Water Treatment. Eutrophication. Cyanobacteria. Colour Turbidity.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1:	Cianotoxinas, alvo primário em mamíferos e gêneros de cianobactérias.....	21
TABELA 2:	Parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios de <i>Jar Test</i>	33
TABELA 3:	Parâmetros analisados e seu respectivo método.....	34
TABELA 4:	Caracterização da água do Açude Acauã, (2011 – 2012).....	36
TABELA 5	Diversidade e concentração de células fitoplanctônicas na água do Açude de Acauã (2011 – 2012).....	37
TABELA 6:	Melhores valores dos parâmetros de coagulação sem aplicação de polímeros com os cinco coagulantes primários estudados.....	44
TABELA 7:	Desempenho do PAC (com polímeros) como auxiliar de coagulação na remoção da turbidez, cor aparente e verdadeira.....	48
TABELA 8:	Melhores dosagens de PAC isolado e combinado com polímeros.....	49

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1:	Fluxograma de coleta e análises das amostras de água bruta.....	30
FIGURA 2:	Ponto de captação da água bruta localizado no rio Paraibinha - Itatuba/Paraíba.....	31
FIGURA 3:	Equipamento de <i>Jar Test</i> com a água de estudo.....	32
FIGURA 4:	Diagrama de coagulação de cor aparente remanescente com (Tanfloc).....	39
FIGURA 5:	Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com (Tanfloc).....	40
FIGURA 6:	Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com (Tanfloc).....	40
FIGURA 7:	Diagrama de coagulação da cor aparente remanescente com polímero catiônico sintético.....	41
FIGURA 8:	Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com polímero catiônico sintético.....	41
FIGURA 9:	Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com polímero catiônico sintético.....	42
FIGURA 10:	Diagrama de coagulação da cor aparente remanescente com polímero aniônico sintético.....	42
FIGURA 11:	Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com polímero aniônico sintético.....	43
FIGURA 12:	Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com polímero aniônico sintético.....	43
FIGURA 13:	Diagrama de coagulação para cor aparente remanescente utilizando sulfato de alumínio.....	45
FIGURA 14:	Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente	

	utilizando o sulfato de alumínio.....	45
FIGURA 15:	Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com o sulfato de alumínio.....	46
FIGURA 16:	Diagrama de coagulação da cor aparente remanescente com cloreto de polialumínio.....	46
FIGURA 17:	Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com cloreto de polialumínio.....	47
FIGURA 18:	Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com cloreto de polialumínio.....	47

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVOS GERAIS.....	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 EUTROFIZAÇÃO: A PROBLEMÁTICA DAS FLORAÇÕES DE ALGAS E CIANOBACTÉRIAS.....	16
3.2 CIANOTOXINAS.....	20
3.3 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E POTABILIZAÇÃO DA ÁGUA.....	22
3.3.1 TRATAMENTO CONVENCIONAL.....	22
3.3.1.1 COAGULAÇÃO.....	22
3.3.1.2 FLOCULAÇÃO.....	25
3.3.1.3 SEDIMENTAÇÃO.....	26
3.3.1.4 FILTRAÇÃO.....	26
3.3.1.5 DESINFECÇÃO.....	27
3.3.2 OUTRAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	27
3.3.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	28

4. MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	30
4.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO.....	32
4.3 QUANTIFICAÇÃO DO FITOPLÂNCTON.....	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	36
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA - ANÁLISES FÍSICO- QUÍMICAS E BIOLÓGICAS	36
5.2 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO PARA ANÁLISE DA TURBIDEZ, COR APARENTE E VERDADEIRA.....	38
5.2.1 TANFLOC.....	38
5.2.2 POLÍMERO CATIONICO SINTÉTICO.....	40
5.2.3 POLÍMERO ANIÔNICO SINTÉTICO.....	42
5.2.4 SULFATO DE ALUMÍNIO.....	44
5.2.5 O CLORETO DE POLIALUMÍNIO.....	46
5.2.6 OS POLÍMEROS CATIONICOS.....	48
6. CONCLUSÕES	50
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

1. INTRODUÇÃO

Variáveis ambientais interligadas geográfica e ecologicamente atuam na distribuição e regulação das florações de cianobactérias em ambientes aquáticos eutrofizados (TUNDISI et al., 2008). Em geral, nos reservatórios do semi-árido brasileiro, a dominância de cianobactérias se associa diretamente à temperatura elevada da água e do ambiente, longos períodos da detenção de água nos reservatórios, a morfologia dendrítica das represas ou açudes com formação de meandros com águas paradas ou de fluxo lento, as relação concentrações de nitrogênio e fósforo total e solúvel e o elevado pH da água (ESTEVES, 2011; COSTA, 2009).

A presença de cianobactérias representa uma grave ameaça à saúde do ambiente aquático e das pessoas usuárias dessas águas, visto que grande parte das espécies se associa à produção de metabólitos secundários de natureza tóxica. No geral, as intoxicações em humanos podem ocorrer através do contato com a água contendo células produtoras de toxinas, através do consumo de peixes planctófagos que acumulam cianobactérias e suas toxinas nos intestinos, guelras e músculos, acumulam também os crustáceos e outros organismos provenientes de águas eutróficas (MAGALHAES et al., 2003). Outra fonte de intoxicação é o consumo de água bruta de reservatórios de abastecimento público com florações de cianobactérias (CHORUS e BARTRAM, 1999; CALIJURI, SANTOS, 2006) e por hemodiálise (AZEVEDO, 2002).

A primeira confirmação *in loco* da morte de seres humanos por intoxicação com cianotoxinas ocorreu numa clínica de hemodiálises em Caruarú/PE, em 1996. Pacientes em tratamento foram injetados com água contaminada com microcistina, cianotoxina produzidas por *Microcystis aeruginosa* e outras espécies de cianobactérias resultando na morte de 52 pacientes (AZEVEDO, 2002).

Essa confirmação levou à OMS a publicar rapidamente novas guias sobre o monitoramento da qualidade da água bruta que incorporaram novos indicadores, como a concentração das cianobactérias e de suas toxinas nos mananciais utilizados para abastecimento de água potável. No Brasil, a Portaria 1.469 de 29 de dezembro de 2000 incorporou as novas normativas que estabeleceram os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, que passou a

exigir quantificação semanal de cianobactérias e a análise das concentrações de microcistinas com a mesma frequência sempre que registrada a ocorrência de floração no ponto de captação do manancial com número de células de cianobactérias igual ou superior a 20.000 cel/ml. Periodicamente o Ministério da Saúde atualiza a legislação pertinente e a Portaria 518 /GM de 25 de março de 2004 substituiu a anterior, já em 2011 houve mais uma substituição, estando atualmente vigente a Portaria 2.914 de 12 de Dezembro de 2011, do Ministério da Saúde que recomenda também a análise de saxitoxinas e de cilindrospermopsina.

O tratamento da água para abastecimento humano é de extrema importância na saúde pública e para a eliminação de cianobactérias e cianotoxinas, novas tecnologias devem ser utilizadas adaptando a estação de tratamento de água (ETA) às novas condições das águas brutas dos mananciais (BEVILACQUIVA; AZEVEDO; CERQUEIRA, 2009). Um defeito no sistema de tratamento que dificulte a potabilização afetará a um número elevado de pessoas abastecidas pela rede coletiva que distribui água procedente dessa ETA.

O tratamento de água se constitui em um conjunto de processos e operações sequenciais, destinadas à remoção de impurezas tais como sólidos em suspensão, substâncias orgânicas e inorgânicas que causam sabor e odor; assim como a correção da dureza, da turbidez, eliminação de microrganismos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos) e das cianotoxinas (LIBÂNIO, 2010).

As etapas que fazem parte do tratamento convencional são: coagulação (desestabilização das partículas em suspensão); floculação (formação de flocos do coagulante com as impurezas); sedimentação (separação dos flocos e sólidos da água, pela ação da gravidade); filtração (filtro com leito de areia e pedras) e desinfecção química (eliminação dos microrganismos excedentes com cloro ou dióxido de cloro, ozônio, bromo, iodo), ou física por radiação ultravioleta e posterior adição de flúor, se for aceito pela legislação.

Estudos demonstram a eficiência do tratamento convencional para águas sem ou com florações de cianobactérias (DI BERNARDO e DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010). Entretanto, existe a possibilidade de lise das células e consequente liberação das cianotoxinas, que na sua maioria são endotoxinas (CEBALLOS et al., 2006). Para a remoção destas é necessário tratamento específico, denominado genericamente de tratamento avançado e que inclui diversas

modalidades e inovações tecnológicas. Como muitas estações de tratamento foram construídas há cerca de 30 anos atrás ou mais, não possuem tratamento avançado e para sua instalação se requer a adição de mais uma unidade como uma coluna de carvão ativado onde ocorrerá especificamente a eliminação ou a redução das cianotoxinas o qual ainda representa um grande desafio e maiores investimentos (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Nessa perspectiva, o presente trabalho visou avaliar, em escala de bancada, a eficiência da coagulação, onde ocorre elevada remoção de células de cianobactérias se for realizada sob condições apropriadas, com uso de um agente coagulante que favoreça esse processo.

2. OJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar as melhores condições de coagulação da água bruta de um açude eutrofizado usando cinco coagulantes - Sulfato de Alumínio, Polímero Catiônico Natural (TANFLOC), Cloreto de Polialumínio (PAC), Polímero Catiônico Sintético e Polímero Aniônico Sintético visando promover uma melhor remoção de células de cianobactérias, cor e turbidez.

2.2 Objetivos Específicos

- A.** Testar a eficiência de cinco tipos de coagulantes na remoção de cor aparente, cor verdadeira e turbidez das águas de um açude eutrofizado;
- B.** Definir a melhor dosagem dos coagulante sob teste para obter a maior eficiência de remoção dos parâmetros sob estudo;
- C.** Escolher o coagulante e a dosagem mais apropriada para esse tipo de água sob as condições hidráulicas definidas para os testes;
- D.** Testar os melhores valores para remover células de cianobactérias;
- E.** Uso de polímeros como auxiliares da coagulação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. EUTROFIZAÇÃO: A PROBLEMÁTICA DAS FLORAÇÕES DE ALGAS E CIANOBACTÉRIAS

A palavra eutrófico vem do grego ("*eu*" significa bom e "*trophein*", nutrir) e no sentido literal significa "bem nutrido". Em seu aspecto limnológico a eutrofização é definida enquanto um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas aquáticos advindo principalmente do aumento nos níveis de nutrientes (especialmente compostos nitrogenados e fosfatados) que pode decorrer tanto da descarga natural de nutrientes do solo, carreados pelas chuvas ou por animais (eutrofização natural), bem como através do lançamento de cargas pontuais e/ou difusas de efluentes industriais, domésticos, e de áreas cultivadas, os quais apresentam alto teor de nutrientes (eutrofização antrópica) (AZEVEDO, 2005).

A eutrofização antrópica é a mais comum no mundo devido ao rápido efeito das pressões antropogênicas em poucos anos ou até em meses facilitam o crescimento do fitoplâncton, podendo resultar na proliferação excessiva de macrófitas, algas e cianobactérias, que recobrem a superfície do corpo aquático impedindo a entrada de luz, aumentam os processos de decomposição da matéria orgânica com conseqüente depleção do oxigênio dissolvido na água, que por sua vez causa mortandade de peixes e liberação de substâncias tóxicas (WETZEL, 1993).

As cianobactérias são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos que em seus processos vitais necessitam somente de água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e energia solar. Pertencem a um grupo antigo de organismos existentes no Planeta há mais de 3,5 bilhões de anos, quase que acompanhando o surgimento da vida. Sua fotossíntese com produção de oxigênio livre representou a primeira e mais primitiva fotossíntese oxigênica que gerou a atmosfera atual com 20% de O₂ (CHORUS; BARTRAM, 1999; MADIGAN; MARTINKO; PARKER, 2010).

