



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAIBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

MAYARA CECILE NASCIMENTO OLIVEIRA

**NÍVEIS DE EUTROFIZAÇÃO DO AÇUDE ARGEMIRO DE FIGUEIREDO  
(ACAUÃ/PB) E CONDIÇÕES DE TRATAMENTO DE SUA ÁGUA PARA  
REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E  
SEDIMENTAÇÃO**

Campina Grande - PB

2013

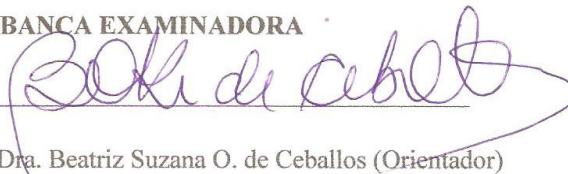
MAYARA CECILE NASCIMENTO OLIVEIRA

**NÍVEIS DE EUTROFIZAÇÃO DO AÇUDE ARGEMIRO DE FIGUEIREDO  
(ACAUÃ/PB) E CONDIÇÕES DE TRATAMENTO DE SUA ÁGUA PARA  
REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E  
SEDIMENTAÇÃO**

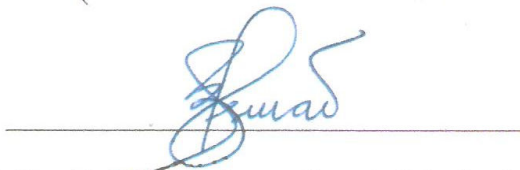
Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado ao curso de Licenciatura em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento as exigências para obtenção do grau de Licenciatura em Ciências Biológicas.

Aprovada em: \_\_/\_\_/\_\_

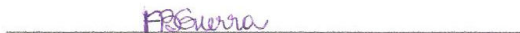
**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dra. Beatriz Suzana O. de Ceballos (Orientador)



Prof. Dra. Maria Avany Bezerra Gusmão (Membro Interno)



MSc. Alaine Brito Guerra (Membro Externo)

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL – UEPB

O48n Oliveira, Mayara Cecile Nascimento.

Níveis de eutrofização do açude Argemiro de Figueiredo (Acauã/PB) e condições de tratamento de sua água para remoção de cianobactérias por coagulação, floculação e sedimentação / Mayara Cecile Nascimento Oliveira. – 2013.

65 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 Suzana O. Ceballos, Departamento de Biologia.”

1. Eutrofização. 2. Cianobactérias. 3. Coagulação. 4. Semiárido. I. Título.

CDD 21. ed. 577.6

*A Maria Frassinetti (mãe),*  
meu pilar de sustentação, dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, e por não ter permitido que eu desistisse mesmo nos momentos mais difíceis.

A Professora Dr<sup>a</sup> Beatriz Suzana O. Ceballos, pela confiança depositada, pelos ensinamentos, paciência, pelas inúmeras correções e pelas palavras de incentivo e conforto. E pela sua grande contribuição na minha vida profissional.

Aos professores Wilton da Silva Lopes, Valderi Leite e José Tavares de Souza pela gentileza e apoio durante minha permanência na EXTRABES.

A Silvana Nóbrega Oliveira, pela experiência compartilhada, as alegrias e dias de trabalho passados em conjunto e pela colaboração neste trabalho.

As colegas e amigas Sara Leilane Paiva Vanderlei e Aline Cardoso Carlos, por ter me introduzido no mundo do fitoplâncton e pelo exemplo de perseverança e determinação.

A minha mãe por tudo. Por que TUDO foi exatamente o que ela fez para que eu chegasse até aqui.

A meu querido irmão Moisés Filho que sempre esteve disposto a me ajudar e ao meu sobrinho Caio pelos momentos de alegria que ele me proporcionou.

De maneira especial a toda minha família!

A Luana Farias, pessoa fundamental no início dessa caminhada

A grande amiga Ilka Micheli que sempre esteve presente e que compartilhou comigo todos os momentos, nesses anos. Seus conselhos, sua presença e seus sorrisos foram fundamentais.

A Filipe Muniz, pela presença constante e carinho nesses anos.

Aos amigos Alcení Brito, Gilberto Filho, Rafaela Cândido, Renata França e Pedro Brito pela diversão ao longo das viagens.

A Wendyson Souza, pelo incentivo, pela força e principalmente pela amizade.

A Prof Dra Maria Avany Bezerra Gusmão e a MSc. Alaine Brito Guerra pela contribuição na finalização desse trabalho.

A Universidade Estadual da Paraíba por minha formação.

A todos que fizeram parte dessa conquista.

***Um muito obrigada!!!***

Mayara Cecile N. Oliveira

“Sucesso é o resultado de prática constante de fundamentos e ações vencedoras. Não há nada de milagroso no processo, nem sorte envolvida. Amadores aspiram, profissionais trabalham.”

*Bill Russel*

## RESUMO

A intensificação da eutrofização dos açudes nordestinos e a proliferação extensiva e intensiva de cianobactérias (florações) obrigam os gestores de recursos hídricos a efetivar o diagnóstico precoce da eutrofização e acompanhar sua evolução, analisar a composição fitoplânctônica para verificar linhagens potencialmente tóxicas e quantificar a concentração dessas células para escolher as frequências de monitoramento estabelecidas pela legislação (Portaria 2914/2011-N MS); também esses indicadores definem o tipo de tratamento a ser aplicado na potabilização na ETA (Resolução CONAMA 357/2005) e indicam a necessidade de controle mais efetivo das etapas do tratamento, em especial na coagulação, floculação e sedimentação. Foi avaliada a evolução do Índice do Estado Trófico do Açude Argemiro de Figueiredo – Acauã, PB, ao longo de 10 anos (2002-2012). Identificou-se a diversidade fitoplanctônica da água captada na entrada da ETA de Itatuba, e foram construídos diagramas de coagulação com base nos parâmetros cor aparente e turbidez, para condições de diferentes faixas de pH (mínimo de 5,5 e máximo de 8,5) usando coagulante sulfato de alumínio nas concentrações crescentes de (mínimo de 5 até máximo de 60). A água do açude Acauã tem condições eutróficas e hipereutróficas desde o início do represamento, devido as cargas poluidoras dos rios (Paraíba e Paraibinha) e a vegetação submersa, em ativa decomposição. A diversidade fitoplanctônica reúne táxons de ambientes eutróficos, com dominância de Cyanobactéria, com 10 táxons (82%). *Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix agardhii* foram escolhidas para os testes de coagulação por serem as mais abundantes e por apresentar diferentes morfologias, redondas e filamentosas, respectivamente. A coagulação, floculação e sedimentação foram eficientes na remoção de *Microcystis aeruginosa* (90%) e *P. agardhii* (91%) para dosagem de sulfato de alumínio de 55 mg.L<sup>-1</sup> e pH de 5,5. Os resultados mostram que para águas eutrofizadas como as de Acauã, condições rigorosas de coagulação, floculação e sedimentação podem ser muito eficientes na eliminação de células de cianobactérias, favorecendo a etapa subsequente, a filtração.

Palavras - chave: eutrofização, cianobactérias, coagulação, semiárido

## ABSTRACT

Increased eutrophication of ponds and northeastern extensive and intensive proliferation of cyanobacteria (blooms) oblige water managers to effect the early diagnosis of eutrophication and monitor their progress, analyze the composition of phytoplankton potentially toxic strains to verify and quantify the concentration of these cells to choose the frequency of monitoring established by legislation (Ordinance 2914/2011-N MS); these indicators also define the type of treatment to be applied in the ETA purifiers (CONAMA Resolution 357/2005) and indicate the need for more effective control of stages of treatment, especially in coagulation, flocculation and sedimentation. We evaluated the evolution of Trophic State Index Açude Argemiro de Figueiredo - Acauã, PB, over 10 years (2002-2012). We identified phytoplankton diversity of water collected at the entrance of the ETA Itatuba, and diagrams were constructed based on coagulation parameters apparent color and turbidity conditions for different pH ranges (minimum of 5.5 and maximum of 8.5 ) using aluminum sulphate coagulant in increasing concentrations (minimum 5 till maximum 60). The water in the pond has Acauã hypereutrophic and eutrophic conditions since the beginning of impoundment, because the pollutant loads from rivers (Paraíba and Paraibinha) and submerged vegetation in active decomposition. The diversity of taxa fitoplanctônica gathers eutrophic environments, with dominance of cyanobacteria, with 10 taxa (82%). *Microcystis aeruginosa* and *Planktothrix agardhii* were chosen for coagulation tests because they are more abundant and have different morphologies, filamentous and round, respectively. The coagulation, flocculation and sedimentation were efficient in the removal of *Microcystis aeruginosa* (90%) and *P. agardhii* (91%) for dosing of aluminum sulfate 55 mg l<sup>-1</sup> and pH 5.5. The results show that for eutrophic waters such as Acauã, stringent conditions coagulation, flocculation and sedimentation can be very effective in removing cyanobacteria cells, favoring the subsequent step, the filtration.

Keywords - Keywords: eutrophication, cyanobacteria, coagulation, semiarid



## SUMÁRIO

<b>1-INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2-OBJETIVOS</b> .....	14
2.1-Objetivo geral .....	14
2.2-Objetivos específicos.....	14
<b>3-REFERÊNCIAL TEORICO</b> .....	15
3.1-O semiárido, seu clima, sua água, sua gente .....	15
3.2-Eutrofização, causas e consequências .....	18
3.3-As cianobactérias, suas toxinas e seus efeitos.....	19
3.4-Açudes nordestinos, níveis de eutrofização e cianobactérias.....	23
3.5-Classes de águas de açudes, usos e tipos de tratamento.....	25
3.6- Índice do Estado Trófico de ambientes lênticos tropicais segundo Toledo Jr et al., (1983) .....	28
3.7-Remoção de células de cianobactérias em águas de abastecimento.....	31
3.8-Tratamento convencional .....	38
<b>4- METODOLOGIA DA PESQUISA</b> .....	33
4.1-Local do experimento.....	33
4.2-Fluxograma geral da pesquisa .....	36
4.3-Coleta da água .....	34
4.4-Caracterização da água bruta do manancial .....	36
4.5- Cultivo e manutenção da cultura de <i>M. aeruginosa</i> .....	39
4.6- Preparação da água de estudo.....	41
4.7-Ensaio de coagulação.....	38
4.8-Identificação e quantificação de cianobactérias.....	39
<b>5- RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	44
5.1-Análise quantitativa e qualitativa do fitoplâncton.....	40

5.2-Evolução do nível de eutrofização do reservatório Argemiro de Figueiredo/Acauã ..	46
5.3-Ensaio de coagulação, floculação, sedimentação e diagramas de coagulação .....	51
5.4-Avaliação da eficiência da remoção de células de <i>Microcystis aeruginosa</i> e <i>Planktothrix agardhii</i> por coagulação, floculação e sedimentação. ....	54
<b>6-CONCLUSÕES</b> .....	<b>57</b>
<b>7-REFERÊNCIAS</b> .....	<b>58</b>

## 1-INTRODUÇÃO

É frequente se dizer que o Brasil é um país privilegiado com água, por possuir 12% da água doce superficial no mundo. Embora a disponibilidade de água no Brasil seja abundante, a sua distribuição territorial é bastante irregular. A região Norte, com 8 % da população nacional, possui cerca de 81% dos recursos hídricos disponíveis; todos os outros estados detêm menos de 20% desses recursos. Nesse cenário, encontra-se o semiárido nordestino, com quase 1 milhão de km<sup>2</sup>, mais de 27% da população do país e 3% dos recursos hídricos disponíveis no país (ANA, 2013).

O clima da região semiárida se caracteriza pela distribuição irregular de chuvas concentradas em 4 a 6 meses do ano, pela alta radiação solar o ano todo e evapotranspiração elevada. Secas anuais que duram 6 a 8 meses são típicas do nordeste semiárido, que apresenta duas épocas bem diferenciadas, a de chuvas ou inverno e a de a estiagem ou de verão, esta se apresentando mais longa que anterior. A precipitação média anual é de 800 mm com extremos entre 150 – 200 mm até 1.000 mm. Longas estiagens interanuais ocorreram ao longo dos séculos.

Para minimizar os efeitos das estiagens a construção de barragens e reservatórios (açudes) foi adotada como política pública de “combate à seca” no nordeste e iniciada na época do Império, por D. Pedro II, com a construção do açude Cedro, no Ceará, com capacidade de 126 milhões de metros cúbicos, em decorrência do grande impacto social da seca de 1877 - 1879. A partir dos anos 40 do século passado, a açudagem foi intensificada com a criação do DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. Adotados como as principais fontes de água para usos múltiplos, entre eles o consumo humano, os açudes acumulam água durante as chuvas para usar ao longo dos meses de seca e que as vezes estendem entre dois ou mais anos (ANA, 2013).

Os açudes nordestinos se caracterizam, na sua maioria, pela sua morfologia dendrítica, pouca profundidade e amplo espelho d’água, longos tempos de detenção hidráulica e elevada temperatura da água devido às condições climáticas locais. Os efeitos da poluição antropogênica das bacias nordestinas na água dos açudes é intensa, e associada com o aumento populacional na região, hoje com 22 milhões de habitantes, 9 milhões deles na área rural. Houve ao longo dos anos ocupação e o uso desordenado do solo, aumento do número de residências e das indústrias que produzem esgotos; das

atividades agrícolas e da criação de gado que geram resíduos líquidos que escoam pela bacia de drenagem até os corpos de água superficiais e infiltram nos solos contaminando os aquíferos. Ainda ocorrem impactos associados com os usos múltiplos dessas águas, como consumo humano, dessedentação animal, piscicultura intensiva, navegação e lazer, entre outros. Dentre as consequências desses impactos destaca-se a eutrofização, que produz uma série de efeitos negativos de ordem ambiental, econômico, social e de saúde pública (TUNDISI, 2003).

Define-se a eutrofização como os efeitos causados no corpo de água pelo aumento de nutrientes, em especial N e P, que são macronutrientes altamente necessários para o crescimento dos produtores primários (cianobactérias, algas e macrófitas) (CALIJURI et al., 2006). As condições dessas águas, de riqueza nutricional, altas temperaturas ambientes, largo espelho de água e pouca profundidade, escasso fluxo hidráulico (longo tempo de retenção da água, superior a 40 dias e nas estiagens até mais de um ano) favorecem as florações de cianobactérias.

As cianobactérias, microrganismos procariontes, podem crescer em elevadas concentrações ( $>10^5 - 10^7$  células.ml<sup>-1</sup>) e comprometem a qualidade da água pela produção de exo-compostos como MIB e geosmina que conferem cor, odor e gosto desagradável a água. Algumas linhagens têm capacidade de produzir toxinas endocelulares (ou endotoxinas) que são liberadas durante a senescência e morte por lise celular. Águas eutróficas destinadas ao abastecimento humano causam sérios problemas operacionais as estações de tratamento de água – ETAs, por colmatar mais rapidamente os filtros e necessitarem de lavagem mais frequentes e, portanto, maior gasto de água potável o que encarece o tratamento, junto ao uso de mais dosagens altas de coagulantes.

