



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA - UEPB
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA - PRPGP
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA - CCT
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL - MCTA

ALINE CARDOSO CARLOS

**DINÂMICA DA POPULAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO
EUTRÓFICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO NO PERÍODO DE SECA**

CAMPINA GRANDE – PB

2013

ALINE CARDOSO CARLOS

**DINÂMICA DA POPULAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO
EUTRÓFICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO NO PERÍODO DE SECA**

Dissertação apresentada ao Mestrado de
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, para
obtenção do título de Mestre

Orientador (a): Prof^a. Dr^a. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos

CAMPINA GRANDE

2013

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

C268d

Carlos, Aline Cardoso.

Dinâmica da população de cianobactérias em um reservatório eutrófico do semiárido brasileiro no período da seca. [manuscrito] / Aline Cardoso Carlos. – 2013.
54 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013.

“Orientação: Profª. Ma. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos, Departamento de Ciências Biológicas.”

1. Qualidade da água. 2. Cianobactérias. 3. Reservatórios de água. 4. Eutrofização. 5. Período de seca. I. Título.

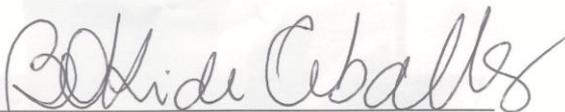
21. ed. CDD 628.166 3

ALINE CARDOSO CARLOS

**DINÂMICA DA POPULAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS EM UM
RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO NO
PERÍODO DE SECA**

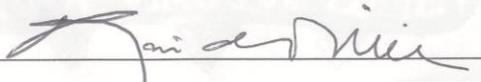
Dissertação apresentada ao Mestrado de
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba, para
obtenção do título de “Mestre em
Ciência e Tecnologia Ambiental”. Área
de Concentração: Qualidade dos
Sistemas Ambientais

Aprovada em: 04/setembro/2013.



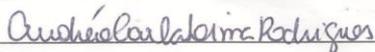
Prof. Dra. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos

Orientadora



Prof. Dr. Rui de Oliveira

Examinador Interno



Prof. Dra. Andréia Carla Lima Rodrigues/UFCG

Examinador Externo

A Deus que atendeu minhas preces.

A ele minha eterna gratidão por me consolar nos meus momentos de angústia e pela alegria que depositou em meu coração.

A minha família, meu alicerce e inspiração.

Meus pais Aguilton e Íria e meus irmãos Angélica e Alex, por todo amor, carinho, respeito e compreensão.

AGRADECIMENTOS

A Deus que me presenteou com a vida e me deu força e perseverança para superar as dificuldades. Dedico a minha fé e esperança e o meu agradecimento por ter vencido mais esta etapa.

À minha orientadora Professora Dra. Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos, muitíssimo obrigada por confiar em mim e no meu trabalho, pela amizade, presteza, generosidade, paciência, compreensão, disponibilidade em ajudar durante todos os momentos de nosso trabalho, pela dedicação e pelos valiosos conselhos.

Ao Professor Dr. Marcelo Luiz Rodrigues pela gentileza em disponibilizar as dependências do laboratório de Piscicultura do Centro de Ciências Agrárias – Campus II/UFPB para a realização das análises físicas e químicas da água e pela sua constante colaboração.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, pelos ensinamentos ao longo do mestrado, em particular aos professores Wilton Silva Lopes, Valdeir Duarte Leite e José Tavares de Sousa, que me receberam na EXTRABES onde foram realizados os estudos de identificação e quantificação do fitoplâncton.

A minha amiga e parceira Sara, pelo respeito mútuo, espírito de união, contribuição para o meu aprendizado, momentos de descontração e conversas. Fui muito abençoada por Deus quando a conheci!

A Lurdinha, do Laboratório de Piscicultura, que me recebeu gentilmente e me transmitiu muito de sua valiosa experiência.

A “Seu Zezinho”, uma das pessoas mais gentis que conheci e que me apoiou em momentos difíceis.