O florescimento ou bloom é o crescimento ou proliferação excessiva de algas e cianobactérias que causa coloração verde intensa e facilmente visível na água com formação, em alguns casos, de uma nata grossa verde na sub superfície, especialmente em períodos de pouca movimentação da água armazenada nas represas (BEVILACQUA; AZEVEDO; CERQUEIRA, 2009).

Embora as florações de cianobactérias sejam associadas principalmente a ambientes eutróficos observa-se que os ambientes mesotróficos assim como os oligotróficos também apresentam alguns registros de florações (CHORUS; BARTRAM, 1999; FERNANDES et al., 2009). Fatores físicos, químicos e biológicos estão associados à formação das florações, destacando-se a disponibilidade de nutrientes (elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo), pH e temperatura, características hidrológicas e sedimentares (FERNANDES et al., 2009).

Florações de cianobactérias têm sido observadas nas mais diversas regiões do mundo. Cepas tóxicas causadoras de intoxicações humanas através do consumo oral foram registradas na Austrália, Inglaterra e África do Sul (FALCONER; HUMPAGE, 2005). Na China algas e cianobactérias, na ordem de 3 a 5 x 10⁴ células/ml foram observadas no lago Taihu. Sant'Anna et al., (2008) identificaram no Brasil 32 espécies de cianobactérias comprovadamente produtoras de cianotoxinas, sendo o menor número na região tropical em relação à região subtropical do país. Esses resultados podem estar influenciados não pela ausência e sim pela falta de registros. Na Paraíba há diversos mananciais que apresentam espécies toxigênicas com blooms frequentes entre eles Acauã, Cordeiro, Cacimba da Várzea e Várzea Grande (VASCONCELOS et al., 2011).

Segundo Tsukamoto e Takahashi (2008), a Região Nordeste é uma das áreas de maior contaminação com cianotoxinas devido à abundância de cianobactérias e frequentes florescimentos pela elevada disponibilidade de nutrientes nas águas superficiais, advindos das descargas domésticas, o clima quente e o elevado tempo de retenção da água. Todos são fatores que favorecem o desenvolvimento de cianobactérias.

O semi-árido Brasileiro possui reservatórios de acumulação que são responsáveis por reter a água, geralmente de chuva, e armazená-la para utilizá-la para o abastecimento da população local, principalmente em período de seca prolongadas, característica típica do clima da região, com chuvas concentradas entre 4 a 6 meses do ano. No Estado da Paraíba os principais sistemas de abastecimento de água para consumo humano são as represas ou açudes. O Estado possui registro de mais de nove mil açudes, porém, apenas 121 são monitorados pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado (AESAs). Os 20 reservatórios com capacidade superior a 30 milhões de m³ representam teoricamente cerca de 80% da capacidade de armazenamento das águas superficiais no Estado.

Segundo Macedo (2009), o monitoramento dos 20 principais açudes do Estado no âmbito do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD Caatinga) demonstrou a ocorrência de cianobactérias potencialmente toxigênicas em 18 deles, com predomínio de *Microcystis aeruginosa*, *Cilindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardhii*, especialmente no período seco. Em 13 açudes foi detectada a presença de microcistina, em concentrações inferiores a $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2 deles e em 11 os valores foram superiores a $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. Vasconcelos et al., (2011), considerando os mesmos 20 reservatórios, observaram que em 2006 as florações de cianobactérias se apresentavam em 3% deles, enquanto que em 2009 a porcentagem de açudes com florações aumentou para 62%. Os autores ressaltam o aumento da eutrofização nos seis anos transcorridos, associada aos impactos antropogênicos crescentes nas bacias estaduais.

O açude Argemiro de Figueredo, popularmente conhecido por Açude de Acauã, constitui o quarto maior açude da Paraíba. Está localizado na bacia hidrográfica do médio Paraíba e é formado pelo barramento dos rios Paraíba e Paraibinha. Desde sua inauguração, em 2002, apresenta constantes registros de florações de cianobactérias.

Estudos realizados no final de 2002 e início de 2003 por Barbosa e Mendes (2004) no reservatório de Acauã, demonstraram a redução da transparência, que no momento apresentou-se 0,80 m. A diminuição da transparência observada foi atribuída ao aumento significativo na densidade fitoplânctônica e à redução do volume de água acumulado. As espécies e gêneros de cianobactérias mais comumente observados foram *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena ssp.*, *Oscillatoria spp.* e *Cilindrospermopsis raciborskii*. Esta última foi a espécie que mais contribuiu para a densidade total de fitoplâncton.

Entre 2004 e 2005 o açude de Acauã foi classificado como eutrófico com espécies da classe Chlorophyceae (48,4%) e Cyanophyceae (25%). As espécies de cianobactérias dominantes foram *Oscillatoria lauterbornii* seguida pela *Cilindrospermopsis raciborskii*, *Plankthotrix sp* e *Microcystis aeruginosa*. Casos de dermatites na população ribeirinha foram associados à presença de florações de cianobactérias (LINS, 2006; SILVA, 2006).

O Índice de Estado Trófico (IET) no açude de acauã em 2006 (IET de Carlson, modificado por Toledo Junior et al., 1983) variou de eutrófico para hipereutrófico. Cyanophyceae foi a classe com maior representatividade (70%) (Chlorophyceae teve apenas 7%). Fatores como a estabilidade observada na coluna de água, à irradiação, à temperatura e ao pH elevado contribuiu

para o surgimento desse agravante. Os gêneros e espécies de cianobactérias predominantes foram: *Pseudoanabaena sp*, *Oscillatoria sp*, *Plankthrothrix agardhii*, *Cilindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa* (LUNA, 2009; NASCIMENTO, 2008).

Durante o período de 2007 e 2008 foi observada predominância das Cyanophyceae, com destaque para as espécies *Plankthrothrix agardhii*, *Pseudoanabaena limnética* e *Cilindrospermopsis raciborskii* e o ambiente permaneceu com elevados graus de trofia (LINS, 2011). Nesse mesmo período as cianobactérias foram dominantes em relação aos demais componentes da comunidade fitoplanctônica. No período seco, o número de indivíduos da classe Cyanophyceae foi superior a 20.000 ind.mL⁻¹. Foram observadas elevadas concentrações de microcistina na água do açude de Acauã no período seco (3,64 µg.L⁻¹) e em peixes em estudos de bioacumulação, tanto nas vísceras (média de 8,04 µg.kg⁻¹) quanto nos músculos (média de 0,84 µg.kg⁻¹). Tais resultados evidenciam que o controle por parte dos órgãos gestores dos recursos hídricos deve ser cuidadoso, devendo-se estender durante todo o ano, com maior empenho nos meses de seca (MACEDO, 2009).

É difícil o controle das florações nos mananciais assim como sua entrada nas ETAs. A Portaria 2.914/2011 e na anterior, Portaria 518/2004, proíbem o uso de algicidas bem como qualquer ação que possa promover a lise das células das cianobactérias quando sua densidade exceder 20.000 células/ml, já que seu rompimento implicaria na liberação das toxinas e possível comprometimento da saúde dos usuários, principalmente no caso de águas destinadas ao abastecimento público.

Amostragens realizada por Lins (2011), em três pontos de coleta (confluência dos tributários, próxima dos tanques-rede com piscicultura intensiva, e na zona de barragem), evidenciaram a dominância de espécies filamentosas na zona eufótica e afótica com destaque para *Plankthrothrix agardhii*. Outras espécies coexistiram no ambiente nesse período alternando-se em dominância como *Pseudoanabaena limnética*, *Cilindrospermopsis raciborskii*, *Aphanocapsa incerta*, *Dolichospermum circinalis*, *Oscillatoria lacustre*, *Microcystis aeruginosa* e *Microcystis sp*. Amostras coletadas na zona eufótica nos três pontos e posteriormente integradas em uma única amostra revelaram presença de microcistina-LR, em concentrações máximas de 27,29 µg.L⁻¹ no período de seca e com densidade de células entre 10³ e 10⁴ (cel.mL⁻¹).

3.2 CIANOTOXINAS

Uma das maiores preocupações associada à presença de cianobactérias está na sua capacidade em produzir toxinas (cianotoxinas) extremamente potentes, e que podem ser acumuladas e biomagnificadas ao longo da cadeia trófica provocando diversos sintomas de intoxicação e efeitos crônicos ou agudos, alguns inclusive de difícil diagnóstico. A exposição humana a cianotoxinas pode acontecer de diferentes maneiras como o contato com a pele (dermatite), inalação, ingestão oral, intravenosa e por meio da bioacumulação na cadeia alimentar (CARMICHAEL, 1992).

As cianotoxinas são metabólitos secundários biologicamente ativos produzidos por algumas espécies de cianobactérias, com estruturas químicas e propriedades toxicológicas diversas (SIVONEN; JONES, 1999), sendo responsáveis pela maioria dos casos de intoxicações em águas doces ou marinhas (CARMICHAEL et al., 1992). Podem ser classificadas de acordo com sua estrutura química e seu potencial tóxico. Em termos de estrutura química elas podem apresentar peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos. Os mecanismos de toxicidade podem ser de três formas: hepatotóxicos, neurotóxicos ou dermatotóxicos (BRASIL, 2003).

As hepatotoxinas mais produzidas pelas cianobactérias em ambientes aquáticos são: microcistinas - heptapeptídeos cíclicos que tem efeito na inibição de fosfatases, cilindrospermopsina – alcalóides guanidínico cíclico que inibe a síntese protéica e nodularina - pentapeptídeo com estrutura e ação semelhante as hepatotoxinas.

As cianotoxinas de efeito neurotóxico são saxitoxinas – alcalóides carbamatos que causa a inibição da transmissão nervosa através de bloqueio dos canais de sódio nas células, anatoxinas-a – alcalóides responsáveis pelo bloqueio dos receptores nicotínicos e colinérgicos de sinapses neuromusculares e anatoxina-a (s) – organofosforado natural que atua inibindo a atividade da acetilcolinesterase. Foi detectada em animais e a letra S se refere ao sintoma mais característico que é a salivação em excesso (CYBIS, 2006).

As dermatotoxinas são lipopolissacarídeos integrantes da parede celular de bactérias Gram negativas em particular de cianobactérias que em contato com a pele podem causar vários sintomas como irritação, vermelhidão e lesões da pele, irritação dos olhos, conjuntivite, urticária,

obstrução nasal e asma (CYBIS, 2006). As principais cianotoxinas, os principais órgãos alvos de ação e as espécies produtoras são apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Cianotoxinas, alvo primário em mamíferos e gêneros de cianobactérias.

TOXINA	ALVO PRIMÁRIO EM MAMÍFEROS	GÊNERO DE CIANOBACTÉRIAS
Microcistina*	Fígado	<i>Microcystis sp.</i> ; <i>Anabaena sp.</i> ; <i>Planktothrix sp.</i> ; <i>Oscillatoria sp.</i> ; <i>Hapalosiphon sp.</i> ; <i>Anabaenopsis sp.</i> ; <i>Nodularia sp.</i>
Nodularina*	Fígado	<i>Nodularia sp.</i>
Anatoxina a**	Nervo - simpático	<i>Anabaena sp.</i> ; <i>Planktothrix sp.</i> ; <i>Aphanizomenon sp.</i>
Anatoxina-a (s)**	Nervo - simpático	<i>Anabaena sp.</i>
Aplisiotoxina**	Pele	<i>Planktothrix sp.</i>
Cilindrospermopsina**	Fígado	<i>Cilindrospermopsis sp.</i> ; <i>Aphanizomenon sp.</i>
Lyngbyatoxina – a**	Pele, trato gastrointestinal	<i>Lyngbya sp.</i>
Saxitoxinas**	Nervo - axônico	<i>Anabaena sp.</i> ; <i>Aphanizomenon sp.</i> ; <i>Lyngbya sp.</i> ; <i>Cilindrospermopsis sp.</i>
Lipopolissacarídeos LPS***	Qualquer contato. Irritação da pele e mucosas	Todas as espécies

*Peptídeos cíclicos; **Alcalóides; ***Lipopolissacarídeos. Adaptado de SIVONEN, K. & JONES, G. (1999).