As cianotoxinas atingem a biota aquática, se bioacumulam nos tecidos animais e biomagnificam ao longo da cadeia alimentar, podendo afetar o homem pela ingestão da água e de pescados contaminados ou através do contato direto com a água, causando dermatites, intoxicações agudas e crônicas que podem afetar diferentes órgãos (CARMICHAEL, 1994). Dentre os relatos de intoxicação por cianotoxinas o mais grave aconteceu na cidade de Caruaru, Pernambuco em 1996, onde 60 pacientes de uma clínica de hemodiálise que receberam água com cianotoxinas foram a óbito. Após esses casos, a Organização Mundial de Saúde (OMS, 2011) determina o monitoramento de

cianobactérias e cianotoxinas em águas destinadas ao abastecimento público (AZEVEDO et al., 2002).

O nível da eutrofização de um ambiente lântico pode ser expresso através de índices do estado trófico – IET, que reúnem em um único valor, as variáveis de indicadores do avanço ou de retrocesso desse fenômeno; são essas variáveis, clorofila a, fósforo reativo solúvel ou ortofosfato, fósforo total e transparência. São os mais divulgados o IET de Carlson modificado por Toledo Jr et al. (1983), para países tropicais e do de Lamparelli (2004) , também para águas tropicas.

A maioria dos reservatórios utilizados para o abastecimento de água no Brasil, especialmente os dos nordeste apresentam frequentes florações de cianobactérias (CALIJURI et al., 2006). Verifica-se que nos últimos 20 anos houve um aumento acelerado desse processo e o tratamento das águas para torná-las potáveis deve ser otimizado para aumentar a eficiência de remoção de células intactas, pois o tratamento convencional, que é o mais difundido, não é eficiente em remover as cianotoxinas liberadas.

Devido à ineficiência na remoção dos metabólitos secundários, se faz necessário cuidados nas etapas de tratamento, em particular na coagulação, devendo-se escolher condições ótimas para a remoção intacta de células. Nas situações onde se comprove no manancial presença de altas concentrações de toxinas, além de uma coagulação otimizada, pode ser necessário a adoção de etapas mais avançadas como o uso de colunas de carvão ativado granular (CAG) ou adição de carvão ativado pó (CAP), em diferentes etapas ao longo do processo (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

É nessa perspectiva que o presente estudo buscou conhecer a composição fitoplânctonica da água do açude Argemiro de Figueiredo - Acauã/PB que abastece a mais de 40.000 pessoas, avaliar a evolução do nível de eutrofização, utilizando IETs e a remoção de dois gêneros de cianobactérias predominantes nesse açude por coagulação, floculação e sedimentação.

## 2-OBJETIVOS

### 2.1-OBJETIVO GERAL

- O trabalho objetivou analisar a eficiência de remoção de células inteiras de cianobactérias de diferentes morfologias (*M. aeruginosa*, células redondas e colônias e de *Planktothrix spp*, células filamentosas não formadoras de colônias), presentes na água do açude Argemiro de Figueiredo – Acauã, que abastece uma população estimada em mais de 40.000 pessoas.

### 2.2-OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar qualitativamente e quantitativamente os gêneros e espécies fitoplanctônicos presentes na água do açude sob estudo, captada para tratamento na ETA de Itatuba, com ênfase na diversidade de cianobactérias.
- Definir as melhores condições de coagulação (pH, concentração de coagulante) para a remoção de células de cianobactérias, usando como água base de estudo água bruta do açude, coletada na entrada da ETA de Itatuba sem tratamento.
- Analisar comparativamente a eficiência de remoção de células de cianobactérias de diferentes morfologias e se há semiarido ruptura celular pela observação microscópica das células remanescentes.
- Avaliar os níveis de eutrofização do reservatório Argemiro de Figueiredo-Acauã ao longo de 10 anos (2002 até 2012), através de uma revisão bibliográfica.

### 3-REFERÊNCIAL TEORICO

#### 3.1- O semiárido, seu clima, sua água, sua gente

As necessidades de água boa, indispensável para vida e os desenvolvimentos social e econômico é crescente no mundo atual. Especialistas, técnicos e órgãos gestores dos recursos hídricos buscam alternativas tecnológicas simples e de baixo custo de fornecimento de água adequada para consumo e usos em geral, frente o aumento populacional, as mudanças climáticas globais e a permanência, sem avanços importantes, de contingentes humanos em condições de subsistência ou subsustistência nas regiões áridas e semi-áridas do globo (BRAGA et al., 2006; JALFIM, 2001).

Segundo Braga et al. (2006), a escassez de água que ameaça a vida na Terra é devido ao crescimento desordenado das demandas e aos processos de degradação da sua qualidade, a partir da década de 1950, com aumento da população mundial, atingindo níveis altíssimos e não imaginados. Estima-se no planeta Terra a existência de aproximadamente 1,4 bilhões de km<sup>3</sup> de água distribuídos nos oceanos (97% de água salgada), em rios, lagos, glaciares e aquíferos (3% de água). Desses 3%, 2/3 são calotas polares e geleiras, sem condições de uso imediato e, provavelmente, se utilizadas, acelerariam as mudanças climáticas globais. O restante, apenas 1%, está disponível para consumo humano de uma população atual de mais de 7 bilhões de pessoas (REBOUÇAS; BRAGA e TUNDISI, 2006).

Embora se considere que o ciclo hidrológico preserva a quantidade de água que circula na terra, as reservas hídricas são modificadas pela exploração exaustiva dos aquíferos, a construção de barragens e o desmatamento. Tundisi (2003) observa que a qualidade dessas águas se deteriora dia após dia pelas descargas de poluentes que limitam ou até inibem a capacidade de autodepuração. Os aspectos qualitativos são cada vez mais importantes ou de igual importância que os quantitativos em numerosos locais de muitos países com elevada população tem aumentado os problemas já existentes de escassez, situação natural das regiões áridas e semi-áridas (TUNDISI, 2006; REBOUÇAS; BRAGA e TUNDISI, 2006).

A distribuição irregular da água tanto espacial como temporal na Terra é um fator determinante da escassez motivada por aspectos climáticos que determinam as quantidades precipitadas. Dessa forma, países com elevada disponibilidade potencial de

água, apresentam regiões áridas ou semi-áridas que exigem políticas públicas específicas e a conscientização da sociedade para o uso eficiente deste recurso (TUCCI, 2003).

O Brasil é um dos países com maior reserva de água doce no mundo, e pela sua grande extensão a distribuição dessa água é heterogênea no espaço geográfico, não havendo correspondências entre as ofertas e as demandas de suas populações. A Região Norte dispõe da bacia amazônica e acumula mais de 70% dos recursos hídricos disponíveis no Brasil com apenas 15.864.454 habitantes e os 30% de água restante se distribuem nas outras regiões que englobam a maior parte da população: 14 milhões no Centro-Oeste, 27,4 milhões no Sul, 54 milhões no Nordeste e 80,37 milhões no Sudeste (IBGE, 2010).

Dados dos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável evidenciam que na área rural semiárida do nordeste brasileiro (SAB) menos de 23% da população tem acesso aos sistemas de abastecimento de água potável e em torno de 58% coleta água para beber e uso diário de poços, barreiros e açudes (Ministério da Saúde, 2004). As águas dessas fontes representam graves riscos à saúde pública pelos níveis de contaminação com esgotos e águas de várias origens que contribuem com a manutenção dos ciclos endêmicos de doenças infecciosas de veiculação hídrica, que no semiárido se expressam nas altas taxas de morbidade e mortalidade, especialmente em crianças com menos de 60 meses de vida (AMBIENTE BRASIL, 2012). Mais recentemente se somaram a esses riscos, o crescimento excessivo de cianobactéria sem ecossistemas aquáticos eutrofizados, muitas delas produtoras de toxinas que causam afecções à pele, fígado, sistema nervoso e podem levar a morte (CEBALLOS et al., 2006).

O estado da Paraíba se caracteriza pelo clima tropical semiárido que abrange quase 90% do estado. As chuvas, com médias de 800 mm anuais, se concentram em poucos meses do ano (de 3 a 6 meses). Junto com o índice de aridez e os riscos de estiagem, o Estado se integra na nova delimitação do semiárido (Ministério da Integração, 2005).

A Lei 7.827, de 27 de dezembro de 1989 definiu semiárido como “*A região inserida na área de atuação da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - Sudene, com precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm (oitocentos milímetros)*”. Essa mesma Lei criou e estabeleceu as condições de aplicação dos recursos dos Fundos Constitucionais de Financiamento do Nordeste – FNE (crédito



com juros de 1% ao ano, prazo de pagamento de até 10 anos e três anos de carência), e que foi a origem diversos pleitos para inclusão de novos municípios na área de abrangência do semiárido.

Conhecimentos acumulados sobre o clima da região nordeste permitiram concluir não ser a falta de chuvas a responsável pela oferta insuficiente de água na região, mas sua má distribuição, associada à alta taxa de evapotranspiração, que resultam no fenômeno da seca, a qual periodicamente assola à região (MARENGO; DIAS, 2006). Com base nessas constatações, se redelimitou o espaço geográfico do nordeste semiárido do Brasil, ficando com 1.133 municípios, área de 969.589,4 km e uma população próxima aos 22 milhões de habitantes. Alguns autores consideram este semiárido como o mais úmido e o mais populoso do mundo. Para a nova delimitação o Grupo de Trabalho do Ministério da Integração (BRASIL, 2005) considerou três critérios técnicos:

- I. Precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 milímetros;
- II. Índice de aridez de até 0,5 calculado pelo balanço hídrico que relaciona as precipitações e a evapotranspiração potencial no período 1961 – 1990;
- III. Risco de seca maior que 60%, tomando-se por base o período entre 1970 e 1990.

A figura 1 mostra a nova área abrangida na nova delimitação do semiárido brasileiro (SAB),



Figura 01. Nova área de delimitação da Região Semiárida do Nordeste Brasileiro – SAB (Fonte: BRASIL, 2005)

A água é o fator limitante principal do desenvolvimento no SAB, pois embora o volume anual precipitado seja mais alto que o de outras regiões semiáridas do mundo, ocorre grande amplitude de variação de 250 a 800 mm anuais em média e as temperaturas entre 23 e 27°C indicam alta taxa de evaporação potencial. Soma-se a isso, a baixa capacidade de retenção de água dos solos por estarem depositados em 70% da região sobre o manto de rochas cristalina do Pré Cambriaco. Na geologia da região predominam solos rasos e pedregosos, com baixa capacidade de infiltração e de retenção de água e potencial de escoamento superficial médio de 3 l/s/km<sup>2</sup> (VIEIRA; FILHO, 2006). Essas condições determinam a predominância de rios intermitentes, que circulam durante as chuvas ou período de inverno e secam no verão, pela falta de chuvas. As águas de subsolo apresentam problemas de qualidade, pela sua alta salinidade, significando incerteza na distribuição da água e no abastecimento humano (SCHISTEK, 2001).

Considerando as características de chuvas concentradas no tempo e no espaço e dos solos, no Semiárido Brasileiro as principais fontes de água superficial são as represas artificiais denominadas localmente de “açudes”. A palavra açude deriva da língua árabe (*as-sudd*) e significa armazenar, obstáculo, obstrução, represa. Trata-se de uma construção feita num curso de água destinada a deter ou desviar a água que será destinada para abastecimento, irrigação, produção de energia, etc. A tecnologia de construção foi levada à península Ibérica com a penetração árabe, povo que ali permaneceu durante 400 anos e trazida à América com os portugueses (CEBALLOS, 1995).

No SAB são construídos barragens para barrar rios intermitentes e acumular água de chuvas a serem usadas nos períodos de escassez. Os açudes do SAB estão submetidos a variações de suas características físicas, químicas e biológicas que estão relacionadas aos períodos de chuva e estiagem. Os açudes do SAB são importantes porque representam um fator de grande potencial econômico e social para a região. Nos períodos de estiagem os açudes desempenham a função de agregar as atividades humanas, como irrigação, dessedentação dos animais, recreação e consumo humano, entre outras.

### **3.2- Eutrofização, causas e consequências.**

O acelerado aumento da população mundial a partir do século XVIII, com a revolução industrial, e os avanços no saneamento básico, aumentou a produção de resíduos líquidos e sólidos que foram despejados no ambiente sem o tratamento adequado. Ao término da segunda guerra mundial mais de 2.000 lagos de Europa e Estados Unidos estavam eutrofizados pelos descartes de resíduos (VOLLENWEIDER, 1965). O lançamento de dejetos em rios e lagos acompanha a história das sociedades humanas, onde os ambientes aquáticos diluíam os resíduos porque as comunidades eram pequenas e a capacidade de autodepuração se mantinha alta.

Entende-se por eutrofização o processo de aumento da concentração de nutrientes na água, principalmente dos compostos ricos em fósforo e nitrogênio. Esses dois elementos são os principais macronutrientes dos produtores primários. A eutrofização se expressa com o crescimento abundante da biomassa e de plantas aquáticas que crescem de forma exuberante nas margens desses lagos, açudes ou rios e em alguns se expandem pelo espelho de água; esse crescimento é acompanhado pelo aumento acelerado e abundante do fitoplâncton, em forma de florações ou blooms, que

são massas flutuantes grandes e densas de algas e cianobactérias que avançam na subsuperfície da água e causam profundas alterações na qualidade da água e de sua biota (BITTENCOURT-OLIVEIRA E MOLICA, 2003).

A eutrofização pode ser um processo natural e artificial. O processo natural parte da dinâmica do ecossistema e geralmente leva anos para acontecer, enquanto o processo artificial envolve ações antrópicas tais como atividades industriais, intensificação da urbanização, despejos de esgotos *in natura*, entre tantas outras que aumentam as concentrações de nutrientes o que acelera a produtividade dos organismos fotossintéticos, em especial algas e cianobactérias alterando as relações ecológicas no sistema aquático e comprometendo os usos múltiplos da água (VOLLENWEIDER, 1965; TUNDISI, 2003).