Ao senhor Erenildo, nosso motorista, por ter sido sempre prestativo e compreensivo nas viagens de campo e nas coletas.

A “Seu Félix” por conduzir nosso barco com paciência e maestria.

A Mayara que nos ajudou nos estudos taxonômicos

A Danieli e Ismênia por compartilhar importantes momentos de descontração durante nossa estadia em Areia.

A Universidade Estadual da Paraíba pela oportunidade concedida para a realização de meu mestrado junto ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa que me foi outorgada.

**"Embora ninguém possa voltar atrás e fazer
um novo começo, qualquer um pode começar
agora e fazer um novo fim"**

Benção (Chico Xavier)

DINÂMICA DA POPULAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO NO PERÍODO DE SECA

RESUMO

Objetivou-se caracterizar a variação espacial e temporal da dinâmica da comunidade de cianobactérias, associada às variações físicas e químicas da água, sob efeito de um período de seca (setembro a dezembro/2012) no reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) eutrofizado e situado na região semiárida do nordeste do Brasil. Amostras de água com frequência semanal foram coletadas na subsuperfície da água, na zona eufótica (Zeuf) e na zona afótica (Zafó) em dois locais: ponto P1, em um braço lateral dendrítico e ponto P2, distante 2000 metros do anterior e próximo à barragem. Foram analisadas variáveis hidrometeorológicas (precipitação pluviométrica; cota/volume da água no reservatório), temperatura da água, clima de luz subaquático (transparência; razão Zeuf:Zmis), pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, fósforo reativo solúvel (FRS), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID= nitrato, nitrito e amônia), razão NID:FRS, clorofila-a. Foi feita a caracterização quantitativa (densidade celular e biomassa) e qualitativa (identificação taxonômica, estratégias e formas de vida, MDL e volume celular). Foram identificados 22 táxons, destas nove contribuíram com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactéria, que esteve representada por categorias de maior volume ($\geq 10^2 \mu\text{m}^3$), predominando organismos filamentosos com três espécies (*Planktothrix agardhii*, *Planktothrix isothrix* e *Cylindrospermopsis raciborskii*) contribuindo com cerca de 80% para a biomassa total de cianobactérias. Estas se distribuíram em toda coluna d'água (zonas eufótica e afótica), nenhuma espécie foi dominante isoladamente. A estiagem prolongada, desde janeiro de 2012, foi a causa da evapotranspiração acentuada água e consequente redução da água acumulada em 44 % (de 131.955.282 m³ em setembro até 112.718.895 m³ em dezembro). A água se mostrou quente (em torno de 27°C), turbida, oxigenada, pH básico, rica em íons (alta condutividade elétrica), com altas concentrações de nutrientes (séries nitrogenada e fosfatada) e indicação de limitação por nitrogênio (razão molar NID:FRS < 13) à não limitado por nitrogênio (razão molar NID:FRS > 50). O período de seca associado à elevada concentração de nutrientes sustentou denso florescimento de cianobactérias com espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas, desde a superfície à zona afótica. A análise de correspondência canônica (ACC) segregou sensivelmente dois grupos ao longo do período amostral, um pequeno agrupamento foi evidenciado na análise referindo-se às duas primeiras semanas (Apêndice B) caracterizadas por menores valores de condutividade elétrica (CE); e um segundo grupo referente aos meses de novembro e dezembro no gradiente temporal, inversamente proporcional às concentrações de fósforo reativo solúvel – FRS, cujas concentrações diminuíram da 12^a a 16^a semana.