3.3 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E POTABILIZAÇÃO DA ÁGUA

3.3.1 TRATAMENTO CONVENCIONAL

A tecnologia de tratamento de água que predomina nas ETAs do Brasil é denominada “convencional” ou de ciclo completo. Esse ciclo é caracterizado por etapas relevantes: coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. No tratamento convencional a coagulação geralmente ocorre na unidade de mistura rápida e consiste na primeira etapa podendo estar também em diversas outras tecnologias de tratamento de água, à exceção da filtração lenta (LIBÂNIO, 2010).

Segundo dados do IBGE (2012), há cerca de 2.817 municípios brasileiros dotados de estações de tratamento convencional, dentre os quais 104 na Região Norte, 851 no Nordeste, 1.087 no Sudeste, 545 no Sul e 230 no Centro-Oeste. Neste cenário, considerando que diversos municípios dispõem de mais de uma unidade de tratamento, estima-se que mais de 3500 estações convencionais estejam em operação no País.

3.3.1.1 COAGULAÇÃO

A coagulação é um processo físico de clarificação da água realizada na unidade de mistura rápida. Inicia-se segundos após a adição do coagulante, com a formação de espécies hidrolisadas de carga positiva que são transportadas e que por atração eletrostática reúne as partículas com carga negativa como sólidos e compostos orgânicos dissolvidos além de microrganismos (vírus, algas, fungos, bactérias) entre outros, causando a desestabilização dessas partículas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Considerando os aspectos eletrostáticos, o processo de coagulação é caracterizado pela redução do potencial zeta com a adição de íons específicos. A coagulação ocorre quando um eletrólito catiônico baixa o potencial zeta, pois o eletrólito reduz as forças repulsivas permitindo que a ação das forças atrativas de Van Der Waals promovam a aglutinação. As dosagens de eletrólitos dependem da concentração dos coloides (LIBÂNIO, 2010).

Quando os íons de carga positiva como os de ferro e alumínio entram em contato com a solução aquosa formam fortes ligações com os átomos de oxigênio e liberam átomos de hidrogênio ocasionando um aumento significativo do íon H^+ na solução que causa a redução do pH. A mistura rápida promove o transporte das espécies hidrolisadas para que possam entrar em contato com as impurezas presentes (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Os coagulantes são produtos químicos de origem orgânica ou inorgânica que podem ser preparados sinteticamente ou formulado a partir de substâncias naturais. Quando adicionados na água a uma dosagem ótima causam a desestabilização das partículas. A maioria dos coagulantes quando dissolvidos na água formam sítios ionizáveis de cargas positivas (catiônicos e os aniônicos). Entre os coagulantes mais utilizados destacam-se o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato de ferro, o cloreto de polialumínio e o polímero catiônico natural e sintético (PIANTÁ, 2008).

Registros indicam o uso do sulfato de alumínio na Inglaterra desde o século XVIII, uso que se estende até hoje devido à sua eficiência, baixo custo, fácil manejo operacional e grande disponibilidade sendo produzido a partir da bauxita e possui de 3 a 6% de ácido sulfúrico não reagido e concentrações leves de metais pesados como chumbo, cromo, cádmio, mercúrio e outros metais (LIBÂNIO, 2010).

A ingestão de água com alumínio está sendo associada a uma variedade de doenças fisiológicas e neurológicas como a doença de Alzheimer, na demência senil entre outras (SRINIVASAN et al., 1999). Nesse contexto, o uso de coagulantes naturais seria uma boa alternativa para a obtenção de água potável. Eles poderiam auxiliar no processo de coagulação tanto de forma individual ou junto com outros sais tradicionais.

De acordo com a 4ª edição das “Guias da Qualidade da Água para Beber” da Organização Mundial da Saúde de 2011 (Guideliens for Drinking Water Quality – World Health Organization, 2011) a principal via de exposição do alumínio para a população de forma geral é através da ingestão de alimentos, entre eles a água. Além disso, há pouca indicação de que o alumínio ingerido por via oral seja altamente tóxico para o ser humano, apesar da sua ocorrência generalizada em alimentos e na água potável entre outros. Ainda segundo a OMS, apesar de a associação entre o alumínio e a doença de Alzheimer não pode ser totalmente descartada, há

indícios de que a relação positiva de vários estudos epidemiológicos seja casual, já que as pesquisas não seriam suficientemente claras e específicas (GRAVES et al., 1990).

O cloreto de polialumínio (PAC) é um polímero derivado do alumínio que depende menos da temperatura e pH do que os sais de alumínio. Os benefícios desse coagulante incluem a melhor formação de flocos em ampla faixa de pH, menor produção de lodo devido às menores dosagens, pouca ou nenhuma necessidade de usar polímero, menor consumo em relação à alcalinidade e menor residual de alumínio. Sua maior desvantagem é que tem custos mais elevados do que o sulfato de alumínio e cloreto férrico, podendo ser compensada sua utilização pela maior eficiência (VALENCIA, 1992).

Os polímeros denominados de polieletrólitos podem predominar sítios ionizáveis positivos (catiônicos) e negativos (aniônicos) ou nenhum deles (não-iônicos) (BOLTO; GREGORY 2007). Dentre as vantagens relatadas em relação a seu uso tem-se certa independência do pH de coagulação, menor dosagem (principalmente quando utilizado como auxiliar), menor volume de lodo gerado e aumento na carga iônica. Como desvantagem reportam-se aos custos mais elevados desses coagulantes e menor remoção da turbidez e substâncias orgânicas naturais (MATILAINEN et al., 2010).

Os polieletrólitos catiônicos são os polímeros mais usados devido a sua alta densidade de carga. A neutralização de carga é relatada como provável mecanismo predominante na remoção de matéria orgânica natural (MON) através de seu uso. São eficazes na remoção da MON hidrofóbica e produzem menor quantidade de lodo. Entretanto, apresentam como aspectos negativos o aumento do custo em virtude do aumento da dose necessária. Além disso, têm-se efeitos tóxicos menos significativos e a formação de flocos menores em virtude da neutralização de cargas (BOLTO e GREGORY, 2007).

Os coagulantes naturais apresentam várias vantagens em relação aos coagulantes químicos por serem biodegradáveis e não-tóxicos, e ainda produzirem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais (KAWAMURA, 1991). A dispersão do coagulante na água acarreta a liberação de CO₂, consumo da alcalinidade e conseqüentemente a diminuição do pH. A escolha do coagulante é importante uma vez que se ocorrerem falhas nessa etapa, todas as demais serão comprometidas e a água a ser produzida poderá não atender aos padrões de qualidade.

Alguns fatores podem interferir na coagulação diminuindo o êxito desse processo, entre eles destacam-se o tipo de coagulante, o pH da solução, a alcalinidade da água bruta, a natureza e o tamanho das partículas e a distribuição dos produtos químicos (LIBÂNIO, 2010).

O pH da coagulação é governado pela alcalinidade, pela dosagem de coagulante e pelas características físicas e químicas da solução. Constitui um parâmetro importante por influenciar em diversos processos químicos como a precipitação de íons e metais pesados, assim como na solubilidade de nutrientes, atua diretamente na fisiologia das diversas espécies aquáticas e na prevalência das espécies hidrolisadas do coagulante quando a coagulação se efetua com sais de alumínio ou de ferro, independente do mecanismo predominante.

3.3.1.2 FLOCULAÇÃO

Etapa de clarificação da água que se constitui em um conjunto de processos físicos visando a formação de flocos para que estes possam na etapa posterior sedimentar por ação da gravidade. As impurezas agregadas na coagulação passam para etapa de mistura lenta que favorece a colisão entre as partículas já desestabilizadas contribuindo para a formação de flocos mais densos (KAWAMURA, 1991). Essa etapa assume também papel importante na remoção e diminuição de partículas suspensas e coloidais presentes na solução.

Quando os flocos formados na coagulação e floculação apresentam baixa velocidade de sedimentação, a flotação é utilizada em substituição à sedimentação na sequência de tratamento. Esse processo visa à separação gravitacional auxiliada pela adição de microbolhas de gás (geralmente ar). As microbolhas de gás em contato com a partícula, ou floco, forma um aglomerado de densidade aparente menor que a da água, fazendo com que esse aglomerado partícula-bolha (foco-bolha) flutue até a superfície. A “escuma” formada na superfície é continuamente removida por meio de raspadores de superfície (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.3.1.3 SEDIMENTAÇÃO

De acordo com Libânio (2010), a sedimentação é caracterizada por uma separação gravitacional que se baseia na diferença da densidade entre a partícula, ou floco e a água. Esse processo é influenciado pelo tamanho da partícula. O resíduo sedimentado constitui o lodo que é resultante do processo coagulação/floculação e sedimentação sendo biodegradável composto por microrganismos, partículas, impurezas, produtos químicos geralmente acumulado por um certo período de tempo no próprio tanque de sedimentação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.3.1.4 FILTRAÇÃO

A filtração rápida é um processo físico no qual as partículas, ou flocos, de impureza são retidas nos vazios de um meio granular, ou seja, elas são resultado da interação dos mecanismos de transporte, aderência e desprendimento (LIBÂNIO, 2010). O mecanismo de transporte é caracterizado pela condução das partículas à superfície do material granular e posterior adesão por ação de forças superficiais. Quando essas forças de adesão são superadas as partículas são desprendidas e seguem para outras camadas do filtro, aumentando sua concentração no efluente e assim comprometendo a capacidade do meio filtrante em reter as impurezas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A filtração é relevante por ter função primordial na remoção das partículas responsáveis pela cor e turbidez. Assume também uma função mais significativa, uma vez que, as falhas porventura ocorridas na coagulação, floculação e sedimentação podem ser corrigidas nessa etapa assegurando a qualidade da água tratada (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

As tecnologias de tratamento de água que envolvem a filtração rápida têm a coagulação química como parte integrante, e fundamental, da sequência do tratamento. O meio granular mais comum é a areia (LIBÂNIO, 2010).

3.3.1.5 DESINFECÇÃO

A desinfecção constitui a etapa do tratamento que tem como objetivo a destruição ou inativação dos microrganismos remanescentes ao longo dos processos. É realizada pela adição de agentes físicos e/ou químicos. Os agentes físicos que se destacam na desinfecção são a radiação UV, a radiação gama, radiação solar e, em nível domiciliar, a fervura (DANIEL et al., 2001).

A ação dos compostos químicos no tratamento de água é a oxidação, com ruptura da parede celular e a difusão do desinfetante para o interior da célula. No caso dos agentes químicos destacam-se em ordem potencial de oxidação o ozônio, dióxido de cloro, cloro, bromo e iodo. Os desinfetantes químicos mais comumente utilizados são o cloro (livre e cloroaminas), o dióxido de cloro, o ozônio e a radiação ultravioleta.

O cloro é o oxidante mais utilizado em todo o mundo (DANIEL et al., 2001). O ozônio é um poderoso oxidante e possui ação germicida superior contra bactérias e vírus frente ao cloro (LIBÂNIO, 2010). É interessante ressaltar que o ozônio vem sendo usado para outras finalidades além da desinfecção, tais como oxidação de matéria orgânica e inorgânica, auxiliar para remoção de turbidez e cor e, mais recentemente, em processos biológicos aeróbios em filtros e em meios adsorventes (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

3.3.2 OUTRAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A filtração direta é uma tecnologia de tratamento em que filtros rápidos são as únicas unidades destinadas à remoção de sólidos presentes na água e nas quais a água bruta é coagulada antes de ser encaminhada às unidades de filtração (LIBÂNIO, 2010). Esta técnica é geralmente usada quando parâmetros como turbidez e cor verdadeira apresentam-se relativamente baixos em estações de tratamento do tipo ciclo completo ou convencional e dependendo da qualidade da água bruta, principalmente do tamanho das partículas, das características do meio filtrante e da taxa de filtração, a floculação pode não ser utilizada (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A tecnologia de filtração por membranas é uma tecnologia promissora na remoção de cianobactérias como de cianotoxinas. Trata-se de um processo que envolve a utilização de

membranas sintéticas, porosas ou semipermeáveis, orgânicas ou inorgânicas e em uma configuração adequada, para separar de um fluido partículas sólidas de pequeno diâmetro, bactérias, vírus, moléculas orgânicas, compostos iônicos de baixo peso molecular e até gases (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). O que difere cada um destes processos é a capacidade e a forma de separação do contaminante.