Corpos aquáticos eutróficos podem perder as condições de ser utilizados para o abastecimento humano. Crescimento abundante de cianobactérias e algas geram gosto e odor desagradáveis à água (“cheiro e gosto de terra e mofo”) pela produção de metabólitos secundários como 2-metilisoborneol (MIB) e trans-1,10-dimetil-trans-9-decalol (geosmina), detectadas em baixas concentrações (5 a 10 ng/l) na água e causam sua rejeição. Concentrações excessivas de fitoplâncton provocam também o entupimento ou colmatção dos filtros de areia nas Estações de Tratamento de Água - ETAs e exigem lavagens mais frequentes, tornando os custos do tratamento maiores porque gastam maior quantidade de água potável na sua limpeza, além de haver maior consumo de produtos químicos nas etapas de regulação do pH e de coagulação (DiBERNARDO e DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

Dentre os problemas gerados pela eutrofização se destacam as consequências sobre o corpo aquático e os seres vivos que usam essas águas, a floração de cianobactérias. Quantitativamente a floração ou bloom de cianobactérias é o aumento da concentração das cianobactérias em relação à densidade média quantificada ao longo dos anos. Um ambiente com concentrações de cianobactérias acima de 20.000 células/ml, ou seja,  $2 \times 10^4$  cel/ml; é indicativo de floração já estabelecida. Em algumas florações se quantificaram  $10 \times 10^5$  cel/ml ou superiores, de até  $10 \times 10^7$  cel/ml (CHORUS, BARTRAM, 1999). Essas florações formam uma nata verde densa na superfície da água, com aspecto desagradável e em geral com linhagens produtoras de toxinas liberadas após da morte celular. Cianotoxinas, MIB e geosmina não são removidos facilmente no tratamento convencional da água (Di BERNARDO et al., 2010).

### 3.3- As cianobactérias, suas toxinas e seus efeitos

As cianobactérias ou cianofíceas, conhecidas antigamente como algas azuis, são organismos fotoautotróficos, produtoras de oxigênio molecular diferenciando-se das algas por serem procariontes. Carmichael (1994) e Chorus e Bartram (1999), em extensas revisões bibliográficas destacam que estudos baseados em fósseis de cianobactérias (estromatólitos) e em dados genéticos (RNAr), estimaram que a origem das cianobactérias foi há cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores de matéria orgânica por fotossíntese a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva. Atualmente as cianobactérias se distribuem em cerca de 150 gêneros e mais de 2.000 espécies identificadas; 40 gêneros estão descritos como produtores de cianotoxinas, mas este número aumenta na medida que se superam problemas na sua identificação taxonômica (KOMÁREK, 2003; APELDOORN et. al., 2007).

Seus processos metabólicos requerem como fonte de carbono o dióxido de carbono e como fonte de energia a luz solar além de substâncias inorgânicas, entre elas a água e sais de fósforo e nitrogênio. Cianobactérias realizam fotossíntese oxigênica, ou seja, com liberação de oxigênio molecular. Foram as primeiras células a realizar este tipo de processo ao longo da evolução dos seres vivos e esse oxigênio produzido, não consumido pela ausência de organismos aeróbios, se acumulou na atmosfera gerando a camada de ozônio, e estimulando então a vida nas superfícies aquáticas e terrestre de outros seres vivos com diferentes habilidades metabólicas e adaptativas. Embora produtoras de oxigênio molecular sua organização celular é de microorganismos procariontes, sem núcleo celular definido (ausência de carioteca) e, portanto, classificadas no domínio bactéria e não no domínio EUKARYA, como as algas, produtoras reconhecidas de oxigênio molecular junto com as plantas (MADIGAN et al., 2010).

A morfologia das cianobactérias inclui formas redondas, filamentosas, meias luas, etc., unicelulares ou coloniais. Apresentam diversas vantagens evolutivas que lhes permitem sobreviver em condições ambientais especiais que outros organismos não conseguiria. Algumas espécies possuem vacúolos gasosos, associados a capacidade de controlar a flutuação de célula, o que permite que escolham e se mantenham na profundidade ótima de luz para obter nutrientes ou fugir de predadores. Outras espécies possuem heterócitos, células especializadas em fixar nitrogênio atmosférico. Ocorrem

em diversos tipos de ambientes, como terrestre, água doce, salobra ou marinha, fontes termais, neve e solos úmidos (CHORUS e BARTRAM, 1999).

As cianobactérias podem crescer em grandes quantidades nos momentos de florações nas águas eutróficas e afetam o aspecto estético da água e suas propriedades organolépticas, porém, hoje a principal preocupação com as florações de cianobactérias é a produção de metabólitos secundários com capacidade toxigênica, as cianotoxinas, prejudiciais à biota aquática e à saúde pública. Essas substâncias são endotoxinas liberadas após a morte da célula que pode ser natural, devido à senescência ou à fatores artificiais como o uso de algicidas no manancial ou de pré-cloração da água na sua entrada na Estação de Tratamento de Água (ETA).

As toxinas causam desde leves intoxicações até tumores, cânceres e morte (XIE, et al, 2007). Segundo seu efeito as toxinas são classificadas em 3 grandes grupos:

- a) neurotoxinas, que são alcalóides organofosforados de ação rápida no sistema nervoso, podem causar morte em poucos minutos por parada respiratória.
- b) hepatoxinas, compostas por peptídeos cíclicos ou alcaloides hepatotóxicos, que afeta o fígado e são de ação lenta.
- c) lipossacarídeos (LPS), que são dermatóxicas com ação na pele e causam irritação ao contato.

Linhagens toxigênicas se observaram em 50 a 75% das florações de cianobactérias. Ainda, se bioacumulam e biomagnificam em crustáceos e peixes podendo causar alterações diversa ao longo da cadeia alimentar (CHORUS, BARTRAM, 1999; AZEVEDO, 2005).

Os gêneros com maior número de linhagens frequentes produtores de cianotoxinas, segundo Ceballos et al., (2006); Sant'Anna et al., (2008) são:

A- Produtoras de hepatotoxinas: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), *Nostoc*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Arthrospina* e uma espécie do solo, *Haphalosiphon hibernicus*.

B- Produtoras de neurotoxinas: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis*.

C - Produtoras de dermatoxinas: *Lyngbya*, *Schizothrix*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), entre outras.

Há registros de mais de 66 casos de intoxicações com cianotoxinas no mundo desde o século XIX. O Brasil apresenta relatos de agravos à saúde por intoxicações com cianotoxinas, porém quase todos sem comprovação *in situ*. Há evidências epidemiológicas da morte de 88 pessoas entre 200 intoxicadas pelo consumo de água do reservatório de Itaparica (Bahia), em momentos de ocorrência de florações de cianobactérias, em 1988 (TEIXEIRA et al., 1993). Os primeiros casos visualmente e clinicamente comprovados ocorreram em Caruaru/PE, em 1996, quando 60 doentes renais crônicos morreram após sessões de hemodálises num período de 10 meses após o início dos sintomas clínicos de grave hepatotoxicose (CARMICHAEL et al., 2001; AZEVEDO et al., 2002).

A tragédia teve transcendência internacional, e a Organização Mundial da Saúde passou a recomendar o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas em águas de mananciais destinados ao abastecimento público e na água tratada. A frequência desse monitoramento foi definida em função do número de cianobactérias no manancial e a análise de cianotoxinas na água tratada foi fortemente recomendada se fossem encontradas na água bruta. Como resposta às guias da OMS, o Ministério da Saúde do Brasil, através da FUNASA e com participação da Organização Panamericana da Saúde – OPAS introduziram alterações na legislação sobre água potável, substituindo a Portaria GM n.º 36/1990 vigente até então pela Portaria MS n.º 1.469/2000 e posteriormente pela Portaria MS n.º 518/2004. Ainda nova revisão da Portaria foi feita em dezembro de 2011, promulgando-se a Portaria N.º 2914/2011 do Ministério da Saúde, em vigência atualmente. Esta, a igual que a anterior estabelece que quando a densidade de células de cianobactérias na zona de captação no manancial for inferior ou igual a 10.000 células mL<sup>-1</sup> (ou 1mm<sup>3</sup>/L de biovolume), a frequência de monitoramento deve ser mensal e passa a ser semanal no momento em que exceder esse valor. Já a análise das cianotoxinas (microcistinas e saxitoxinas) na água para consumo humano, na saída do tratamento, deve acontecer quando a densidade de células de cianobactérias na água do manancial superficial for igual ou superior a 20.000 cel/mL (2 mm<sup>3</sup>/L de biovolume).

Deve-se também quantificar a concentração de cianotoxinas no manancial, na área de captação e se for positiva deverá ser feito o controle de sua presença na água produzida no final do tratamento e antes da distribuição.

### 3.4- Açudes nordestinos, níveis de eutrofização e cianobactérias

No Brasil as frequências de florações de cianobactérias vêm aumentando rapidamente em mananciais de todo o país. Cianobactérias produtoras de toxinas foram detectadas em todos os ambientes aquáticos do Brasil, desde a região amazônica passando pelo nordeste (Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Bahia), Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, entre outros e foram observadas 32 espécies tóxicas. Desse total de espécie, 14 foram registradas na região tropical e 27 na subtropical. *Microcystis* e *Anabaena* apresentam maior número de espécies tóxicas (7 e 6 espécies, respectivamente) (Sant'Anna et al., 2008).

Os açudes do nordeste do Brasil estão sujeitos à vulnerabilidade climática regional. Em 1934, Wright *apud* Esteves (2011) observou pela primeira vez no açude Bodocongó, em Campina Grande/PB, que no verão típico do semiárido, com duração de 6 a 8 meses, ocorre significativa diminuição do volume de água e se concentram os sais, nutrientes e matéria orgânica, aumentando a produção primária e, portanto, o nível de eutrofização. Nos açudes destinados ao uso múltiplo vários outros impactos ocorrem simultaneamente, às vezes conflitantes com o consumo humano, como piscicultura, transporte em barcos a diesel ou gasolina, e as descargas de esgotos e do escoamento agropastoril, havendo então condições para a eutrofização. As altas temperaturas, a estrutura dos açudes poucos profundos e dendríticos, com remansos de águas lentas ou paradas, e o alto tempo de retenção da água estimulam a predominância de cianobactérias toxigênicas (BOUVY et al., 2000; MOLICA, AZEVEDO, 2009).

Os primeiros relatos no Nordeste do Brasil da ocorrência de florações de cianobactérias toxigênicas foram feitos por Costa et al. (2006), no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (RN), com  $2,4 \times 10^9$  m<sup>3</sup> de capacidade, que abastece água tratada para 400 mil habitantes. Bittencourt-Oliveira et al. (2010) identificaram cianotoxinas através do gene participante na biossíntese de microcistina em sete reservatórios com predominância de *Microcystis aeruginosa*, *M. novacekii*, *M. panniformis*, *Anabaena constricta* e *Planktothrix agardhii*.

O estado da Paraíba, com 56.584 km<sup>2</sup> de extensão, possui 11 bacias hidrográficas e 70% de seu território antropizado (PERH, 2006). Dos nove mil açudes registrados pela AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba,



apenas 121 são monitorados por essa agência e destes, 20 com capacidade superior a 30 milhões de m<sup>3</sup> tem condições para armazenar cerca de 80% das águas superficiais lânticas do estado destinadas ao abastecimento.

A bacia hidrográfica do rio Paraíba ocupa 38% do estado e apresenta 38 grandes reservatórios (PERH, 2006). Diversos estudos regionais mostram a ocorrência de cianobactérias potencialmente toxigênicas em 18 desses açudes, com predomínio de *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardhii* em 16, especialmente no período seco. Em 2006 foram registradas florações de cianobactérias em 3% desses açudes enquanto que 2009, a porcentagem subiu para 62% (Tabela 01).

Dentre os açudes avaliados está o açude Argemiro de Figueiredo – Acauã (MACEDO, 2009; VASCONCELOS et al., 2010). O açude localiza-se na bacia hidrográfica do médio Paraíba, representando o quarto maior açude da Paraíba, exibe registros de florações de cianobactérias desde sua inauguração, em 2002. As espécies e gêneros de cianobactérias mais comumente observados são *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena ssp.*, *Oscillatoria spp.* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, esta última foi a que contribuiu mais para a densidade celular nos últimos 3 a 4 anos. Desde seu enchimento se observou o alto nível de eutrofização das águas em processo de represamento e se considerou a possibilidade de autodepuração ao longo do tempo e com o enchimento do açude. Análises posteriores mostram que o açude continuou eutrófico.

Tabela 01- Cianobactérias dominantes em 20 reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba nos anos 2006 a 2009.

<b>Açude</b>	<b>Bacia Hidrográfica</b>	<b>Espécie/Gênero</b>
Gramame	Gramame	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Acauã	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborski</i> , <i>Planktotrix agardii</i>
Araçagi	Paraíba	<i>Planktothrix agardii</i>
Soledade	Paraíba	<i>Planktothrix agardii</i>
Vaca Brava	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> ; <i>Oscillatoria tenuissima</i>
Açude Luiz Heleno	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Camalaú	Paraíba	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Planktothrix agardii</i>
Capoeira Sumé	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis</i>
Lagoa do Arroz	Paraíba	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Cordeiro	Paraíba	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Carneiro	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i>

Condado		<i>Microcystis aeruginosa, Planktothrix agardii</i>
Cachoeira dos Cegos		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Saco		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Bruscas		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Jenipapeiro		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Baião		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Coremas	Piranhas	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Engenheiros Ávidos	Piranhas	<i>Microcystis aeruginosa, Cylindrospermopsis raciborskii</i>

Fonte: Vasconcelos et al (2011)

Verifica-se a predominância de *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborski* e *Planktothrix agardii*, espécies com capacidade de produzir cianotoxinas.

### 3.5- Classes de águas de açudes, usos e tipos de tratamento

Devido aos usos múltiplos a qualidade da água se deteriora rapidamente. Para conhecer a qualidade da água ao longo do tempo e definir seus usos existem parâmetros de qualidade com valores máximos permitidos (VMP) que foram estabelecidos na Resolução CONAMA N° 357/2005. Entre os parâmetros de qualidade se destacam: concentração de íons, metais pesados, agrotóxicos, dureza, alcalinidade, matéria orgânica, forma de fósforo e nitrogênio, turbidez, clorofila *a*, densidade de cianobactérias entre outras. Esta resolução fixa os VMP para cada parâmetro e classifica as águas do território nacional em diferentes classes.

Em total, a Resolução CONAMA N° 357/2005 define 13 classes das águas doces, salobras e salinas. As águas doces foram classificadas em 5 classes, distribuídas nas categorias: especial, 1, 2, 3, e 4. A classe à qual um corpo aquático pertence estabelece seu uso. Assim:

I- Classe Especial: As águas destinadas;

a) ao abastecimento humano, com desinfecção;

a) à preservação do equilíbrio das comunidades aquáticas;

a) e a preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - Classe 1- águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário como (natação, esqui aquático e mergulho);
- d) a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolveram rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

III- Classe 2- águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (-natação, esqui aquático e mergulho);
- d) a irrigação de hortaliças e de plantas frutíferas;
- e) à aquicultura e a atividade de pesca.

IV- Classe 3- águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário;
- e) à dessedentação de animais.

V- Classe 4- águas destinadas:

- a) à navegação;
- b) à harmonia paisagística.

As águas de classe especial, 1, 2 e 3 são destinadas ao consumo humano. Para isso devem satisfazer as exigências de qualidade para cada classe nas quais se aplicarão os tratamentos adequados que variam de uma simples desinfecção (**classe especial**),

seguem por tratamento simplificado (**classe 1**), continua pelo tratamento convencional (**classe 2**) e finalmente o tratamento avançado quando necessário (**classe 3**).

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005, para se aplicar tratamentos simplificados nas águas do manancial classe 1, essas águas devem ter Valores Máximos Permitidos de clorofila *a* igual ou menores a 10 µg/L e densidade de cianobactérias inferiores a 20.000 cel/mL ou 2 mm<sup>3</sup>/L.

Para aplicar tratamento convencional as águas classe 2, estas terão VMP de clorofila *a* até 30 µg/L e densidade de cianobactérias até 50.000 cel/mL ou 5 mm<sup>3</sup>/L.

Para tratar águas classe 3, por tratamento convencional ou avançado, os VMP das variáveis biológicas devem ser clorofila *a* 60 µg/L e densidade de cianobactérias 100.000 cel/mL ou 10 mm<sup>3</sup>/L.

Considerando esses VMP da Resolução CONAMA 357/2005 comparativamente com as diretrizes da Portaria 2914/2011 - MS, as águas das classes 1 a 3 deveriam ser tratadas por tecnologias avançadas já que todas podem atingir densidades celulares iguais ou superiores a 20.000 cel/ml, que indicam riscos da presença de cianotoxinas, porque sua liberação pode ocorrer nos eventos de morte massiva das cianobactérias ao atingir concentrações celulares superiores, onde as células mais velhas que vão morrendo e sofrendo lise soltam as toxinas para o meio aquático.

De acordo a mesma legislação, com esses valores de clorofila *a*, as três classes de águas estariam na categoria de águas eutrofizadas. Indicadores internacionais de eutrofização estabelecem faixas de valores para as concentrações de clorofila *a*, fósforo total, e ortofosfato, entre outros. Para clorofila *a* consideram valores médios de ambientes eutróficos desde 6 µg/L até 25 µg/L e máximos desde 20 µg/L até 75 µg/L; apenas um autor considerou aceitável o valor Máximo de 500 µg/L. Seguindo esses valores guias, todas as águas das classes 1 a 3 da citada resolução CONAMA são eutróficas (CARLSON, 1977; DOBSON, 1981; VOLLENWEIDER, 1983; TOLEDO Jr et al., 1983).

### **3.6- Índice do Estado Trófico de ambientes lênticos tropicais segundo Toledo Jr et al. (1983).**

Para definir o grau de eutrofização ou estado trófico de um ecossistema aquático se utilizam valores limites de parâmetros específicos estabelecidos empiricamente por

diferentes pesquisadores. O Índice de Estado Trófico (IET) é uma maneira de caracterizar o nível de eutrofização de um lago ou represa usando as variáveis transparências de Secchi, clorofila *a*, fósforo total e ortofosfato solúvel, também denominado fósforo reativo solúvel.

Como outros índices, o IET tem a vantagem de simplificar a interpretação dos resultados de diversas variáveis em um valor único, produto de uma expressão matemática ou equação, que resume os valores do conjunto de dados utilizados. O IET de Carlson (1977) foi desenvolvido para ambientes hídricos de regiões temperadas e utiliza transparências de Secchi, clorofila *a*, fósforo total (Tabela 03). Toledo Jr et al. (1983) modificaram o índice para condições de ambientes tropicais com maiores taxas metabólicas da biota, tanto de decomposição como de assimilação (Tabela 03), propondo as seguintes equações (e equação final, de síntese), que após de testadas foram aceitas pela comunidade científica internacional:

Equações para cálculo do IET, segundo Toledo Jr. et al. (1983)

$$\bullet \text{ IET (S)} = 10 \times \{6 - [0,64 + (\ln S / \ln 2)]\} \quad \text{Eq.01}$$

$$\bullet \text{ IET (P)} = 10 \times [6 - \ln(80,32/P) / \ln 2] \quad \text{Eq.02}$$

$$\bullet \text{ IET (PO}_4\text{)} = 10 \times [6 - \ln(21,67/\text{PO}_4) / \ln 2] \quad \text{Eq.03}$$

$$\bullet \text{ IET (Cl)} = 10 \times [6 - 2,04 - (0,695 \times \ln \text{Cl}) / \ln 2] \quad \text{Eq.04}$$

• A equação final é:

$$\text{IET} = \frac{\text{IET(S)} + 2[\text{IET(P)} + \text{IET(PO}_4\text{)} + \text{IET(Cl)}]}{7} \quad \text{Eq.05}$$

Onde:

**S**= transparência do Disco de Secchi (m);

**PO<sub>4</sub>**= concentração de fosfato inorgânico solúvel (ou ortofosfato) na superfície da água (µg/l);

**P**= concentração de fósforo total na superfície na superfície da água (µg/l);

**Cl** = concentração de clorofila "a" na superfície na superfície da água (µg/l);

Os valores limites pra interpretação dos níveis de eutrofização são apresentados ma Tabela 02 a seguir:



	Eupolitrófico	30 – 100				
	Politrófico	> 100				
DOBSON (1981)	Ultraoligotrófico	0 – 3,3	0 – 0,7			
	Oligotrófico	3,3 – 10	0,7 – 2			
	Mesotrófico	10 – 30	2 – 6			
	Eutrófico	30 – 90	6 – 18			
	Hipereutrófico	> 90	> 18			
OECD <sup>(1)</sup> (TUNDISI e col. 1988)	Ultraoligotrófico	< 4	< 1 < 2,5			
	Oligotrófico	< 10	< 2,5 < 8			
	Mesotrófico	10 – 35	2,5-8 8-25			
	Eutrófico	35 – 100	8-25			
	Hipereutrófico	> 100	> 25 > 75			
IET <sup>(2)</sup> (CARLSON, 1977) Modificado. por KRATZER & BREZONIK (1981)	Ultraoligotrófico Índice: [ 20	[ 3	[ 0,34	≥ 16		
	Oligotrófico Índice: 21 – 40	3 – 12	0,34 - 2,6			
	Mesotrófico Índice: 41 – 50	12 – 24	2,6 - 6,4			
	Eutrófico Índice: 51 – 60	24 – 48	6,4 – 20			
	Hipereutrófico Índice: ≥ 61	> 48	> 20	< 1		
ROSICH E COL. (1968, In: CULLEN & SAMALLS (1981)	Oligotrófico	5	0,3 – 3			
	Mesotrófico	5 – 30	2 – 15			
	Eutrófico	30 – 1000	10 – 500			

(1) OECD: concentração média anual de fósforo total; concentração média anual e concentração máxima de clorofila “a” na zona eufótica; valor médio e mínimo anual de transparência.

(2) IET: fósforo total e clorofila “a” determinados em amostras de sub-superfície.

FONTE: CEBALLOS (1995), VON SPERLING(2005).

### 3.7-Remoção de células de cianobacterias em águas de abastecimento

Quando se usam águas eutróficas na potabilização de água para abastecimento público, os processos e sequencias do tratamento devem ser analisados e definidos em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) presentes no manancial procurando não promover a lise dessas células, visto que maiores quantidades de toxinas seriam liberadas e o tratamento convencional poderia não ser eficiente na sua eliminação. Outra avaliação importante é analisar a capacidade de

remover a fração dissolvida das cianotoxinas liberadas naturalmente no manancial por senescência ou morte celular, com uso de tecnologias avançadas em algum estágio do tratamento (LIBÂNIO, 2010).

Di Bernardo e Dantas (2005) destacam que o tratamento convencional de águas de abastecimento é o mais difundido no mundo e no Brasil. Segundo dados do IBGE (2008), há aproximadamente 2.817 municípios no país dotados de estações de tratamento convencional.

Numerosas pesquisas têm sido realizadas na busca por melhores métodos de tratamento para águas com elevadas concentrações de cianobactérias, e ao mesmo tempo se examinam os efeitos dos processos e operações unitárias de tratamento da água sobre as células das cianobactérias, tais como sua ruptura e se procede, seguidamente a detecção medição das toxinas geradas (SANTIAGO, 2008).

### **3.8-Tratamento convencional**

O tratamento da água (ou de potabilização) envolve processos físicos e químicos. No tratamento convencional, a água é submetida às etapas de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, antes de ir para a rede de abastecimento. Nesses processos ocorre a remoção de partículas presentes na água, matéria orgânica, microrganismos e outras partículas e substâncias que seriam prejudiciais à saúde humana.

Para que a remoção das impurezas presentes na água seja satisfatória, nas ETAs que usam o tratamento convencional (Figura 02), se faz necessário a utilização de produtos químicos (coagulantes) que possibilitam a agregação das partículas e aumentam o seu tamanho, sendo então denominados de flocos (Di BERNARDO E DANTAS, 2005; MACEDO, 2007). Seguida a coagulação ocorre o processo de floculação e na decantação acontece a deposição dos flocos. Segue a etapa de filtração na qual são removidas substâncias, diversas (entre elas microrganismos) responsáveis pela cor e turbidez da água. A última etapa é a desinfecção, antes de sua distribuição pela rede.



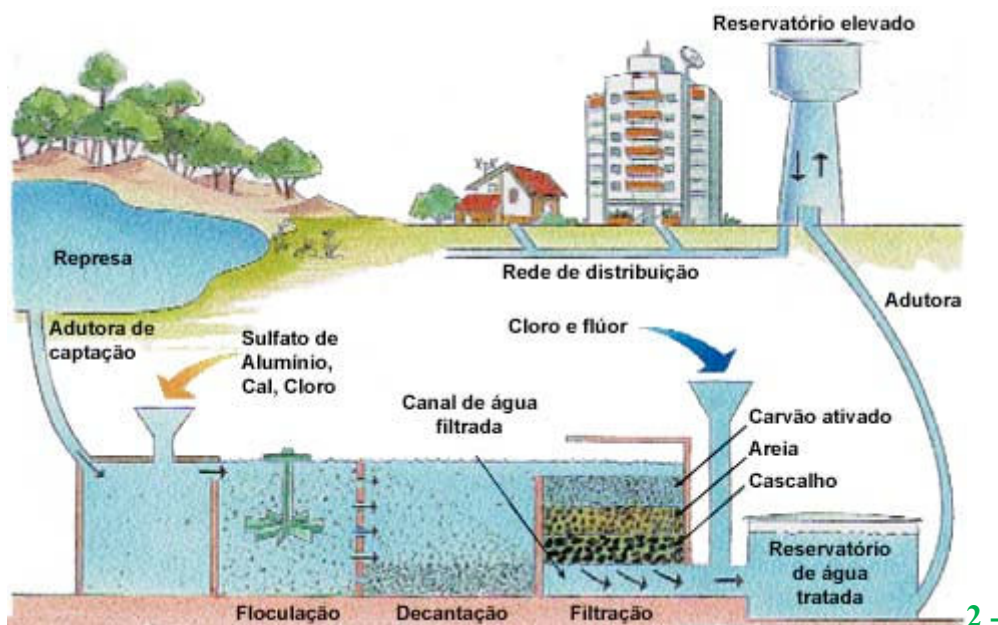


Figura 02 - Esquema dos processos de tratamento de água em ETA convencional  
(Fonte: <<http://caroldaemon.blogspot.com.br/2010/06/como-funciona-uma-estacao-de-tratamento.html>>)

Geralmente o tratamento da água se inicia com a entrada da água da ETA, sua aeração e a correção do pH, seguida da coagulação. A coagulação tem por finalidade facilitar a remoção das impurezas presentes na água e é uma das principais etapas de todo tratamento na ETA, pois a eficiência das demais operações dependerá dela.

A coagulação se realiza com a adição de produtos químicos, os coagulantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato ferroso, sulfato férrico ou cloreto de polialumínio, entre outros) na água que será tratada. Os coagulantes atuam no processo de desestabilização das partículas coloidais suspensas presentes na, água que conferem turbidez, cor, sabor e odor nas águas destinadas ao abastecimento humano (DI BERNADO, 2005; HELLER, PADUA, 2006).

Os coagulantes possibilitam a diminuição das forças de repulsão que mantêm as partículas separadas, facilitando a aglutinação dessas partículas em agregados maiores. Para que o contato entre as partículas seja eficiente o processo de coagulação é realizado em unidades de mistura rápida. Como resultado da desestabilização e aproximação das partículas há formação dos flocos.

A floculação é complementar à coagulação, é uma operação física e consiste no contato entre as impurezas na água, proporcionando a formação de partículas maiores. É necessária há agitação lenta para que as partículas possam ser postas em contato umas com as outras (DI BERNADO, 2005 ).

A sedimentação é uma operação unitária em que as partículas suspensas com densidade superior à do meio líquido apresentam movimento descendente devido à ação da gravidade, possibilitado assim a separação dos sólidos dos líquidos. Essa operação consiste na última etapa da clarificação da água. Vários fatores podem afetar o processo de sedimentação. Kawamura (2000) destaca as características da água bruta, como temperatura e pH, a velocidade de sedimentação das partículas suspensas que devem ser removidos, os tipos de decantadores, o tipo de coagulante escolhido e a eficiência da formação dos flocos.

A filtração é o escoamento da água efluente da etapa de decantação ou de sedimentação através de um meio poroso que pode ser constituído por areia, carvão ou qualquer outro material granular. No tratamento convencional os filtros descendentes de areia são os mais usados e estão recheados com pedregulhos dispostos em camadas de diferentes granulometrias, organizadas em tamanhos decrescentes, seguidos de uma grossa camada final de areia. Em algumas ETAs se adiciona carvão em pó – antracita, para reter as partículas maiores e aumentar o tempo entre duas lavagens consecutivas do filtro (LIBÂNIO, 2010; MACEDO, 2007).

A filtração assegura em grande parte a qualidade da água tratada, corrigindo eventuais falhas ocorridas nas etapas anteriores, entretanto alguns microrganismos de menores tamanhos, como protozoários, bactérias e vírus podem não ser retidos no filtro de areia e por isso se torna indispensável a desinfecção. Para a desinfecção se usa na maioria das ETAs cloro gasoso.

#### **4 - METODOLOGIA DA PESQUISA**

O desenvolvimento da pesquisa foi organizado em duas fases:

**1-** Estudo da diversidade fitoplanctônica na água bruta do manancial no ponto de entrada na ETA de Itatuba/PB e avaliação da evolução do IET.