A filtração lenta não possui a coagulação química e a água bruta é pré-filtrada chegando no filtro em areia. Nessa etapa a água passa por um meio filtrante, que, em geral, consta de uma camada de areia, onde acontece a formação de um filme biológico constituído por bactérias, algas, protozoários, invertebrados, chamado antigamente de “schmutzdecke” e hoje por “biofilme” que atua na remoção de material orgânico e inorgânico suspenso (DI BERNARDO e TANGERINO, 2006). É caracterizada como eficiente barreira microbiológica, eficaz na produção de água potável com baixa quantidade de impurezas. Dentre as vantagens da filtração lenta destacam-se a não utilização da coagulação química, a simplicidade de instalação e a eficiência na remoção de microrganismos (LIBÂNIO, 2010).

3.3.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A Portaria do Ministério da Saúde nº 2914 de 12 de Dezembro de 2011 dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e define o padrão de potabilidade através de valores máximos permitidos das diversas substâncias que devem ser analisadas na água de consumo (BRASIL, 2011). Os parâmetros básicos de análises físico-químicas são temperatura, pH, dureza, alcalinidade, turbidez, cor aparente e verdadeira.

A temperatura da água indica a intensidade da energia cinética do movimento aleatório das moléculas e sintetiza o fenômeno de transferência de calor à massa líquida que pode ocorrer por radiação, condução e convecção da interação atmosfera e solo. A coagulação, etapa presente na maioria das tecnologias de tratamento, é menos eficiente a temperaturas baixas (LIBÂNIO, 2010). O pH (potencial hidrogeniônico) expressa a concentração de íon hidrogênio indicando o caráter ácido, neutro ou básico de uma solução. Nos sistemas de abastecimento, águas com valor elevado de pH tendem a formar incrustações (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A alcalinidade indica a capacidade da água em resistir às mudanças de pH. Esse parâmetro influencia de modo significativo na etapa de coagulação, uma vez que, se for baixa, a coagulação poderá exigir a adição de alcalinizante para ajuste do pH, porém, se a alcalinidade e o pH forem altos, o uso de coagulante como sulfato de alumínio poderá causar problemas (LIBÂNIO, 2010).

A dureza da água é devido à presença de cátions metálicos divalentes como Ca^{2+} e Mg^{2+} que em contato com o sabão reagem e formam precipitados. A dureza pode ser classificada em temporária e permanente. A dureza temporária é causada pela presença de bicarbonatos de cálcio e magnésio. Já a dureza permanente é devida à presença de sulfatos, cloretos e nitratos de cálcio e magnésio (SPERLING, 2005).

Os materiais sólidos em suspensão causam a turbidez tornando a água menos transparente. Água com turbidez elevada contribui com aumento de flocos pesados que decantam mais rapidamente do que água com baixa turbidez. Já na desinfecção a turbidez dificulta a ação dos desinfetantes sobre os microrganismos, uma vez que, as partículas podem atuar como barreiras de proteção aos microrganismos, e a matéria orgânica pode consumir o desinfetante antes de atingir os mesmos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A cor da água é fornecida pela presença de partículas minúsculas finamente dispersas de dimensão inferior a $1\mu\text{m}$ denominadas colóides. A cor aparente é causada normalmente pelas partículas suspensas, uma vez que essas partículas sejam removidas pelo processo de centrifugação ou filtração em membrana de milipore obtêm-se a cor verdadeira (LIBÂNIO, 2010).

A cor verdadeira resulta da concentração de matéria orgânica como substâncias húmicas, taninos, metais como ferro e manganês e resíduos industriais de coloração forte devido a partículas coloidais normalmente negativas que só podem ser removidas por processos de coagulação-floculação (LIBÂNIO, 2010). A análise da cor verdadeira é de fundamental importância para o diagnóstico da presença de matéria orgânica na solução presente na água bruta que pode sofrer oxidação na etapa de cloração formando compostos potencialmente cancerígenos dentre eles o trihalometanos (VON SPERLING, 2005).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O fluxograma da sequência metodológica desenvolvida durante as etapas experimentais é apresentado na figura 1.

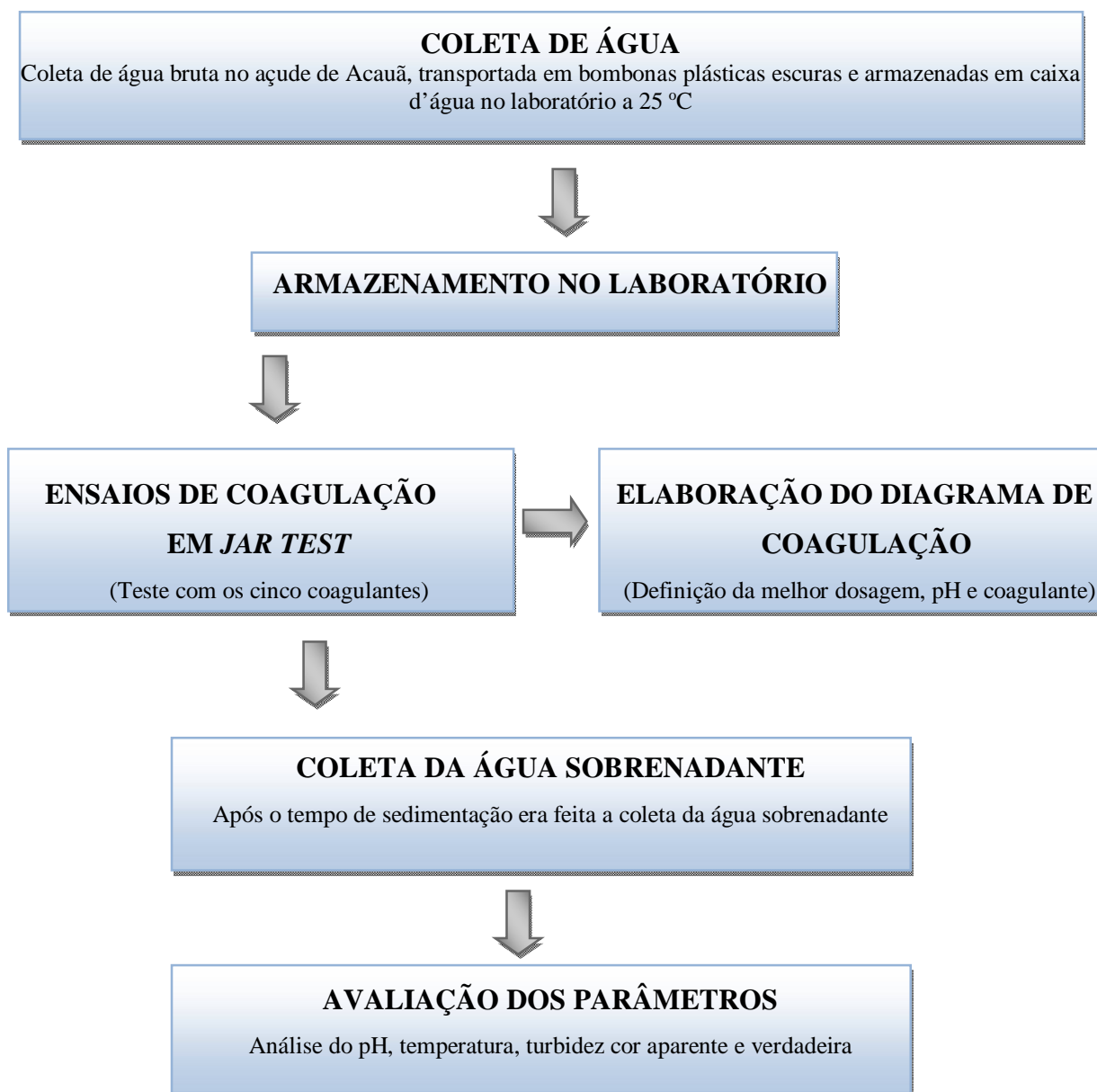


Figura 1: Fluxograma de coleta e análises das amostras de água bruta

A água utilizada neste estudo foi proveniente do Açude Argemiro de Figueiredo e foi coletada na entrada da ETA de Itatuba antes de qualquer tratamento (figura 2). O açude Argemiro de Figueiredo, popularmente chamado de Acauã, está localizado entre os municípios de Itatuba, Natuba e Aroeiras no estado da Paraíba.

Esse manancial possui área de 1.725 hectares e capacidade máxima de acumulação de 253.142.247 m³ (AESAs, 2012) sendo responsável pelo abastecimento de duas Estações de Tratamento de Água: a ETA de Itatuba, com a captação localizada no rio Paraibinha, a 3 m de profundidade, e a ETA localizada nas proximidades da comunidade de Pedro Novo Velho, no município de Aroeiras.



Figura 2. Ponto de captação da água bruta localizado no rio Paraibinha - Itatuba/Paraíba.

As análises laboratoriais desta pesquisa foram realizadas na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), pertencente à UEPB/UFCG. O transporte da água até o local das análises foi feito em bombonas plásticas escuras de 50 litros e ao chegar ao laboratório foi armazenada em caixa d'água de 2.000 litros que ficavam cobertas evitando a exposição a luz solar. Para cada coleta de água foram realizadas análises físico-químicas e biológicas para caracterizar a qualidade da água e verificar no decorrer das análises possíveis variações.

4.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO

Os ensaios de coagulação foram realizados em escala de bancada utilizando *Jar Test* da marca MILAN modelo JT – 203 com seis jarras de capacidade de 2 litros cada (Figura 3). O *Jar Test* é um equipamento que simula as operações de coagulação, floculação e sedimentação que normalmente ocorrem em uma ETA que realiza o tratamento convencional.

A partir desses ensaios foi possível construir os diagramas de coagulação que se constituem em uma ferramenta de grande utilidade para definir o melhor agente coagulante, sua menor dosagem e a maior eficiência de remoção de cor e turbidez, padrões básicos para acompanhar os ensaios. No diagrama de coagulação o eixo das abscissas apresenta os valores do pH de coagulação e no das ordenadas a dosagem do coagulante.



Figura 3: Equipamento de *Jar Test* com a água de estudo.

Foram realizadas 10 coletas de água no açude e executados 14 ensaios utilizando-se o cloreto de polialumínio (PAC), 6 ensaios com o sulfato de alumínio e 3 ensaios com cada tipo de polímero. A preparação da solução do coagulante foi feita a 1% (m/v) no dia do ensaio e a dosagem era variada para poder analisar a eficiência do mesmo e poder comparar com os outros tipos. O cloreto de polialumínio líquido foi preparado a 1% (v/v) em função do teor de Al_2O_3 (18%) em decorrência da falta de informações do fabricante acerca da massa. A concentração das soluções preparadas com polímeros como auxiliar de coagulação era de 0,1% (m/v). O pH da

água quando necessário era ajustado utilizando soluções à 0,1 N de hidróxido de sódio para tornar alcalino e ácido sulfúrico para reduzir seu valor.

Antes de iniciar os ensaios em *Jar Test* a água bruta, reservada numa caixa d'água de fibra de vidro, era homogeneizada e em seguida se transferiam 12 litros para as 6 jarras adicionando-se 2 litros de água em cada uma. Coletava-se também uma amostra de 50 ml de água para fazer as análises físico-químicas.