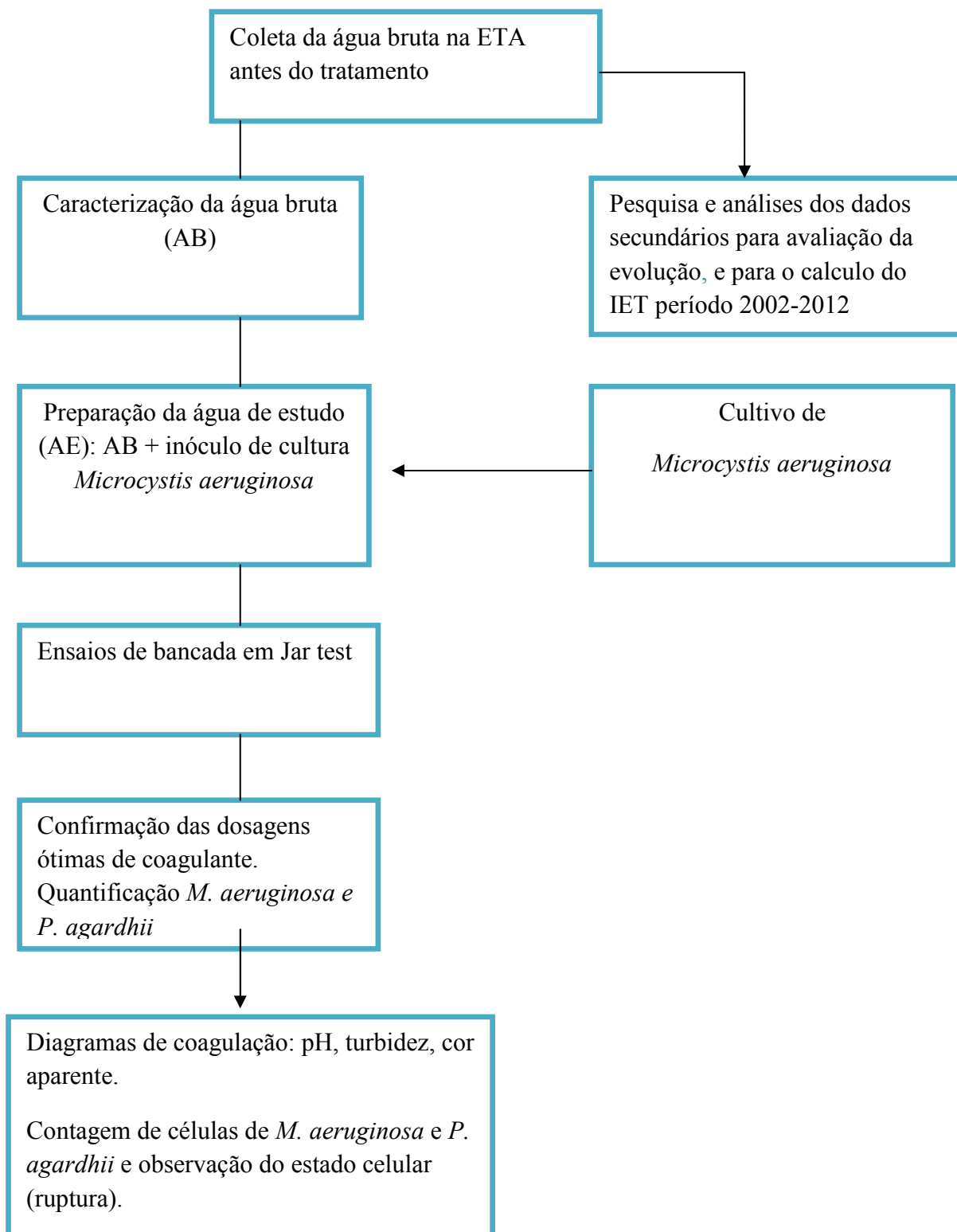
2- Estudo das condições ótimas de coagulação, floculação e sedimentação para a melhor remoção de cianobactérias, cor e turbidez na água bruta do manancial coletada no ponto de entrada na ETA de Itatuba/PB.

#### **4.1-Local de realização do trabalho**

Todos os experimentos foram realizados nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) da Universidade Estadual da Paraíba e da Universidade Federal de Campina Grande, bairro de Catolé - Campina Grande – PB.

## 4.2- Fluxograma geral da pesquisa

Figura 03– Fluxograma das etapas metodológicas



### 4.3 – Reservatório estudado e Coleta da água

Água utilizada foi proveniente do açude Argemiro de Figueiredo - Acauã, coletada no ponto de chegada na ETA de Itatuba (Figuras 4, 5 e 6), que capta água na entrada do Rio Paraibinha no citado açude. Este rio afluente e um segundo, o Rio Paraíba, foram barrados na construção do açude. O reservatório se localiza entre as latitudes  $7^{\circ}27,5''3''S$  e  $7^{\circ}28'31,4''S$  e as longitudes  $35^{\circ}35'52,6''W$  e  $35^{\circ}35'3,4''W$ . Sua bacia hidráulica tem área de 1.725 ha e  $253.142.247\text{ m}^3$  de capacidade de acumulação, compreendendo as zonas rurais dos municípios de Aroeiras, Natuba e Itatuba (AESA, 2012), com capacidade para abastecer mais de 40.000 pessoas e utiliza tratamento convencional compacto.

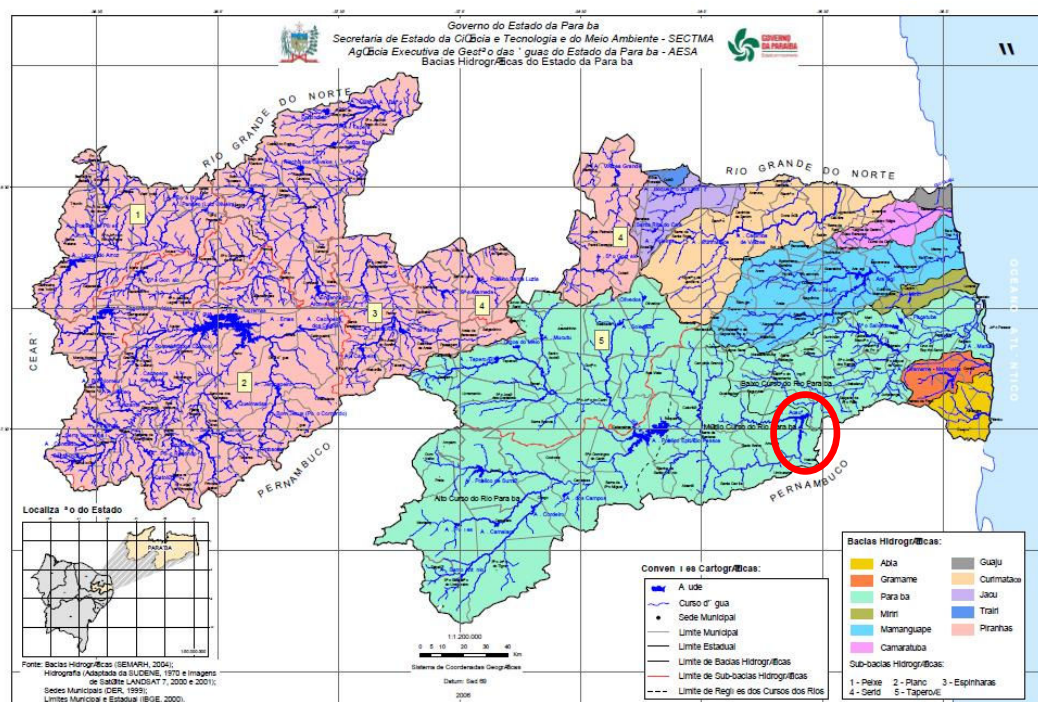


Figura 04 – Mapa com localização dos açudes paraibanos (açude Acauã em destaque, no círculo vermelho) Fonte: AESA/PERH 2006



Figura 06-Vista geral da estação de tratamento de água - ETA de Itatuba. Fonte: Guimarães, H. R.C. 2012.

A água foi coletada em bombonas de plástico, com volume de 50 litros cada uma, na entrada da ETA, ou seja, antes que essa água fosse submetida a qualquer tratamento. Foi transportada para a Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES), e ali foi acondicionada em caixas de fibra de vidro com capacidade de 500 litros, mantida a uma temperatura não superior aos 25° C e utilizada apenas durante 3 a 5 dias, quando era trocada por água nova do açude.

Imediatamente após sua chegada ao laboratório, duas sub-amostras dessa água, denominada de água base ou água bruta (AB), eram retiradas e uma, de aproximadamente 100 ml, foi fixada com lugol 1% para a quantificação e identificação do fitoplâncton. A outra amostra sem lugol foi usada na caracterização da AB, nos seus aspectos físicos e químicos antes do uso nos experimentos. Ao longo de todos os experimentos essas análises foram repetidas diariamente na AB e verificado o estado das células ao longo do período de estocagem. Esses procedimentos foram feitos em triplicatas para cada lote novo de água coletada do açude.

#### **4.4- Caracterização da água bruta do manancial**

Os parâmetros avaliados na caracterização da AB e as técnicas utilizadas na sua determinação seguiram as recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 16 ed. (APHA, AWWA, WPCF, 2005) e estão descritos na tabela 4. As exceções foram clorofila *a* e identificação e quantificação de cianobactérias que seguiram Di Bernardo et al. (2010) e Uthermöhl (1958), respectivamente.

Tabela 04 – Parâmetros e métodos utilizados para caracterizar a água bruta do Açude de Acauã usada na preparação da água de estudo.

<b>Parâmetros</b>	<b>Métodos</b>
Ph	Potenciométrico (4500-B*)
Dureza total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico (2340-C*)
Cor aparente (uH)	Espectrofotometro (2120-C*)
Turbidez (uT)	Nefelométrico (2130-B*)
Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico (2320-B*)
Clorofila- <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	Di Bernardo et al. (2010)
Quantificação <i>M. aeruginosa</i> (cel.mL <sup>-1</sup> )	Uthermöhl (1958)

\*APHA, AWWA, WPCF (2005).

#### **4.5- Cultivo e manutenção da cultura de *Microcystis aeruginosa* sob condições de laboratório.**

A cepa da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* foi fornecida pelo Departamento de Botânica da Universidade Federal da São Carlos – SP, e é mantida em cultivo no laboratório de algologia da EXTRABES. A sala de cultivo é preservada sob condições de higiene e controle de temperatura (24° C), fotoperíodo de 12 horas com intensidade luminosa de aproximadamente de 1.200 LUX, obtida com lâmpadas tubulares fluorescentes de 40w, reproduzindo um ambiente ideal para o crescimento e desenvolvimento da cepa. O cultivo da cepa foi realizado em meio líquido ASM-1. Um volume de 5 a 10 L da cepa a partir do estoque foi adicionado a AB, para se preparar a água de estudo, (AE) com concentração final na ordem de 10<sup>5</sup> cel.mL<sup>-1</sup> (Figuras 07 e 08).

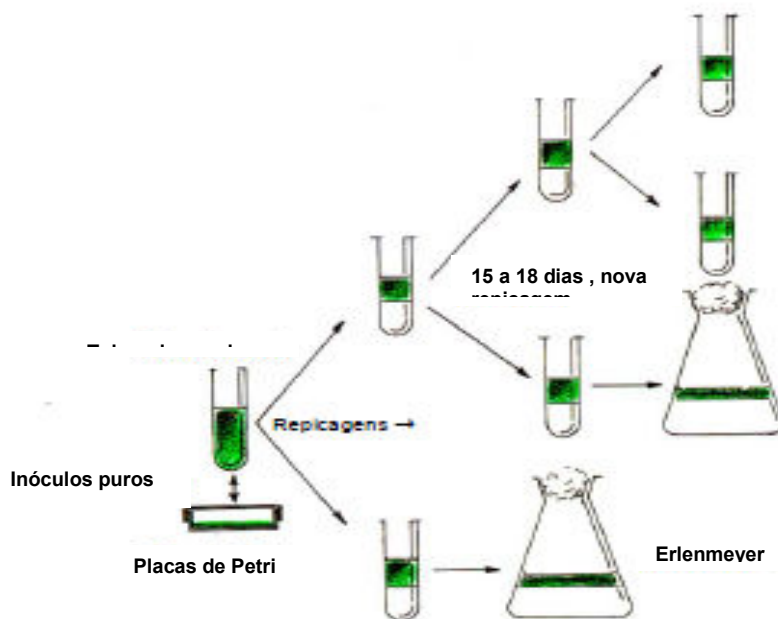


Figura 07-Esquema da repicagem da cultura de células em inóculos de volume crescente.

Fonte: Pousão-Ferreira, 2004.

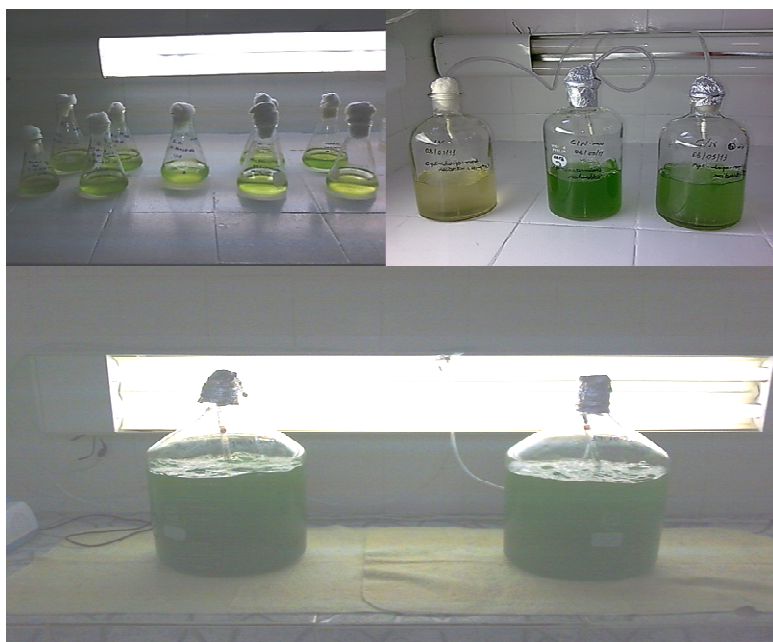


Figura 08- Etapas do cultivo de *Microcystis aeruginosa* com destaque dos diferentes volumes crescentes de meio de cultura seguindo a ordem do esquema de repicagem

Fonte: Guimarães, H. R.C. 2012.





Figura 09 - Etapas finais do cultivo de *Microcystis aeruginosa* com concentração celular na ordem de  $10^7$  cel.ml<sup>-1</sup>.

#### 4.6- Preparação da água de estudo

Após a caracterização da água bruta AB e quantificado a concentração de células de *M. aeruginosa*, em geral inferior a  $10^5$  cel.ml<sup>-1</sup>, se procedeu a adicionar células provenientes da cultura em laboratório (Figura 09) até atingir a concentração aproximada de  $10^5$  cel.ml<sup>-1</sup> que simula condições de um Bloom (DRIKAS et al., 2001).

A seguir se fez a caracterização dessa água para se conhecer as reais condições da água a ser usada nos ensaios. As variáveis analisadas foram as mesmas que as usadas na caracterização da água bruta (Tabela 4; item 4.3, acima)

#### 4.7- Ensaio de coagulação

Foi utilizada AE (AB + adição de células de *M.aeruginosa*) e o coagulante sulfato de alumínio, devido ao seu baixo custo e alta eficiência, e uso ao redor do mundo.

Os ensaios se iniciaram a partir de uma concentração inicial de 5 mg.L<sup>-1</sup> do coagulante e variando em intervalos crescente de 5 em 5 mg.L<sup>-1</sup> até a concentração final de 60 mg.L<sup>-1</sup>. Os ensaios foram repetidos pelo menos três vezes.

Os ensaios de coagulação com AE foram realizadas em reatores estáticos de bancada (*Jar Test*), marca Poli Control modelo FlocControl (Figura 10), que permitem simular o processo de coagulação, floculação e sedimentação. O equipamento possui seis jarros cada um com capacidade de 2L. Em cada jarro o equipamento apresenta um agitador do tipo paleta de eixo vertical de aço inoxidável, com capacidade de fornecer gradientes de velocidade ente 10 e 1000's.

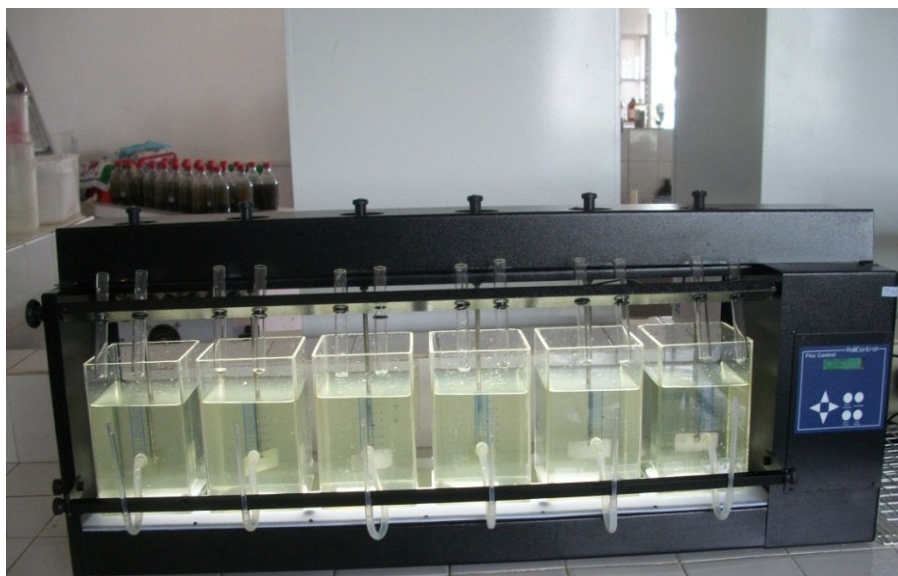


Figura 10 - Equipamento de *Jar Test* utilizado nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

Os parâmetros Gradiente de velocidade de mistura rápida ( $G_{mr}$ ), Tempo de mistura rápida ( $T_{mr}$ ), Gradiente de velocidade médio de floculação ( $G_{fl}$ ) e o Tempo de floculação ( $T_{fl}$ ) empregados nos ensaios foram os recomendados pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), Edital 5, Tema 1 (2006) *apud* Santiago (2008).

Tabela 05 - Parâmetros operacionais utilizados nos ensaios de bancada.

Parâmetros	Valores
Gradiente de velocidade médio de mistura rápida (Gmr)	800 s <sup>-1</sup>
Tempo de mistura rápida (Tmr)	30 s
Gradiente de velocidade médio de floculação (Gfl)	30 s <sup>-1</sup>
Tempo de floculação (Tfl)	25 min
Velocidade de sedimentação (Vs)	0,35 cm.min <sup>-1</sup>

Fonte: PROSAB/ Edital 5 Tema 1 (2006) *apud* Santiago (2008).

#### 4.9- Identificação e quantificação de cianobactérias

Como parte da caracterização da água bruta, foi identificada a diversidade fitoplanctônica e quantificação da concentração de células. Para a identificação dos organismos utilizou-se microscópio invertido com aumento de até 400x, seguindo-se o método de UTERMOHL (1958). Foram usadas câmaras de 3 ml, onde se deixou sedimentar a amostra de água bruta por um período de 3 horas. Foram contados 65 campos, sendo 33 no sentido vertical e 32 no sentido horizontal. A quantificação foi também feita com a AE, antes e depois dos ensaios de bancadas de coagulação, floculação e sedimentação. AE após coagulação, floculação e sedimentação era coletada nas jarras do *Jar-teste*, que possui uma mangueira fina para a saída do efluente (camada líquida superior) na altura apropriada para não resuspender o sedimento. As amostras para quantificação e identificação do fitoplâncton eram fixadas com lugol 1% para sua conservação. Para diminuir o erro de contagem, uma única pessoa, a autora deste trabalho, fez as quantificações e as identificações.

Os táxons foram identificados a partir de amostras populacionais, analisando-se as características morfológicas das células. O sistema de classificação para cada classe e gênero seguiu as indicações de Bicudo e Menezes (2006). Foram identificados os indivíduos presentes na AB a fim de se conhecer a composição fitoplactônica da água que é captada e tratada na ETA. Porém, se escolheu avaliar quantitativamente neste trabalho a remoção de duas espécies predominantes com morfologias diferentes, uma

filamentosa *P. agardhii* e uma redonda *M. aeruginosa* devido à complexidade de se utilizar todas.

## 5- RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1-Análise qualitativa do fitoplâncton

Na água bruta do açude Argemiro de Figueiredo –Acauã, no ponto de entrada na ETA de Itatuba/PB, foram identificados 21 táxons, distribuídos em 04 classes taxonômicas, com maior representatividade das Cyanobacteria - 10 táxons (82%) (Tabela 10, Tabela 06).

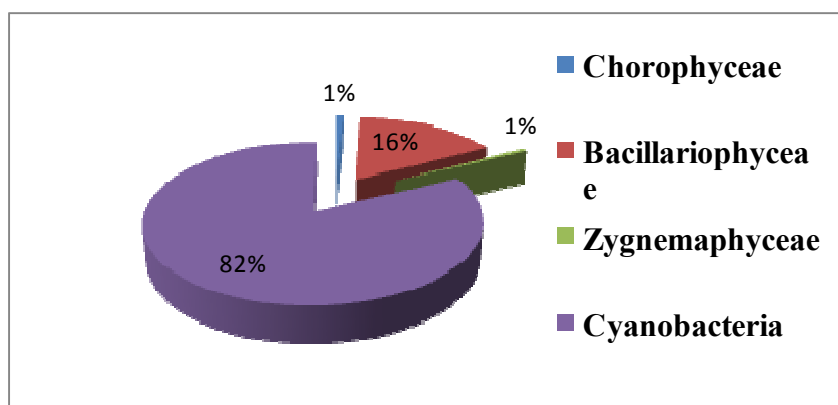


Figura 10 - Representação das porcentagens de táxons das comunidades fitoplanctônica da água do reservatório Argemiro de Figueiredo na entrada da ETA de Itatuba.

Tabela 06: Diversidade de táxons identificados na água do Açude Acauã, na entrada da ETA de Itatuba, período de agosto ate outubro de 2012.

<b>Cyanobacteria</b>
<i>Anabaena spiroides</i>
<i>Anabaena viguerie</i>
<i>Chroococcus minor</i>
<i>Cyanothece sp</i>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Merismopedia sp</i>
<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Oscillatoria sp</i>
<i>Planktothrix agardhii</i>
<i>Pseudanabaena limnetica</i>
<b>Bacillariophyceae</b>

<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Cyclotella meneghiniana</i>
<i>Cyclotella stelligera</i>
<i>Fragilaria sp</i>
<i>Melosira varians</i>
<i>Navicula radiosa</i>
<b>Zygnemaphyceae</b>
<i>Closterium parvulum</i>
<b>Chlorophyceae</b>
<i>Closteriopsis sp</i>
<i>Scenedesmus acuminatus ou Desmodesmus*</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>
<i>Tetraedron trigonum</i>

\*Em fase de confirmação

Desde o barramento o reservatório apresentou na sua massa d'água florações frequentes de cianobactérias que se tornaram permanentes.

A água do açude recebe dois rios, os quais constantemente exercem efeitos na qualidade da água armazenada. São eles os rios Paraíba e Paraibinha, bastantes poluídos por receberem ao longo de seu percurso esgotos de cidades sem cobertura completa de rede de coleta e tratamento desses resíduos líquidos.

O táxon predominante foi Cyanobacteria (82%), representado por *Planktothrix agardhii*, *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, espécies predominantes na ordem citada. Logo após o período de barramento entre 2004 e 2005, Lins (2006) observou grande frequência a predominância e Blooms de *Planktothrix sp* e *M. aeruginosa*. Em 2006 foram predominantes *Pseudoanabaena sp*, *Oscillatoria sp*, *Planktothrix agardhii*, *Cilindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa* (LUNA, 2008). Entre o período de 2007 e 2008 foi verificado predominância das Cyanophyceae, com destaque para *P. agardhii*, *Pseudoanabaena limnética* e *Cilindrospermopsis raciborskii*. Em menor porcentagem (1%) o táxon Zygnemaphyceae foi representado por uma única espécie e o táxon Chlorophyceae representado por quatro espécies.

Na época seca de 2007 e 2008 a concentração de Cianophyceae foi superior a 20.000 ind.mL e a cianotoxina microscitina – LR foi registrada na água em altas concentrações (3,64 µg.L<sup>-1</sup>) e em peixes tanto nas vísceras (média de 8,04 µg.kg<sup>-1</sup>) quanto nos músculos (média de 0,84 µg.kg<sup>-1</sup>) (MACEDO 2009; LINS, 2011).

A composição fitoplanctônica muito bem representada pelas cianobacterias e os gêneros predominantes, identificada acima sugere fortemente níveis altos de eutrofização nesse açude.

Este reservatório além de receber rios afluentes poluídos, está sob fortes impactos de diversas origens de sua bacia hidrográfica altamente antropizada pelas atividades agrícolas e de criação de gado. Nas águas do açude se desenvolvem ainda atividades de piscicultura intensiva. Mortes massivas desses peixes foram observadas algumas vezes seja pela falta de oxigênio ao longo da profundidade das gaiolas ou tanques redes ou pelo excesso de cianobactérias que entopem as guelras desses animais.

## 5.2- Evolução do nível de Eutrofização do Açude Argemiro Figueiredo– Acauã.

Vanderlei e Carlos (2012) avaliaram dois pontos do açude e em ambos os valores do IET total são próximos e  $> 54$ , portanto, aplicando se Toledo Jr et al, (1983) são todos eutroficos, passando para supereutróficos (Tabela 09). O ponto 2 é próximo à barragem e o outro se localiza em um braço com águas mais paradas. Ao longo de 2012 as chuvas foram escassas, portanto, todos os valores correspondem a época de seca prolongada. A tabela a seguir (Tabela 09) mostra valores do IET para dados de agosto ate dezembro de 2012.

Tabela 09- Valores do IET de (agosto a dezembro de 2012).

<b>Data</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 2</b>
9/ago	60,54	59,52
30/ago	59,58	60,10
<b>Média</b>	<b>60,06</b>	<b>59,81</b>
13/set	61,70	60,46
27/set	60,74	60,68
<b>Média</b>	<b>61,22</b>	<b>60,57</b>
11/out	61,68	61,91
25/out	61,68	62,07
<b>Média</b>	<b>61,68</b>	<b>61,99</b>
15/nov	61,68	62,76
21/nov	59,16	62,76
<b>Média</b>	<b>60,42</b>	<b>62,76</b>
6/dez	55,48	56,83
20/dez	52,80	59,93

<b>Média</b>	<b>54,14</b>	<b>58,38</b>
<b>Média total</b>	<b>59,504</b>	<b>60,702</b>

Fonte: Vanderlei e Carlos, 2012 (no prelo)

O açude de Acauã, com aproximadamente 12 anos de construído, apresenta níveis altos de eutrofização desde os primeiros registros da qualidade de suas águas, após de fechadas as comportas e iniciado o processo de acumulação de água, em 2002.

A seguir se destacam os estudos mais divulgados sobre este açude ao longo do período 2002 – 2012.

Tabela 07- Estudos sobre o nível de trofia do açude Acauã ao longo do período 2002 – 2012.

<b>AUTORES QUE PESQUISARAM O NÍVEL DE EUTROFIA EM ACAUÃ</b>	<b>ANO</b>	<b>CLASSIFICAÇÃO</b>
CEBALLOS, B. S. O; KONIG, A.	2003	Eutrófico
BARBOSA, J. E. L; MENDES, J.	2004	Eutrófico
LINS, R. P.	2006	Eutrófico
LINS R. P.; BARBOSA, J. E. L.; CEBALLOS, B. S. O. DINIZ, C. R.	2007	Eutrófico – Hipereutrófico
CEBALLOS, B. S. O. ; OLIVEIRA, W. ; RIBEIRO, M. M. R. ; LINS, R. P.	2008	Eutrófico – Hipereutrófico
BRITO, W. O.	2008	Eutrófico e Hipereutrófico
CEBALLOS, B. S. O. ; OLIVEIRA, W. ; RIBEIRO, M. M. R. ; LINS, R. P.	2008.	Eutrófico/ hipereutrófico
LINS, R. P. ARRUDA CAMPOS, P. ; SILVA, F.M.S., BARBOSA, J. E. L. CEBALLOS, B. S. O.	2008	Eutrófico no inverno (com as chuvas) e Hipereutrófico nas estiagens
LUNA, B.J.C.	2008	Eutrófico
ARRUDA, P.	2009	Eutrófico no inverno e Hipereutrófico nas estiagens

MACEDO, D.	2009	Eutrófico e Hipereutrófico
LIMA, S. M. S.; LINS, R. P.; GUERRA, A. B.; BARBOSA, J. E. L.; DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.	2010	Eutrófico
LINS, R. P. 2011	2011	Eutrófico no inverno e Hipereutrófico nas estiagens.
VANDERLEI, S. L. P.; CARLOS, A. C.	2012	Eutrófico

O rio Paraíba do Norte, ou rio Paraíba, é um dos mais importantes do estado pela sua extensão e importância econômica. Parte do leito deste rio desaparece em épocas de seca, e se torna perene partir de seu médio curso. Nasce na Serra de Jabitacá, a mais de mil metros de altitude, no município de Monteiro, e percorre a região centro-sul do estado. Sua bacia tem área de 20.071,83 km<sup>2</sup>, e o rio tem comprimento de 380 km. Alimenta os grandes açudes Boqueirão e Acauã, chegando ao oceano Atlântico, em João Pessoa. No alto curso recebe o rio Taperoá, antes de formar o Açude Boqueirão. E no médio curso seu afluente principal é o rio Paraibinha, ambos represados para formarem o açude de Acauã. Os três rios principais passam por áreas não saneadas do estado, de onde recebem descargas de resíduos sólidos e líquidos.