As concentrações do coagulante em estudo eram colocadas nos tubos de ensaio do aparelho próximos aos jarros para poder realizar a adição simultânea em todos os jarros. Quando necessário o acidificante (HCl a 0,1N) e/ou alcalinizante (NaOH a 0,1N) eram colocados dentro dos jarros, conforme as necessidades de atingir o pH desejado. Os mesmos parâmetros hidráulicos de funcionamento foram estabelecidos para todos os ensaios (tabela 2). Após o tempo de sedimentação pré-fixado a água sobrenadante era recolhida para analisar os parâmetros de qualidade.

Tabela 2: Parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios de *Jar Test*.

PARÂMETRO	VALORES DEFINIDOS
Tempo de mistura rápido (Tmr)	60s
Gradiente de mistura rápida (Gmr)	120 s ⁻¹
Tempo de floculação (Tf)	20 min
Gradiente de floculação (Gf)	40 s ⁻¹
Velocidade de sedimentação (Vs)	1,4 cm/min

Os coagulantes utilizados foram Sulfato de Alumínio em estado sólido, granulado da marca VETEC, cuja fórmula é $Al_2(SO_4)_3 \cdot x(H_2O)$ (14-16). H_2O como coagulante primário, polímero catiônico natural em pó (TANFLOC), marca TANAC; o Cloreto de Polialumínio (PAC) líquido da marca ADCLOR e fórmula $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ - (18% de Al_2O_3), e os Polímeros Sintéticos Catiônico e Aniônico ambos sólido, granular da marca ADCLOR, utilizados como coagulantes primários e secundários. Os parâmetros de qualidade analisados foram temperatura, pH, dureza, alcalinidade, turbidez, cor verdadeira e aparente. A tabela 3 apresenta os parâmetros avaliados e a metodologia utilizada durante os experimentos.

Os ensaios em *Jar Test* possibilitaram a elaboração de diagramas de coagulação utilizando como coagulantes primários: sulfato de alumínio, cloreto de polialumínio, polímero catiônico natural (Tanfloc), polímero sintético aniônico e catiônico. Os diagramas de coagulação foram elaborados utilizando o software Minitab versão 15 considerando a remoção da turbidez, cor aparente e verdadeira.

Os melhores resultados obtidos com os cinco coagulantes primários foram novamente testados com a aplicação dos polímeros sintéticos como auxiliares de coagulação. Para cada polímero avaliado como coagulante primário foram realizados 3 ensaios em *Jar Test* totalizando-se 18 resultados. Avaliaram-se dosagens de até 50 mg.L⁻¹ em intervalos de 2,5 mg.L⁻¹, ainda que significativamente superiores às comumente aplicadas em escala real.

Tabela 3: Parâmetros analisados e seu respectivo método.

PARÂMETRO	MÉTODOS APHA, (2005).
pH	Eletrométrico 4500 B
Dureza	Titulação 2340 C
Alcalinidade	Titulação 2320 B
Turbidez	Nefelométrico 2130 B
Cor verdadeira e aparente	Espectrofotométrico 2121 C

4.3 Quantificação do Fitoplâncton

A quantificação do fitoplâncton contribui para identificar e classificar os microrganismos presentes na amostra de acordo com o gênero. A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada utilizando um microscópio invertido Coleman NIB - 100, pelo método da sedimentação de Uthermöhl (1958) em amostras fixadas com lugol a 1%. O tempo de sedimentação foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara. Usando-se transectos horizontais e verticais,

foram contados no mínimo 100 indivíduos das espécies dominantes e o cálculo da densidade total.

$$\text{Organismos/ml} = (n/sc) \cdot (1/h) \cdot (F)$$

Sendo:

n = número de indivíduos contados

s = área do campo em mm²

c = número de campos contados

h = altura da câmara de sedimentação em mm

F = fator de correção para mililitro (103 mm³/1 mL)

O fluxograma da sequência metodológica desenvolvida durante as etapas experimentais é apresentado na figura 3 que sintetiza as análises físico-químicas e as atividades realizadas durante os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA BRUTA

A tabela 4 apresenta as principais características físico-químicas da água bruta do açude de Acauã durante o presente trabalho.

Tabela 4: Caracterização da água do Açude Acauã, (2011 – 2012).

PARÂMETROS	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA	COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (%)
pH	7,63	8,05	7,81	1,91
Temperatura (°C)	24,7	28,9	26,89	5,51
Turbidez (uT)	2,71	4,02	3,49	12,53
Cor aparente (uH)	68	113	83,10	15,24
Cor verdadeira (uH)	15	47	24,40	37,07
Alcalinidade total (mgCaCO₃ .L⁻¹)	93,02	101,5	98,05	3,27
Dureza total (mgCaCO₃ .L⁻¹)	192,50	255	223,50	8,47
Condutividade elétrica (µS.cm L⁻¹)	854	1.019	924,5	7,14

A água apresentou pH levemente alcalino, condutividade elétrica elevada e valores de alcalinidade superiores aos indicados por APHA (2005) para águas de baixa alcalinidade (20 mgCaCO₃ .L⁻¹) (tabela 4). A turbidez manteve-se com valor inferior 5,0 uT, enquanto a cor aparente e verdadeira apresentaram algumas variações.

A Tabela 5 apresenta a contagem do fitoplâncton que foi realizada em 6 do total de 10 coletas realizadas. Observa-se o predomínio de espécies de cianobactérias filamentosas potencialmente toxigênicas com destaque *Planktothrix agardhii* e *Pseudoanabaena*. Coexistiram

no ambiente outras filamentosas, em concentrações inferiores às anteriores, como *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Aphanizomenom sp.*

Tabela 5: Diversidade e concentração de células fitoplancônicas na água do Açude de Acauã (2011 – 2012).

ORGANISMOS	DENSIDADE (cél.mL ⁻¹)*					
	30/11/11	26/12/11	18/01/12	08/02/12	20/02/12	20/03/12
<i>Planktothix agardhii</i>	8.401	3.600	13.980	2.761	944	2.027
<i>Fragilaria sp</i>	8.805	8.842	28.958	5.103	2.691	2.621
<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	2.084	1.014	13.481	1.608	454	1.922
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	269	-	499	419	839	3.180
<i>Clorella sp</i>	336	175	-	-	35	175
<i>Monoraphidium contortum</i>	1.008	524	3.745	384	524	2.062
<i>Monoraphidium griffithii</i>	202	175	-	105	35	559
<i>Aphanizomenom sp</i>	202	-	874	105	105	280
<i>Oocystis lacustris</i>	67	35	-	-	-	35
<i>Geiterinema sp</i>	403	105	1.623		-	70
<i>Anabaena circulares</i>	67	524	749	70	-	210
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	202	-	999	35	-	-
<i>Alaucoseira granulata</i>	67	-	-	-	-	105
<i>Chococcus minor</i>	67		499	-	-	315
DENSIDADE TOTAL	22.180	14.993	65.407	10.590	5.627	13.561
Densidade de algas	10.687	9.751	33.702	5.627	3.285	5.627
Densidade de cianobactérias	11.493	5.242	31.705	4.963	2.342	7.934

*Água coletada na entrada da ETA de Itatuba/Paraíba; Dados em vermelho: dias de floração.

A remoção de cianobactérias nos sistemas de tratamento de água, em especial nos processos de coagulação/flotação ou coagulação/sedimentação, em especial das espécies filamentosas como *Cylindrospermopsis raciborskii* é bem mais difícil do que quando há predomínio de espécies coloniais como *Microcystis protocystis* (SANTIAGO, 2008). Bernhardt e Clasen (1991) já indicavam uma aproximação dessa tendência, ao definir doses menores de coagulante (mecanismo de adsorção-neutralização) diante do predomínio de espécies coloniais, e doses maiores de coagulante (mecanismo de varredura) quando predominavam espécies filamentosas.

De acordo com o anexo XI da Portaria 2914/2011, quando a densidade de cianobactérias no manancial de abastecimento de água for menor ou igual a $10.000 \text{ cél.mL}^{-1}$, deve-se realizar monitoramento mensal da qualidade da água, em especial a quantificação de cianobactérias no ponto de captação com frequência mensal. Ultrapassado esse valor é obrigatório o monitoramento semanal (Art. 40º e parágrafo 4º).

Segundo a mesma Portaria a análise de clorofila-*a* na água também deve ser monitorada com frequência semanal tendo em vista que a sua concentração será utilizada como indicador do aumento da densidade de cianobactérias. Caso a concentração de clorofila-*a* tiver seus valores duplicados ou forem ainda mais elevados em duas semanas consecutivas, deverá ser feita uma nova coleta de amostra para a quantificação de cianobactérias no ponto de captação do manancial, e deverá ser reavaliada a frequência de amostragem (Art. 40º e parágrafos 2º e 3º).

Os ensaios em *Jar Test* possibilitaram a elaboração de diagramas de coagulação utilizando como coagulantes primários: sulfato de alumínio, cloreto de polialumínio, polímero catiônico natural (Tanfloc), polímero sintético aniônico e catiônico. Os melhores resultados obtidos com os cinco coagulantes primários foram novamente testados com a aplicação dos polímeros sintéticos como auxiliares de coagulação. Para cada polímero avaliado como coagulante primário foram realizados 3 ensaios em *Jar Test* totalizando-se 18 resultados. Avaliaram-se dosagens de até 50 mg.L^{-1} em intervalos de $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$, ainda que significativamente superiores às comumente aplicadas em escala real.

5.2 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO PARA ANÁLISE DA TURBIDEZ, COR APARENTE E VERDADEIRA

5.2.1 TANFLOC

O uso desse coagulante orgânico-natural primário culminou com o aumento na cor aparente remanescente à medida que se aumentava a dosagem. Ou seja, utilizando-se dosagem mínima de 5 mg/L em um pH de coagulação de 7,59 a cor aparente inicial que era 60 uH subiu para 97 uH . A cor aparente atingiu o valor máximo de 242 uH quando utilizou dosagem de 50 mg/L com pH de coagulação de 7,35 (figura 4). Esse fato foi associado à coloração natural

apresentada pelo Tanfloc em consequência da cor que possui a própria planta do qual é extraído (Acácia Negra - *Acacia mearnsii de willd*). Seu uso é vantajoso pelo fato de ser um produto natural, não tóxico, biodegradável, produzir resíduos em menor quantidade e durante a coagulação química ele não altera o pH da solução, uma vez que, ele não consome alcalinidade característica evidenciada no trabalho.

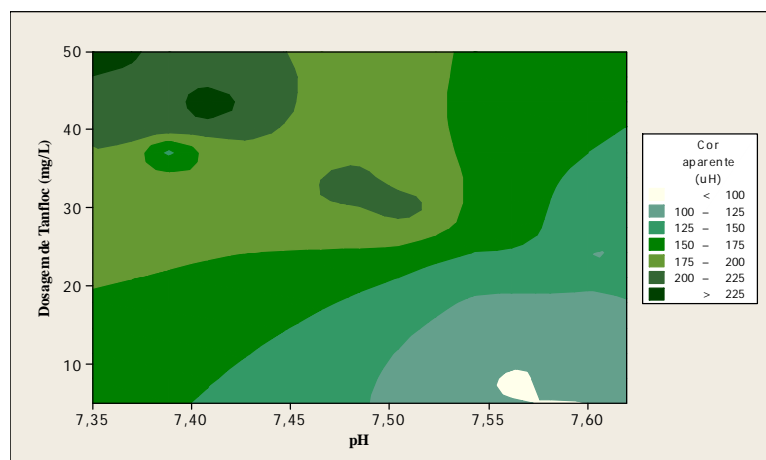


Figura 4: Diagrama de coagulação de cor aparente remanescente com Tanfloc.

A cor verdadeira (figura 5) apresentou percentuais de remoção pouco significativos não ultrapassando 10% utilizando dosagem de 5 mg/L e pH de coagulação de 7,59 inviabilizando seu emprego para a água em estudo como coagulante primário. Resultados contrários aos obtidos neste trabalho foram descritos por Piantá (2000) que obteve bons percentuais de remoção de cor e turbidez com o Tanfloc como coagulante primário, com valores desses parâmetros atendendo aos padrões de potabilidade.

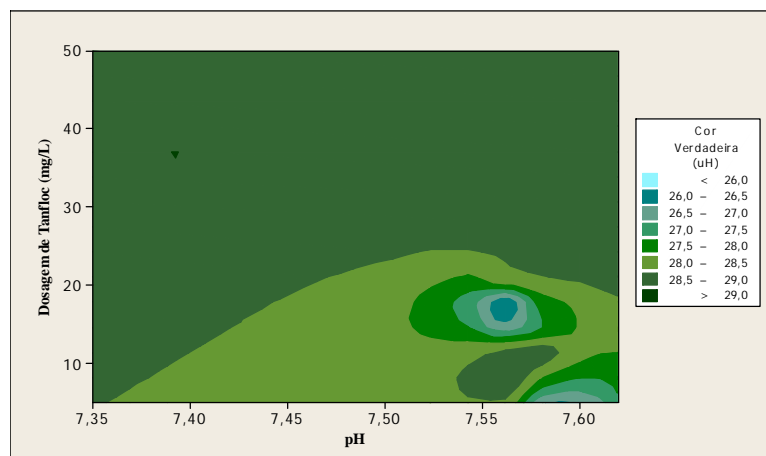


Figura 5: Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com Tanfloc.

O aumento da dosagem do Tanfloc também resultou no aumento da turbidez, como mostra a figura 6, e não apresentou remoção da mesma. A turbidez inicial da água bruta de 2,70 uT aumentou para 3,75 uT com dosagem de 5 mg/L em um pH de coagulação de 7.59. Na dosagem de 50 mg/L e pH de coagulação de 7,35 a turbidez lida foi de 10.30 uT.

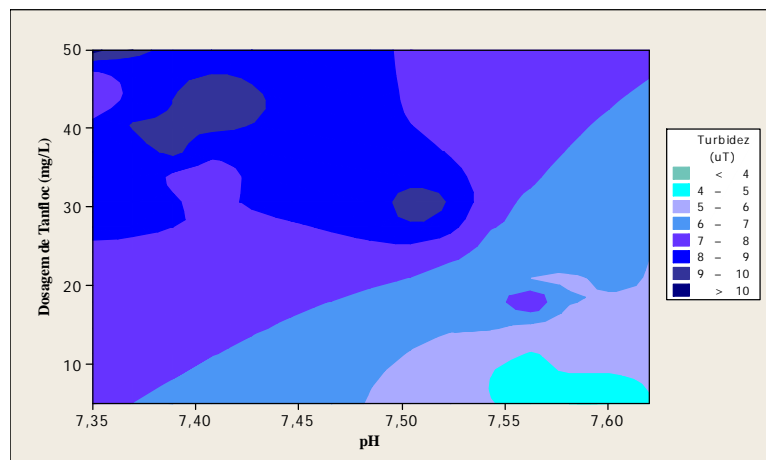


Figura 6: Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com Tanfloc.

5.2.2 POLÍMERO CATIÔNICO SINTÉTICO

Os ensaios com polímero catiônico sintético apresentaram resultados mais expressivos, quando comparado ao Tanfloc, tanto para remoção da cor aparente como verdadeira. Para cor aparente obteve-se remoção máxima de 44% com dosagem de 20 mg/L na faixa de pH de

coagulação de 7,68 (figura 7). A remoção de 48% da cor verdadeira (figura 8) foi o melhor resultado sendo obtido com dosagem de 15 mg/L e pH de coagulação de 7.82. O percentual de remoção da turbidez como mostra a figura 9 foi de 37% utilizando dosagem de 22,5 mg/L e pH de coagulação de 7,78.

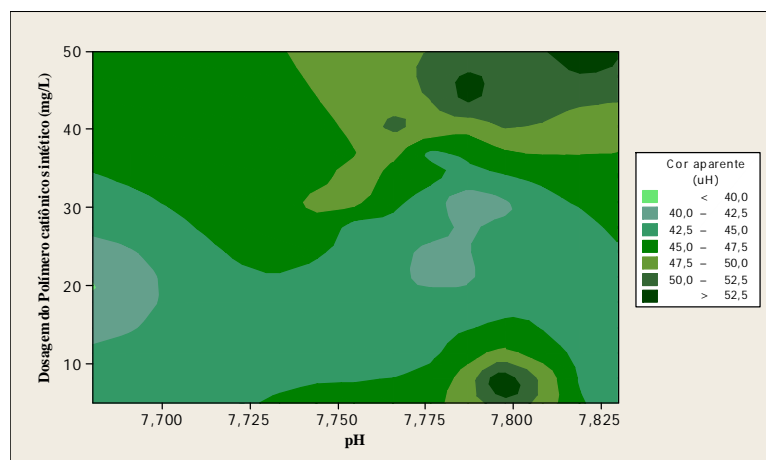


Figura 7: Diagrama de coagulação da cor aparente remanescente com polímero catiônico sintético.

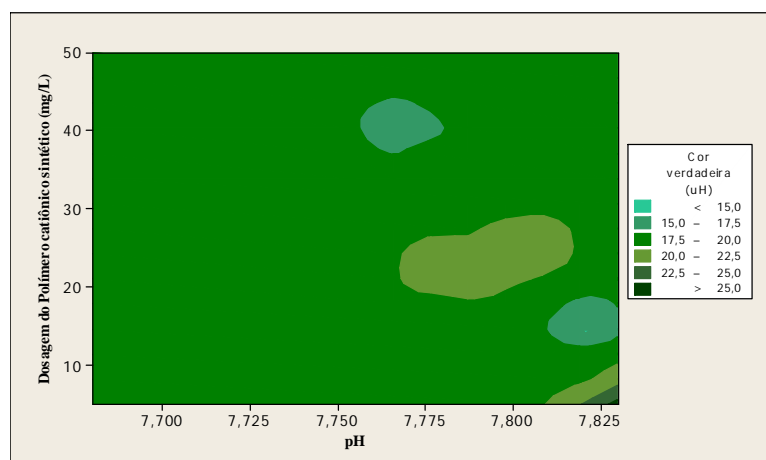


Figura 8: Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com polímero catiônico sintético.

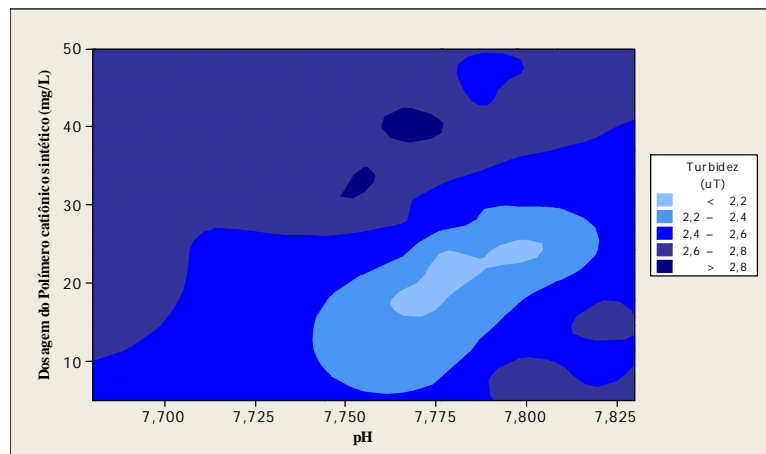


Figura 9: Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com polímero catiônico sintético.

5.2.3 POLÍMERO ANIÔNICO SINTÉTICO

Utilizando o polímero aniônico sintético observou-se percentuais máximos de remoção da cor aparente (figura 10) não ultrapassaram os 30% utilizando dosagem de 45 mg/L e pH de coagulação de 7,80 evidenciando que o mesmo é ainda menos eficaz do que o polímero catiônico sintético.

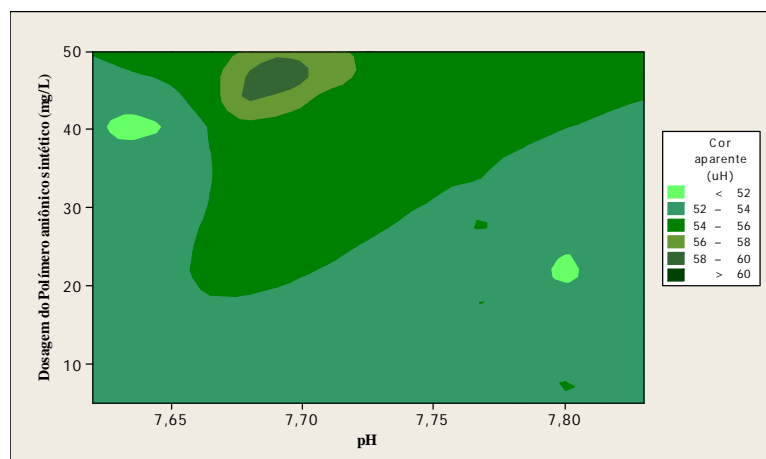


Figura 10: Diagrama de coagulação da cor aparente remanescente com polímero aniônico sintético.

O percentual de remoção da cor verdadeira foi de 24% para dosagens de 32,5 mg/L e pH de coagulação de 7,77 (figura 11). A turbidez como expressa a figura 12 apresentou apenas 21%

de remoção com dosagem de 50 mg/L e pH de 7,65. Assim como foi observado com a utilização do Tanfloc, os polímeros sintéticos catiônico e aniônico apresentaram pouca variação do pH independente da dosagem aplicada.

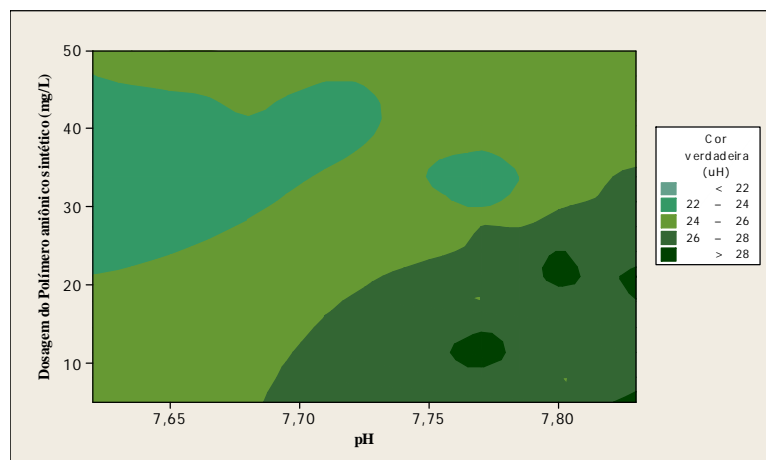


Figura 11: Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com polímero aniônico sintético.

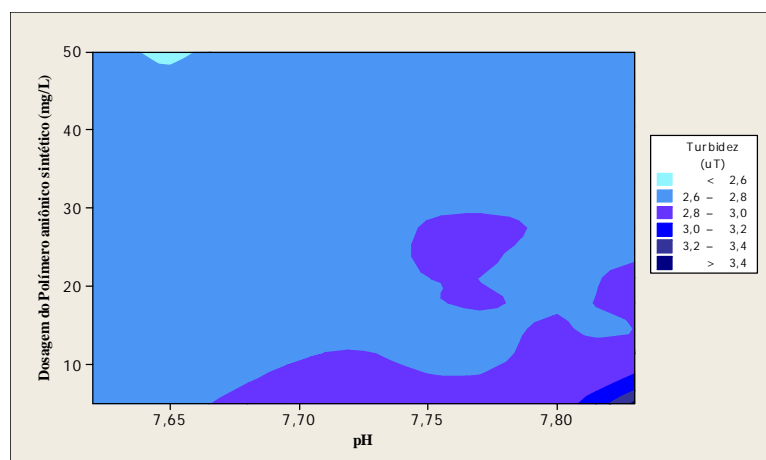


Figura 12: Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com polímero aniônico sintético.