Em 2002, estudos pioneiros concluíram que o açude de Acauã teria um rápido processo de eutrofização devido às altas cargas poluidoras transportadas pelos rios afluentes. Os estudos de 2004, 2005 e 2006 e 2008 confirmam previsões de Ceballos et al. (2001), Ceballos e König (2002), Ceballos et al. (2000); Magalhaes et al. (2002), Nunes et al. (2000) entre outros feitos antes de se fecharem as comportas de Acauã e baseados em resultados sobre os aportes de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio do Rio Bodocongó ao médio rio Paraíba afluente ao açude Acauã. Esses trabalhos já indicavam que o novo reservatório nasceria eutrofizado, situação que se mantém até hoje, com flutuações do IET entre eutrófico (nas chuvas) e hipereutrófico, nas secas após estudos com duração de 12 a 36 meses (Lins, 2006 e 2011; LUNA, 2008; LINS et al., 2008).

Brito (2008) avaliando parte dessas cargas poluidoras no médio rio Paraíba mostrou que este concentra grande parte da poluição hídrica da bacia por receber os



esgotos mal tratados efluentes da ETE da Catingueira, no município da Catingueira em Campina Grande. Esses efluentes se unem com o rio Bodocongó, que se inicia no sangradouro do açude homônimo, formando o riacho de Bodocongó. O rio Bodocongó passa por vários ambientes não saneados, é usado para irrigação de plantas frutíferas ao longo de seu percurso. Entra no município de Barra de Santana, seguindo seu curso, para desembocar, ainda dentro desse município, no médio curso do Rio Paraíba. O médio Rio Paraíba continua seu percurso até descarregar suas águas no açude de Acauã.

A água do médio curso o rio Paraíba e o rio Paraibinha contribuem para aumentar o grau de eutrofização já evidente nessa barragem. O estudo de Brito (2008) mostraram que a população com altos déficits de saneamento básico, situadas ao longo do percurso do médio curso do rio Paraíba é superior a 400 mil pessoas (Tabela 08).

Tabela 08– População Urbana e Rural da Região do Médio Curso do Rio Paraíba.

<b>Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba /Municípios/Distritos</b>	<b>População Urbana</b>	<b>População Rural</b>
<b>Alcantil</b>	1.707	3.359
<b>Aroeiras</b>	6.462	12.712
<b>Barra de Santana</b>	624	7.995
<b>Boqueirão</b>	11.148	4.729
<b>Campina Grande</b>	352.423	18.637
<b>Caturité</b>	749	3.718
<b>Gado Bravo</b>	629	7.607
<b>Natuba</b>	2.991	7.049
<b>Puxinanã</b>	3.405	9.504
<b>Queimadas</b>	18.395	20.488
<b>Riacho de Santo Antônio</b>	812	712
<b>Santa Cecília do Umbuzeiro</b>	1.218	5.790
<b>Umbuzeiro</b>	3.513	5.501
<b>MÉDIO CURSO DO RIO PARAÍBA</b>	404.076,00	107.801,00

Fonte: IBGE (2008)

Segundo Brito (2008) a carga de  $DBO_5$  lançada no trecho do médio curso do rio Paraíba entre abril de 2003 e março de 2004, e que potencialmente deságua em Acauã foi de 36,90 mg/L de oxigênio ( $O_2$ ), superior ao admitido pela legislação vigente.

Aplicando as categorias tróficas de Lamparelli (2004), que incluem adaptações matemáticas para melhor adaptação às condições das águas tropicais, onde as taxas dos processos do catabolismo e do anabolismo celular são mais rápidas, e o autor considera faixas e não valores limites, o IET calculado classifica o açude de Acauã entre eutrófico com tendência a supereutrófico (Tabela 10).

Tabela 10- Classificação do estado trófico para lagos e reservatórios tropicais por Lamparelli (2004).

Estado Trófico	Critério
IET < 47	
Ultraoligotrófico	47 < IET < 52
Mesotrófico	52 < IET < 59
Eutrófico	59 < IET < 63
Supereutrófico	63 < IET < 67
Hipereutrófico	IET > 67

Conclui-se então, que o açude tem níveis elevados de eutrofização, sem condições de autodepuração, devido altas cargas de matéria orgânica que recebe. Outros contribuintes para a eutroficação contínua deste corpo de água são a vegetação submersa, ainda em estado de decomposição, visto que não houve desmatamento da área antes da inundação e as fossas sépticas e os lixões das populações de Melancia e Pedro Velho, que ficaram submersas junto às residências.

### 5.3- Ensaio de coagulação, floculação e sedimentação e diagramas de coagulação

A água AB e AE foram caracterizadas antes de cada ensaio de coagulação. A tabela 11) a seguir mostra os resultados.

Tabela 11 - Caracterização da AB e da AE do açude de Acauã utilizada nos ensaios de coagulação.

Parâmetros	AB*	AE**
pH	7,6	7,7
Temperatura (°C)	ND***	24
Dureza total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	233	250
Cor aparente (uH)	85	132
Turbidez (uT)	5	8
Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	90	89
Clorofila- <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> )	8	42
<i>Microcystis aeruginosa</i> (cel.mL <sup>-1</sup> )	6,72E+03	1,22E+05
<i>Planktothrix agardii</i> (cel.mL <sup>-1</sup> )	6,35E+03	3,48E+03

\*AB água bruta de Acauã.

\*\* AE água de estudo (água de Acauã inoculada com células de *M. aeruginosa*).

\*\*\* ND não determinado.

Os diagramas de coagulação são ferramentas essenciais na interpretação dos resultados de estudos realizados em *Jar test* sobre o processo ou sequência de coagulação, floculação e sedimentação. Esses diagramas informam sobre as condições de coagulação, e nele se pode verificar a dose do coagulante e as regiões do pH melhores para redução da cor e turbidez entre outras variáveis de controle. Os dados expressos em cada diagrama dependerão das características da água bruta e das águas de estudo.

O diagrama de coagulação apresenta a eficiência de remoção de turbidez da AE. Pode-se observar que para o pH de 5,5 com dosagens entre 40 e 60 mg.L<sup>-1</sup> de sulfato de alumínio se obteve os menores valores de turbidez (Figura 12). O pH de 5,5 com dosagem de 55 mg.L<sup>-1</sup> forneceu água com 1,8 uT, de acordo com a Portaria MS 2914/2011.

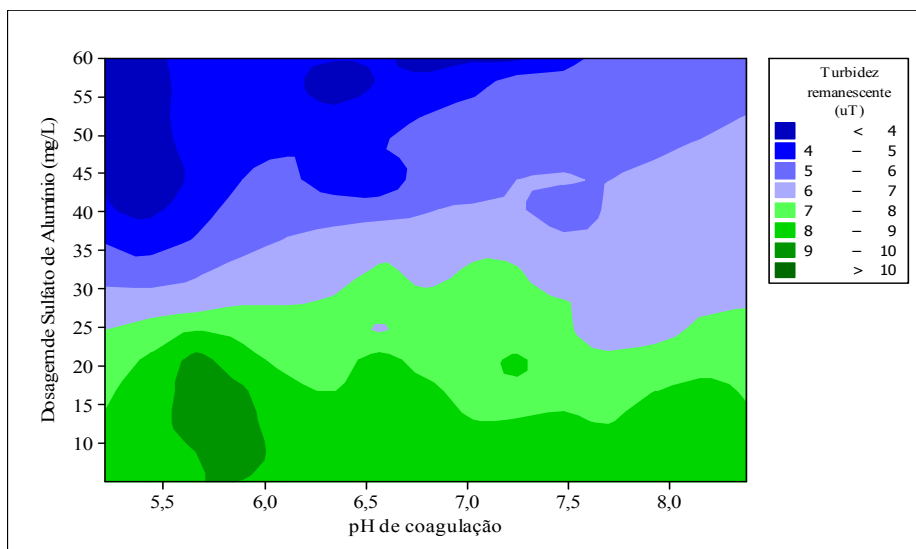


Figura 12- Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez para AE em água de estudo contendo *Microcystis aeruginosa* na concentração de  $1,22E+05$  cel.mL<sup>-1</sup>.

Neste estudo, considerando que o pH da água bruta em torno de 7,6, assim como o da água de estudo, acredita-se na necessidade de se diminuir o pH com adição de ácidos, podendo observar, talvez, lise celular e eventual liberação de cianotoxinas. No entanto antes de se proceder à diminuição do pH na ETA seria apropriado avaliar se essas condições de pH induzem a ruptura celular. Importante destacar que nesse pH houve remoção de 95% das células de *M. aeruginosa*.

Ermel (2010) usando células de *M. aeruginosa* na ordem de  $10^5$  cel/mL e utilizando sulfato de alumínio em concentrações que variaram de 4 em 4mg/L até 40mg/L encontrou a melhor eficiência de remoção de turbidez entre os valores de pH de 5 e 5,5.

Em várias regiões do pH 5,5 para dosagens de 40 a 55 mg.L<sup>-1</sup> obteve-se cor aparente menor que 50 uH (Figura 13). Dosagens entre 40 a 60 mg.L<sup>-1</sup> resultaram em valores de cor aparente remanescente entre 50 e 75 uH. Entre a faixa de pH entre 5,5 a 7,0 obteve-se valores de cor aparente remanescente menor que 75 uH. Contudo, dosagem inferior a 35 mg.L<sup>-1</sup> para pH na faixa de 5,5 a 8,0 resultaram nos maiores valores de cor aparente remanescente. O percentual de remoção da cor aparente foi de 70 a 73% para dosagens entre 45 e 55 mg.L<sup>-1</sup> do coagulante e pH de coagulação de 5,5 respectivamente.

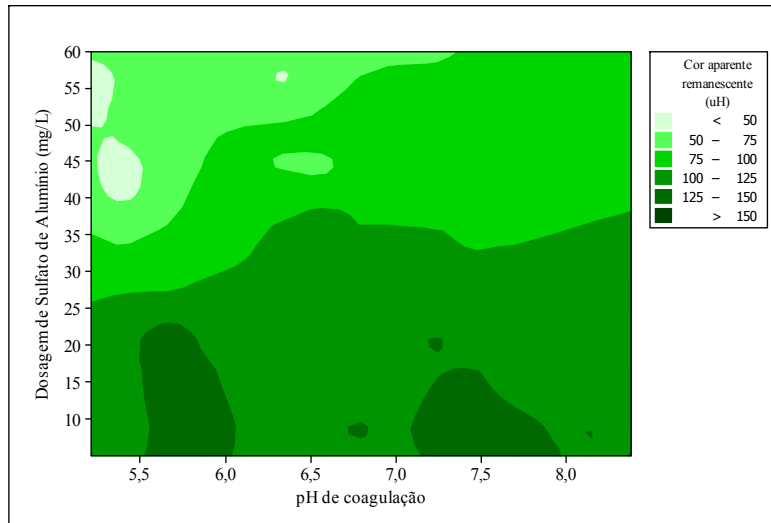


Figura 13 - Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da cor aparente remanescente para água de estudo contendo *Microcystis aeruginosa*, na concentração de  $1,22E+05 \text{ cel.mL}^{-1}$

#### 5.4 - Avaliação da eficiência da remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix agardhii* por coagulação , floculação e sedimentação

O tamanho e morfologia das células influenciam no processo de coagulação e remoção, assim as duas células utilizadas nesse estudo, uma esférica que se dispõem em colônia, porém quando cultivada em laboratório predomina células solitárias e a outra, filamentosa e solitária. A célula de *M. aeruginosa* apresenta diâmetro que varia 4,0 e 6,5  $\mu\text{m}$ , já a células de *P. agardhii* se dispõem em filamento solitário e com diâmetro de 4-5 e 2,5  $\mu\text{m}$  de comprimento (Sant'Anna e Azevedo, 2000). Assim espera-se que ocorra a remoção eficiente para as duas espécies, porém devido a sua morfologia disposta como tricoma de *P. agardhii* facilite o processo de coagulação e sua remoção seja maior do que a de *M. aeruginosa*.

Observa-se que com pH 7,5 não houve remoção significativa de *M. aeruginosa*, para dosagens de 40 e de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  de sulfato de alumínio (Tabela 11). Com a dosagem de  $45 \text{ mg.L}^{-1}$  e pH de 6,5 houve remoção de 73% de células de *M. aeruginosa*. Já para *P. agardhii* no mesmo pH, de 6,5 , a remoção foi menor de 59% na dosagem de 45

mg.L<sup>-1</sup> de coagulante. Para a dosagem de 40 e de 60 mg.L<sup>-1</sup> com pH de 7,5 a remoção de *P. agardhii* manteve-se com remoções entre 62% e 65%.

A melhor dosagem para remoção de ambas as linhagens foi 5,5 mg.L<sup>-1</sup> de coagulante e pH de 5,5. Sob essas condições, as remoções foram de 90% para *M. aeruginosa* e de 91% para *P. agardhii*.

**Tabela 11- Melhores dosagens do sulfato de alumínio, pH de coagulação e concentração e remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix agardhii*.**

Dosagem de sulfato de alumínio(mg.L <sup>-1</sup> )	pH coagulação	<i>M. aeruginosa</i> cel/mL*	% remoção	<i>P. agardhii</i> cel/mL*	% remoção
40	7,5	7,23E+04	35	1,32E+03	62
45	6,5	2,60E+04	73	1,40E+03	59
5,5	5,5	1,08E+04	90	3,00E+02	91
60	7,5	7,21E+04	36	1,20E+03	65

\*Células inteiras.

Então, é válido para ambas as linhagens a realização de estudos de tolerância a valores de pH entorno de 5 – 5,5, cuja finalidade é verificar possível lise das células. Logo, para situações de lise, soluções adicionais devem ser pensadas para o tratamento de água na ETA de Itatuba sob eventos de florescimentos de cianobactérias. Entre elas, algumas opções podem ser: não alterar o pH embora seja necessário maior gasto com coagulante e com formação de maior quantidade de lodos. Caso se opte pela diminuição de pH e ocorra lise, pode se adicionar após o filtro de areia uma coluna de carvão ativado, como as testadas por Oliveira (2012); Guerra (2012) e Guimarães (2012).

## 6-CONCLUSÕES

A água do açude Argemiro de Figueiredo-Acuã/PB varia entre os níveis eutrófica e hipereutrófica desde os inícios do represamento das águas dos rios afluentes, rios Paraíba e Parabinha. Contribuem com a eutrofização contínua a poluição aportada pelos afluentes, a vegetação que ficou coberta pela águas em ativo processo de decomposição e os resíduos das duas população inundadas, Melancia e Pedro Velho.

A diversidade fitoplanctônica identificada na água bruta do açude de Acauã, no ponto de entrada da água na ETA de Itatuba, reúne táxons típicos de ambientes eutróficos, ricos em cianobactérias, com 21 táxons encontrados que se distribuíram em 4 classes: Cyanobacteria (dominante), representada por 10 táxons (82%), Bacillariophyceae com 06 táxons (16%), Chlorophyceae, com 04 táxons (1%) e Zygnemaphyceae com apenas 01 táxon.