5.2.4 SULFATO DE ALUMÍNIO

Os resultados demonstraram remoção de 50% de cor aparente na dosagem de 7,5 mg/L e pH de coagulação de 7,6 (figura 13). As remoções de cor aparente não coincidiram com as dosagens das regiões de melhor remoção de cor verdadeira. Os percentuais máximos de remoção da cor aparente sem adição de alcalinizante ou acidificante apresentam-se na Tabela 6. Em pH inferior a 7,0 (com adição de acidificante), à medida que se aumentava a dosagem do coagulante aumentava a cor aparente. É provável que a elevada alcalinidade e o pH da água tenham dificultado a coagulação, uma vez que comumente a melhor remoção de matéria orgânica dá-se em pH mais baixo (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Tabela 6: Melhores valores dos parâmetros de coagulação obtidos sem aplicação de polímeros com os cinco coagulantes primários estudados.

Coagulante	Dosagem (mg/L)	Al ³⁺ (mg/L)	TURBIDEZ	COR APARENTE	COR VERDADEIRA
			Remoção (%)	Remoção (%)	Remoção (%)
Cloreto de Polialumínio	-	9,92	43	59	100
Sulfato de Alumínio	17,5	1,5	37	50	35
Polímero Catiônico Natural	5	-	-	-	10
Polímero Catiônico Sintético	15	-	18	39	48
Polímero Aniônico Sintético	32,5	-	19	25	24

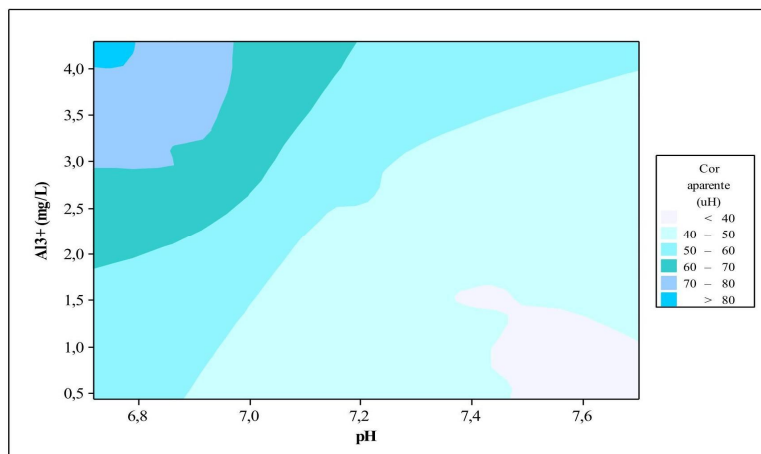


Figura 13: Diagrama de coagulação para cor aparente remanescente utilizando sulfato de alumínio.

Em relação à cor verdadeira foi observada remoção máxima de 74% para dosagens maiores ($32,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $2,57 \text{ mg.L}^{-1}$ de Al^{3+}) (figura 14). A cor verdadeira resulta principalmente da presença de matéria orgânica natural (NOM), a qual tem como principais componentes ácidos húmicos e fúlvicos. Segundo Matilainen et al., (2010) condições ideais para remoção da cor aparente e da turbidez geralmente não serão as mesmas que para a remoção da NOM, que geralmente requer um aumento na dosagem do coagulante e controle do pH de coagulação (geralmente menor ou igual a 6,0).

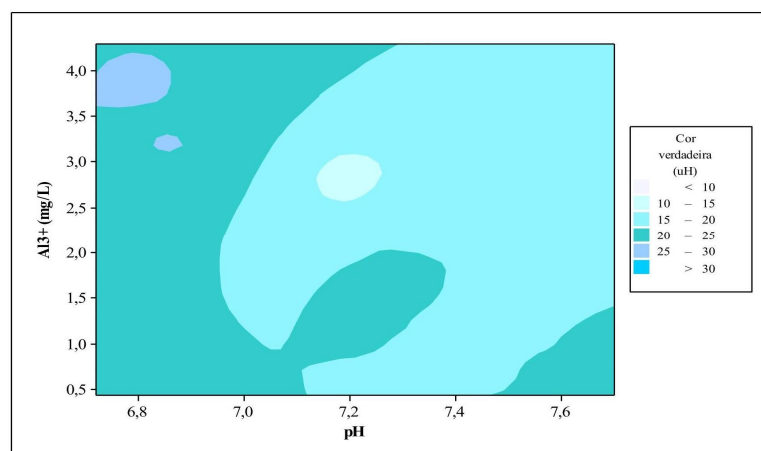


Figura 14: Diagrama de coagulação para cor verdadeira remanescente utilizando sulfato de alumínio.

Os percentuais de remoção da turbidez utilizando o sulfato de alumínio. Testando dosagem de $17,5 \text{ mg/L}$ em um pH de coagulação de 7,4 evidenciaram remoção máxima de 37%.

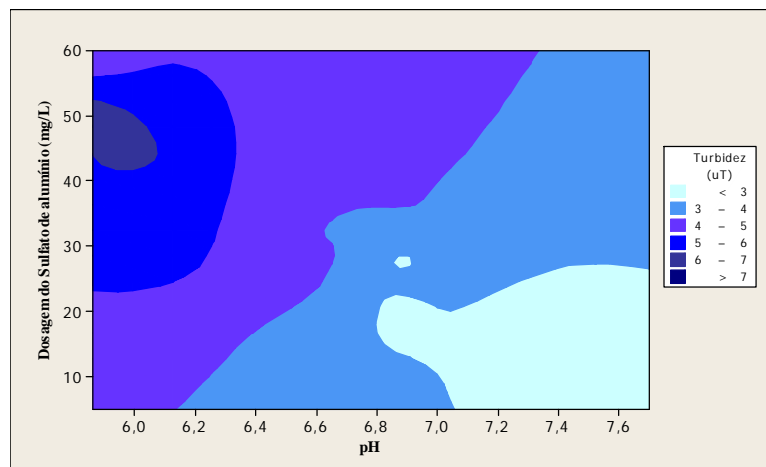


Figura 15: Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com Sulfato de alumínio.

5.2.5 O CLORETO DE POLIALUMÍNIO

Ao contrário do observado para o sulfato de alumínio, as regiões de maior remoção de cor aparente coincidem com as regiões de maior remoção da cor verdadeira. Para tanto foram utilizadas dosagens mais elevadas e pH típicos da coagulação melhorada sem a adição de alcalinizante ou acidificante (tabela 6). Nas Figuras 15, 16 e 17 são apresentados os diagramas de coagulação de remoção da cor aparente, verdadeira e turbidez respectivamente utilizando o cloreto de polialumínio (PAC 18% Al_2O_3). Dosagem de 37,5 mg/L em pH de 5,8 mostrou remoção de 79% da cor aparente, 97% da cor verdadeira e 67% da turbidez.

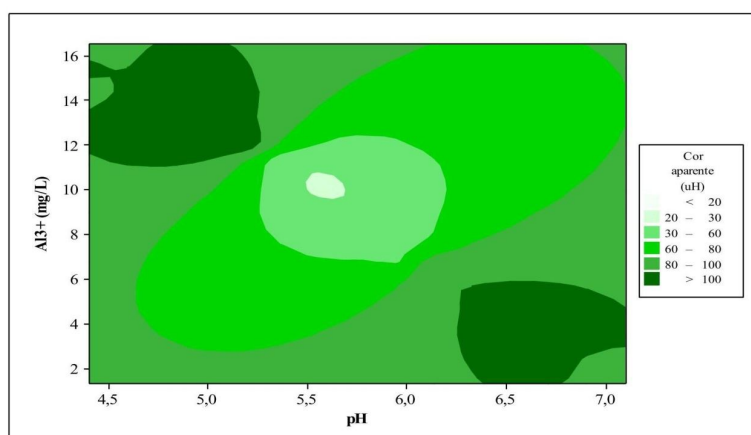


Figura 16: Diagrama de coagulação para cor aparente remanescente com cloreto de polialumínio.

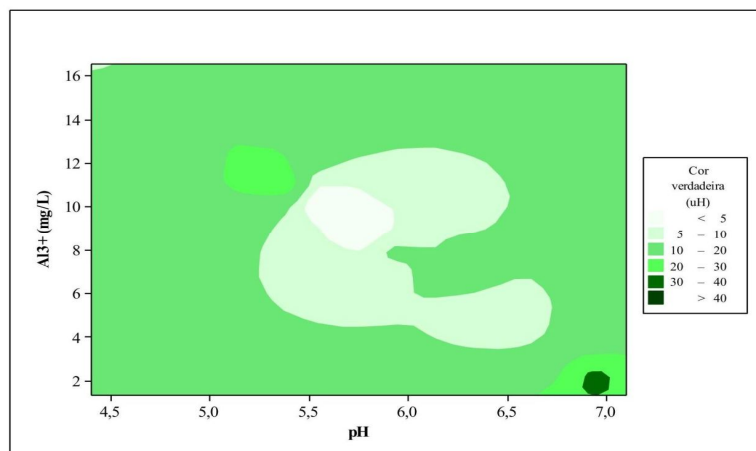


Figura 17: Diagrama de coagulação da cor verdadeira remanescente com cloreto de polialumínio.

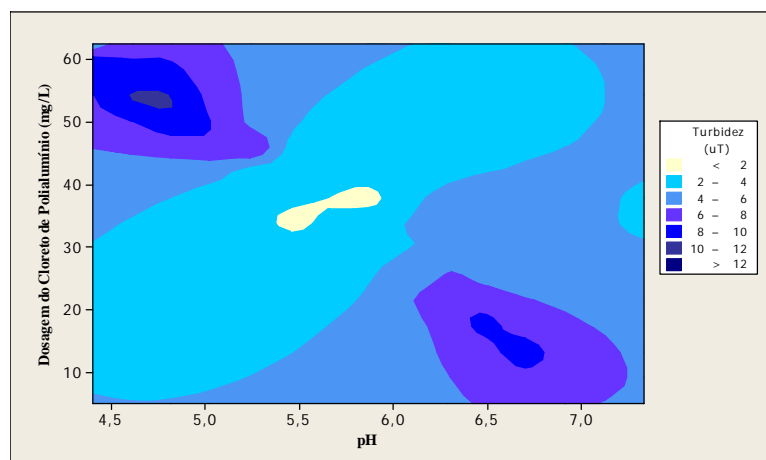


Figura 18: Diagrama de coagulação da turbidez remanescente com cloreto de polialumínio.

Conforme observado o cloreto de polialumínio (PAC) foi o coagulante que apresentou os maiores percentuais de remoção de cor aparente e verdadeira. Antes de estabelecer sua dosagem ótima e o pH de coagulação, avaliou-se seu emprego em combinação com os polímeros (como auxiliar de coagulação) na perspectiva de diminuir os custos do processo, ao reduzir a demanda de coagulante e resultar em agregados maiores de microflocos.

5.2.6 OS POLÍMEROS CATIÔNICOS

Os polímeros catiônicos tanto naturais como sintéticos avaliados como auxiliares de coagulação apresentaram pouca ou nenhuma remoção adicional da cor aparente e da turbidez (Tabela 7).

Tabela 7: Desempenho do PAC (com polímeros) como auxiliar de coagulação na remoção da turbidez, cor aparente e verdadeira.

Dosagem de AL^{3+} ($mg.L^{-1}$)	Tipo de polímero e dosagem ($mg.L^{-1}$)	pH	TURBIDEZ	COR APARENTE	COR VERDADEIRA
			Remoção (%)	Remoção (%)	Remoção (%)
9,24		5,59	47	57	83
9,24	Polímero Catiônico Natural (0,2)	5,79	-	-	69
9,24	Polímero Catiônico Natural (0,6)	5,79	-	15	42
9,24	Polímero Catiônico Natural (1,2)	5,78	3	31	54
9,24	Polímero Catiônico Sintético (0,2)	5,74	-	-	81
9,24	Polímero Catiônico Sintético (0,6)	5,81	-	19	81
9,24	Polímero Catiônico Sintético (1,2)	5,78	-	-	81
9,24	Polímero Aniônico Sintético (0,4)	5,64	15	46	54
9,24	Polímero Catiônico Sintético (0,8)	5,71	21	50	54
9,24	Polímero Catiônico Sintético (1,2)	5,70	23	44	81

Segundo Matilainen et al., (2010) os polímeros catiônicos são mais comumente aplicados para remoção da matéria orgânica natural (e por conseguinte da cor verdadeira), em função da NOM se apresentar carregada negativamente na água, sendo portanto o mecanismo de neutralização, que geralmente acontece com emprego de polímero catiônico, mais eficiente do que o mecanismo de pontes químicas resultante da aplicação de polímeros aniônicos.

Ensaio com as melhores dosagens do PAC isolado e combinado com polímeros como auxiliar de coagulação foram repetidos e os resultados da remoção de cor aparente e verdadeira, turbidez e densidade de algas e cianobactérias são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Melhores dosagens de PAC isolado e combinado com polímeros.

Dosagem de Al^{3+} ($mg.L^{-1}$)	Tipo de polímero e dosagem ($mg.L^{-1}$)	pH	Turbidez	Cor aparente	Cor verdadeira	Fitoplâncton	
			Remoção (%)	Remoção (%)	Remoção (%)	Remanescente (cél/ml)	Remoção (%)
9,92	-	5,98	16	70	100	$4,5 \times 10^3$	80
9,24	-	6,10	0	41	100	$4,3 \times 10^3$	81
8,60	-	6,12	0	43	100	$7,6 \times 10^3$	66
7,27	-	6,14	0	53	74	$6,3 \times 10^3$	71
9,24	Polímero Catiônico Sintético (0,6)	6,01	5	67	100	$4,9 \times 10^3$	78
9,24	Polímero Aniônico Sintético (0,8)	5,97	0	51	100	$7,6 \times 10^3$	66

Conforme pode ser observado os maiores percentuais de remoção dos parâmetros supracitados são obtidos quando o PAC foi utilizado isolado, na dosagem de $9,92 \text{ mg}^{-1}$ de Al^{3+} e pH de 6,0 sem adição de alcalinizante ou acidificante, justificando sua escolha como melhor coagulante para a água em estudo.

6 CONCLUSÃO

A água bruta do açude Acauã que chega à ETA de Itatuba/PB apresenta concentração elevada de cianobactérias de diferentes gêneros, pH levemente básico, baixa turbidez (3,5 uT); cor aparente alta (83,10 uH); cor verdadeira alta (24,40 uH) e dureza total elevada (223,50 mgCaCO₃.L⁻¹). Essas condições sugerem possível colmatção dos filtros de areia.

Os resultados obtidos demonstraram que o Cloreto de polialumínio é mais vantajoso para eliminar cor, turbidez e células de cianobactérias buscando tornar a água de acordo com os padrões de qualidade vigente no país. Também foi possível definir o melhor pH de coagulação e a melhor dosagem do coagulante através dos diagramas de coagulação. Dessa forma, o Cloreto de polialumínio na dosagem de 9,92 mg/L de Al³⁺ e pH de 6,0, removeu 16% da turbidez, 70% da cor aparente, 100% da cor verdadeira e 80% do fitoplâncton.

Os custos do cloreto de polialumínio são mais elevados em relação ao sulfato de alumínio que é o coagulante mais utilizado nas ETA do Brasil, porém, quando avaliamos a relação custo e benefícios o cloreto de polialumínio se destaca por não necessitar de produtos químicos adicionais com acidificantes ou alcalinizantes reduzindo gastos e principalmente quando objetivamos um tratamento mais eficiente com produção de água de boa qualidade microbiológica.

O sulfato de alumínio foi o segundo coagulante que se destacou durante os ensaios promovendo remoção de cor e turbidez. Os demais produtos usados como coagulantes ou auxiliares da coagulação não foram tão eficientes na remoção dos parâmetros em estudo. Alguns fatores podem ter contribuído como o pH, a dureza e a alcalinidades da água bruta, o predomínio de espécies filamentosas de algas e cianobactérias que podem ter dificultado o processo de coagulação e a natureza química dos polímeros que não foram suficientes para neutralizar as partículas presentes na água.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AESA – Agência Executiva de Gestão Das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 4 de Agosto de 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington D.C.: American Public Association, 1995.

AZEVEDO, S. M. F. O. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**. p. 181 – 182, 2002.

AZEVEDO, S. M. F. O. South and Central America: Toxic cyanobacteria. In: Codd, G.A. et al. (ed.) **Cyanonet: a global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management**. Paris: IHP Unesco, p. 115-126, 2005.

BARBOSA, J. E. L; MENDES, J. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e aspectos físicos e químicos das águas do reservatório Acauã, semi-árido paraibano. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FICOLOGIA, 2004, Salvador. **Anais...**, Rio de Janeiro, Museu Nacional, p.339-390.

BERNHARDT, H. AND CLASEN, J. (1991). **Flocculation of micro-organisms**. J Water SRT-Aqua 40: 76 - 87.

BEVILACQUA, P.D.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CERQUEIRA, D. A. Microrganismos emergentes: Protozoários e Cianobactérias. In: PÁDUA, V.L. (Org). **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. p. 109-150.

BOLTO, B.; GREGORY, J. **Organic polyelectrolytes in water treatment**. Water Research 41 (11): 2301-2324, 2007.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília: Diário Oficial da União.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria nº 9.219 de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Brasília: Diário Oficial da União, 2011.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000. **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências**. *Diário Oficial da União*, Brasília, D.F., 22 jan. 2001, nº 1 – E, Seção 1, p. 19 (Republicada no DOU nº 38 - E de 22/2/2001, Seção 1, p.39).

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água**

para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 26 mar. 2004. nº 59, Seção I, p. 266-270.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE/ FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano.** D.F: Funasa/ M.S., 2003.

BRASIL. Leis, Decretos. Ministério da Saúde. Resolução nº 357 CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Brasília: Diário Oficial da União, 2005

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria nº 9.219 de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília: Diário Oficial da União, 2011.

CALIJURI, MC; ALVES, M A. SANTOS, ACA. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** São Carlos: Rima Editora, 2006; p. 118

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology.** v.7, p. 445-459, 1992.

CEBALLOS, B.S.O.; AZEVEDO, S.M.F.O.; BENDATE, M.M.A. Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados as cianobactérias. In: PÁDUA, V.L. (Org.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 23-81.

CYBIS, L.F. *et al.* **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.** Rio de Janeiro: ABES, 2006

COSTA, V. O. et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis.** v.13, p. 382-401, 2009.

CHORUS, I. and BARTRAM, J. (Eds.). Toxic Cyanobacteria in Water. In: **A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management.** Published by WHO, Spon Press, London, 1999.

DANIEL, L. A.; BRANDÃO, C. C. S.; Roberto; M.; LUCA, S. J. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável.** 1. ed. São Carlos - SP: RIMA, 2001. v. 1. p.155

DI BERNARDO. L; DANTAS. A. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** Vol. 1 e 2. 2ºed. Editora Rima, São Carlos, 2005.

DI BERNARDO, L.; TANGERINO, E. P. Part IV - Slow Sand Filtration - Process Developments - Paper 25 - **Removal of Humic Substances in Slow Sand and Slow Sand/Activated Carbon Filtration Using Ozone and Hydrogen Peroxide as Pre-Oxidants**. In: GIMBEL, R; NIGEL, J.D.; COLLINS, R. (Org.). Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes. London: (Org.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. 1 ed. London: IWA Publ, 2006, v. 1, p. 224-230.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3º Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FALCONER, I.R.; HUMPAGE, A.R. Health Risk Assessment of Cyanobacterial (Blue-green Algal) Toxins in Drinking Water. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v.1, n. 2, p. 43-50, 2005.

FERNANDES, Valéria de Oliveira; CAVATI, Bruna; OLIVEIRA, Larissa Bassani de *et al.* Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecologia Brasiliensis**. v.13, n.2, p. 247-258, 2009.

GRAVES, A. B. *et. al.* The association between aluminum-containing products and Alzheimer's disease. Abstract. *Journal of Clinical Epidemiology*. v. 43, n. 1, p. 35-44.1990.

GIMBEL, R; NIGEL, J.D.; COLLINS, R. (Org.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: (Org.). 1 ed. London: IWA Publ, 2006, v. 1, p. 224-230.

IBEGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em: <<http://http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso: 4 de Agosto de 2012.

KAWAMURA, S. Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment. **Journal American Water Works Association**, v. 83, n. 10, p. 88-91, 1991.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. Campinas: Átomo, 2010

LINS, R. P. **Estrutura dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro**. 113 p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). CTRN. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2011.

LINS, R. P. **Limnologia da Barragem de Acauã e codeterminantes socioeconômicos do seu entorno: Uma nova interação do limnólogo com sua unidade de estudo**. P. 133, 2006. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba - Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa- PB, 2006.

LUNA, B.J.C. **Características espaço-temporais do sistema do Açude Acauã, e seu atual Índice de estado trófico**. 118f. 2009. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande- PB, 2009.

MACEDO, Daniel. R.G. **Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba.** 103 f. 2009. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba- Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa- PB.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock.** 10º ed. Prentice - Hall. 2010. p. 624

MAGALHÃES, V. F.; MARINHO, M. M.; DOMINGOS, P., OLIVEIRA, A. C.; COSTA, S. M., AZEVEDO, L. O.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystins (Cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). **Toxicon.** 42: 289-295. 2003.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. **Advances in Colloid and Interface Science.** v. 159, p. 189–197, 2010.

NASCIMENTO, D. P. **Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas na barragem Acauã.** 43 f. 2008. Monografia. Centro de Ciências Biológicas. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, 2008

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada.** Dissertação de Mestrado. EESC-USP, São Carlos, Brasil, 2001.

PIANTÁ, C.A.U. **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativas ao uso do Sulfato de Alumínio no tratamento de água.** Porto Alegre: DECIV/EE/UFRGS, 2008

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T.; P. WERNER, V. R. DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algol Studies.** v. 126, p. 251-265, 2008.

SANTIAGO, L. M. **Remoção de células de cianobactérias por processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido: avaliação em escala de bancada.** 125 f. 2008. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte. 2008.

SILVA, R.B.S. **Identificação das cianobactérias potencialmente tóxicas ocorrentes em águas da barragem de Acauã, Itatuba – PB.** 52 f. 2006. Monografia. Centro de Ciências Biológicas. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB, 2006.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (ed.). **Toxic cyanobacteria in water.** London: E & FN Spon. p.41-112, 1999.

SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 3ª edição, volume 1. Belo Horizonte, 2005.

SRINIVASAN, P.T.; VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K, S. Aluminium in drinking water: An overview. **Water SA**. v.25. n.1, 1999.

TOLEDO JR., A P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. “A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais”. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12, 1983, Camboriú. **Anais**. Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p. 1-34.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, L. C. **Microbiologia**. Ed. Artemed, Porto Alegre: 2005.

TSUKAMOTO R. e Takahashi N. **Cianobactérias, Civilização, Problemas para Saúde, Aqüicultura, Natureza**. Panorama da Aqüicultura, 2007.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. Limnologia. **Oficina de Textos**, p. 632.

VALENCIA, J.A. **Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del Agua**. Lima: CEPIS, 1992.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005.

VASCONCELOS, J. et al., **Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores**. Boletim Ablimno, nº 39, 2011.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa, 1993.