A coagulação, floculação e sedimentação mostraram-se eficientes na remoção de células de *M. aeruginosa* e de *P. agardhii* para dosagem de sulfato de alumínio de 55 mg.L<sup>-1</sup> e pH de 5,5. Os valores máximos de remoção foram de 90% e 91%.

Os resultados mostram que para águas eutrofizadas como as de Acauã, condições rigorosas de coagulação, floculação e sedimentação podem ser muito eficientes na eliminação de células de cianobactérias favorecendo a etapa subsequente do tratamento convencional, a filtração. Todavia, se cianotoxinas forem detectadas no manancial devem ser avaliadas se também estão presentes na água potabilizada e, se assim for, se faz imprescindível o uso de carvão ativado.

## 7-REFERÊNCIAS

**ABES/ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, v. 1. p. 37-46, 2000.

AESA, Agência Executiva de Gestão das águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <[www.aesa.pb.gov.br](http://www.aesa.pb.gov.br)>. Acesso em: 12 nov. 2012.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Outorga de direito de uso**. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>> . Acesso em 06 mar. 2013.

AMBIENTE BRASIL. **Desertificação**. Disponível em: <http://ambientebrasil.com.br>  
Acesso em: 21 de Jul. 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. APHA, 2005.

APHA, AWWA. WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 16 ed. Washington, DC. American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution control Federation, 2005.

APELDOORN, M. E.; EGMOND, H. P.; SPEIJERS G. J.; BAKKER, G. J. I. Toxins of cyanobacteria: Review. **Molecular Nutritional Food and Research**, vol. 51, p 7-60, 2007.

ARRUDA P.C. **Comunidade fitoplanctônica e condicionantes limnológicos no diagnóstico da eutrofização e capacidade suporte do reservatório de Acauã, Paraíba - Brasil**. 2009. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. 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: IHPUnesco, 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, 10. Salvador. **Anais...**, Rio de Janeiro, Museu Nacional, p.339-390, 2004.

BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de águas continentais do Brasil.** São Carlos: Rima, 2006.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, ed. 30, p. 82 - 90, jan/jun, 2003.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; SANTOS, D. M. S.; MOURA, N. A. Toxic cyanobacteria in reservoirs in northeastern Brazil: detection using a molecular method. **Braz. J. Biol.**, vol. 70, n. 4, p. 1005-1010, 2010.

BOUVY, M., FALCÃO, D., MARINHO, M., PAGANO, M. & MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology** 23:p.13-27, 2000.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. **Monitoramento de quantidade e qualidade das águas.** In: REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo: Escrituras: USP/ABC, cap.19, p. 637- 649, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano.** Portaria 1469. Brasília, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano.** Portaria 518. Brasília, 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano**. Portaria 2914. Brasília, 2011.

BRASIL, Ministério da Saúde, Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental, **Qualidade de água para consumo humano**, Brasília- DF, 2005.

BRASIL. **Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro**. Ministério da Integração Nacional. 2005.

BRITO W. O. de. **Critérios de outorga para a piscicultura na bacia do rio Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental - Universidade Federal de Campina Grande. 2008.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, p. 25 - 46, 2006.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology an Oceanography**. v 22 (2): p.361-369, 1977.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Scientific American**, 270 (1), p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; AN, J.; MOLICA,R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.I.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human fatalites from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental HealthPerspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668. 2001.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do tropico semi-árido**. 170f. 1995. Tese (Doutorado em Microbiologia), Instituto de Ciências Biomédicas de Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BENDATE, M. M. A. Fundamentos Biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias. In: Valter Lucio de Pádua ,. (Org.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobacterais e microcontaminantes

orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. PROSAB Tema 1- ÁGUA. 1ed. PETROPOLIS-RJ.: SEMOGRAF - Artes Gráficas e Editora LTDS, v. 01, p. 01-400, 2006.

CEBALLOS, B. S. O; KONIG, A. – **Estudo preliminar da qualidade da água do açude de Acauã**. Informe Técnico à Secretaria de Recursos Hídricos da Paraíba /SEMARH 2003.

CEBALLOS, B. S. O.; MAGALHÃES, N. F.; KÖNIG, A. **Principais impactos nas margens do baixo Rio Bodocongó (PB) decorrentes da irrigação com águas poluídas por esgotos**. In: VII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre, Br. ANAIS - VII AIDIS. RJ/Porto Alegre: ABES/AIDIS, 2000.

CEBALLOS, B. S. O. ; OLIVEIRA, W. ; RIBEIRO, M. M. R.; LINS, R. P. . **Simulação da Outorga Para a Piscicultura no Reservatório de Acauã Brasil**. In: XXXI AIDIS - XXXI CONGRESO DE INGENEIRIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2008, SANTIAGO - CHILE. annales. SANTIAGO - CHILE: AIDIS, 2008.

CHORUS, I. e BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health, consequences, monitoring and management**. World Health Organization. London. p. 416, 1999.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº. 357 de 15 de março de 2005**, Brasília, 2005.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Braz. J. Biol**, v.66, (1B), p. 211 - 219, 2006.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. ed 2. São Carlos: Rima, 2005.

DI BERNARDO. L; MINILLO, A.; DANTAS. A. D. B. **Florações de algas e cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento**. Editora LDiBe, São Carlos, 2010.

DOBSON, H. Trophic conditions and trends in the Laurentian Great Lakes. **Water Qual. Bull.**, v. 6, p. 79-83, 1981.

DRIKAS, M. et al. Using Coagulation, Flocculation, and Settling to Remove Toxic Cyanobacteria. **Jour. AWWA**. v. 93, n.2, p.100-111, 2001.

ERMEL, A. V. B. **Análise da lise celular de células de *Microcystis aeruginosa* e de *Cylindrospermopsis raciborskii* e da liberação e degradação de cianotoxinas em função do tempo de armazenamento do lodo em decantadores**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) Universidade de Brasília, Brasília-DF, 118p, 2010.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

GUERRA, A. B. **Avaliação em escala de bancada do emprego de carvão ativado granular na remoção de microcistina-LR na potabilização de águas eutrofizadas do semiárido nordestino**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Estadual da Paraíba-UEPB, 93p, 2012.

GUIMARÃES, H. R. C. **Avaliação da Remoção de Saxitoxina em Água de Abastecimento Utilizando Tratamento em Ciclo Completo Seguido de Adsorção em Carvão Ativado Granular (CAG)**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Estadual da Paraíba-UEPB, 77p, 2012.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. ed. 1º Minas Gerais: UFMG, 2006.

INSTITUTO DE BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA -IBGE. Censo demográfico 2010. Disponível em <<http://censo2010.ibge.gov.br/>> Acesso em 11 de fevereiro de 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2008). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro. Brasil.

JALFIM, F. T. **Considerações sobre a viabilidade técnica e social da captação e armazenamento da água de chuva em cisternas rurais na região semi-árida brasileira**. In: Anais do Simpósio Brasileiro De Captação De Água De Chuva No Semi-Árido, 3., Campina Grande, 2001. Anais eletrônicos.

KAWAMURA, S. *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. 2<sup>a</sup> ed. **John Wiley e Sons**, Inc., E.U.A., 74-104, 2000.

KOMÁREK, J. *Cocoid and colonial cyanobacteria. Freshwater Algae of North America*. **Copyright, Elsevier Science (USA)**, 2003.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. Campinas-SP: ed Átomo. 3<sup>a</sup> ed 2010.

LIMA, S. M. DE S.; CRUZ, P.S. ; DIAS, T.A. ; VANDERLEI, S.L.P. ; BARBOSA, L. G. ; Barbodsa, J.E.L ; DINIZ, C. R. ; CEBALLOS, B. S. O. . **Influencia da piscicultura intensiva na dinamica fisico-quimica e na comunidade fitoplanctonica em um reservatorio de abastecimento com diferentes volumes de água acumulada**. in: **x Simposio de recursos hidricos do Nordeste**, 2010, Anais do x Simpósio de recursos hidricos do Nordeste. Porto Alegre : Abrh - Associação brasileira de recursos hídricos, 2010.

LIMA, S. M. S. ; LINS, R. P. ; GUERRA, A. B. ; BARBOSA, J. E. L. ; DINIZ, C. R. ; CEBALLOS, B. S. O. . **Dinâmica Funcional de reservatórios de usos múltiplos da região semi**. In: **XXXII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental**, AIDIS, 2010, **Cana, Rep. Dominicana**. **XXXII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental**, AIDIS, 2010.

LINS, R. P. M. **Limnologia da Barragem de Acauã e seus codeterminantes socioeconômicos do seu entorno: Uma nova interação do Limnólogo com sua Unidade de estudo**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)-PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba- Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa- PB, 135p, 2006.

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

LINS, R. P.; ARRUDA CAMPOS, P. ; SILVA, F.M.S. ; CEBALLOS, B. S. O. ; BARBOSA, J. E. L.. **Piscicultura intensiva em um ecossistema aquático eutrofizado no Nordeste do Brasil. Avaliação preliminar na época de seca**. in: **xxxI Aidis - xxxI Congreso de Ingenierria sanitaria y Ambiental**, 2008, **SANTIAGO - CHILE**. ANNALES. SANTIAGO - CHILE : AIDIS, 2008.

LINS, R. P. ; BARBOSA, J. E. L. ; CEBALLOS, B. S. O. ; DINIZ, C. R. . **Diffuse Pollution Influence in the Space and Temporal Limnological Co-determinants in**

**Acauã Reservoir at the Semi-Arid Brazilian Tropic Region.** In: IIth International Conference on Diffuse Pollution/Ist Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Group, 2007, Belho Horizonte. Proceedings: IIth International Conference on Diffuse Pollution/Ist Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Group. UK - Londres : IWA, p. 01-07, 2007.

LUNA, B. J. C. **Características espaço-temporais do sistema do Açude Acauã, e seu atual Índice de estado trófico.** Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)-PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba-Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande- PB, 118p, 2008.

MACEDO, J. A. B. **Águas & Águas.** 3º Ed. Minas Gerais: CRQ-MG, 2007.

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

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Microbiologia de Brock.** 10º ed. Prentice-Hall, 624 p. 2004.

MAGALHÃES, N. F.; CEBALLOS, B. S. O. ; NUNES, A. B. A. ; KÖNIG, A.; GHEYI, H. G. Principais impactos nas margens do rio Bodocongó-PB, decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgotos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB., v. 06, n. No1, p. 128-135, 2002.

MARENCO, J. A.; DIAS, P. S. **Mudanças climáticas globais e seus impactos nos recursos hídricos.** In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Ed.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** 3. ed. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da USP, Academia Brasileira de Ciências, p.63-109. 2006.

MINOTI, R. T. **Variação Anual da Produção Primária e Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP).** Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) Escola de Engenharia de São Carlos-USP, São Carlos, SP. 142p, 1999.

MOLICA, R; AZEVEDO, S. M. O. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecol. Bras**, v.13(2), p. 229-246, 2009.

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

NUNES, A. B. A.; PEREIRA, C. B. ; CEBALLOS, B. S. O. ; TEIXEIRA, E. C. ; KÖNIG, A. ; NÓBREGA, E. S. **Resposta do Processo de Autodepuração ao Impacto dos Esgotos Domésticos em um Rio do Semi-Árido Paraibano-Baixo Bodocongó**. In: IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Seguro-BA. ANAIS DO IX SILUBESA. RIO DE JANEIRO:

OLIVEIRA, S. N. **Remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina-LR por coagulação, floculação, sedimentação e filtração seguida de coluna de carvão ativado granular**. **Dissertação** (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Estadual da Paraíba- UEPB,82p, 2012.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE – **OMS 2011** - 4ª edição das Guias da OMS sobre Qualidade da Água para Consumo Humano. Disponível em <<http://www.sindcon.com/biblioteca/4a-edicao-das-guias-da-oms-sobre-qualidade-da-agua-para-consumo-humano/>> Acesso em 31 de jan de 2013

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS NA PARAÍBA - **PERH 2006**. Disponível em: <[http://www.aesa.pb.gov.br/perh/pdf/paginas\\_iniciais.pdf](http://www.aesa.pb.gov.br/perh/pdf/paginas_iniciais.pdf)>PERH/PB- >, Acesso em 23 de fev de 2013.

POUSÃO-FERREIRA, P. Manual de cultivo e bioencapsulação da cadeia alimentar para a larvicultura de peixes marinhos. *Ipimar*. ISSN: 1647-1504 35-163p. .2009. PROSAB. São Paulo: Rima, 2004.

REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B, e TUNDISI, J. G. (Orgs.) **Águas doces no Brasil – capital ecológico, uso e conservação**. 3ª ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

SANT'ANNA, C. L. E AZEVEDO, M.T.P. **Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil**. *Nova Hedwigia*, 71(3-4): 359-385, 2000.

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. **Algal 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..** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, 141 p, 2008.

SCHISTEK, H. “Como conviver com o semi-árido”. In: Caritas Brasileira, Comissão Pastoral da Terra, FIAN. **Água de chuva-** o segredo de convivência com o semi-árido. São Paulo: Paulinas, 2001.

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

TEXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M .C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S.;HAGE. ,E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia,. Brazil. **Bulletin of Paho**, v. 27 (3), p.244-235, 1993.

TOLEDO JR., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. (1983). A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária,Camboriú, **Anais** p.1-34. 1983.

TUCCI, C. E. M. **Variabilidade e mudanças de clima no semi-árido.** In: TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. (Ed.) Clima e recursos hídricos. Porto Alegre. p. 1-22, 2003 (Coleção ABRH, v. 9).

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** São Carlos: RiMa, IIE, 248p, 2003.

TUNDISI, J. G. **Novas Perspectivas para a Gestão de Recursos Hídricos.** Revista USP São Paulo, No 70, p .24-35, Junho/Agosto, 2006.



UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** v.9: p.1-38, 1998.

VASCONCELOS, et al. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. **Toxicon**. n. 56, p. 425–431, 2010.

VASCONCELOS, J. F. ; BARBOSA, J. E. L.; DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O. . **Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores**. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, v. 39, p. 1-20, 2011.

VIEIRA, V. P. P. B; FILHO, J. C. G. G. **Água doce no Semi-árido**. In: REBOUÇAS, A da C. et al. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, Cap.15, p.481-505, 2006.

VOLLENWEIDER, R.A. **Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication**. 1965. Paris; OECD (DAS/CSI/68.27).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA/UFMG, 234 p, 2005.

XIE, L; YOKOYAMAB, A.; NAKAMURAA, K.; PARK, H. Accumulation of microcystins in various organs of the freshwater snail *Sinotaia histrica* and three fishes in a temperate lake, the eutrophic Lake Suwa, Japan. **Toxicon**.n.49, p.646–652, 2007.