Palavras chave: eutrofização, floração, composição fitoplanctônica, semiárido

ABSTRACT

The study aimed to characterize the spatial and temporal dynamics of the community of cyanobacteria associated with physical and chemical water quality variations under the influence of a dry period (September to December 2012) in the reservoir Argemiro de Figueiredo (Acauã) with eutrophic level, situated in the semiarid region of northeastern Brazil. Water samples were collected weekly in the subsurface of water, in the photic zone (Zeuf) and the aphotic zone (Zafo) in two locations: point P1, in a side arm and dendritic region and point P2, 2000 meters away from the previous and near the dam. Variables analyzed were hydrometeorological (precipitation; water volume in the reservoir), water temperature, underwater light climate (transparency; reason Zeuf: Zmis), pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, soluble reactive phosphorus (SRP), inorganic dissolved nitrogen (IDN: nitrite, nitrate and ammonia), IDN reason: SRP, chlorophyll-a. Phytoplankton was characterized quantitatively (cell density and biomass) and qualitative (taxonomic identification, strategies and ways of life, CDM and cell volume). 22 taxa were identified, from these nine contributed $\geq 5\%$ to the total density of cyanobacteria, which was represented by categories of higher volume ($\geq 102 \mu\text{m}^3$), with the predominance of filamentous organisms with three principal species (*Planktothrix agardhii*, *Planktothrix isothrix* and *Cylindrospermopsis raciborskii*) which contributed about 80% to the total biomass of cyanobacteria. These were distributed throughout the water column (photic and aphotic zones), no species was dominant in isolation. The prolonged drought, since January 2012, was the cause of severe water evapotranspiration and consequent reduction of the accumulated water in the dam in 44% (from 131 955 282 to 112 718 895 m³ from September to December). The water hot (around 27 ° C), turbid, oxygenated, alkaline pH, rich in ions (high electrical conductivity), with high concentrations of nutrients (nitrogen and phosphorus series) and with indication of limitation by nitrogen (molar ratio IDN: SRP <13) to the not limited by nitrogen (molar ratio IDN: SRP > 50). The dry period associated with high concentration of nutrients sustained dense bloom of cyanobacteria from surface to the aphotic zone with Cyanobacteria species that can produce cyanotoxins. The canonical correspondence analysis (CCA) segregated two groups over the sample period, a small group evidenced in the analysis refers to the first two weeks characterized by lower values of electrical conductivity (EC), and a second group related to November and December in the temporal gradient inversely proportional to the concentrations of soluble reactive phosphorus - SRP whose concentrations decreased from the 12th to 16th week.

Keywords: eutrophication, bloom, phytoplankton composition, semiarid

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Coordenadas geográficas, profundidade (m) e descrição das duas estações de coleta no reservatório Acauã.....	26
TABELA 2	Macro-nutrientes e clorofila- <i>a</i> e os métodos utilizados na caracterização da qualidade da água do Açude Argemiro de Figueiredo, no período set/dez 2012.....	27
TABELA 3	Táxons de cianobactérias inventariados nas três profundidades dos pontos P1 – braço lateral dendrítico e P2 – próximo à barragem, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	32
TABELA 4	Classificação das espécies que contribuíram com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactérias de acordo com os critérios: hábito de vida, MDL (máxima dimensão linear), volume celular e estratégia de vida, nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	33
TABELA 5	Média e intervalos (mínimo - máximo) da densidade total da comunidade de cianobactérias, nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	33
TABELA 6	Média e intervalos (mínimo - máximo) da biomassa total (biovolume) da comunidade de cianobactérias, nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	34
TABELA 7	Valores mínimos, médios \pm SD (desvio padrão) e máximos das variáveis abióticas e clorofila- <i>a</i> (Clo- <i>a</i>) nas três profundidades (superfície, Zeufótica e zafótica), nos pontos P1(*) e P2 (**), no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	39
TABELA 8	Resumo do teste Kruskal-Wallis realizado com as variáveis abióticas nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	40
TABELA 9	Resumo estatístico e coeficientes de correlação entre as (09) espécies que contribuirão com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactérias e as variáveis abióticas significativas nos dois primeiros eixos da ACC, nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.....	41

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1** Bacia do Rio Paraíba, subdivisões e destaque o Reservatório Argemiro de Figueiredo/Acauã- PB: mapa do estado, açude e localização dos pontos de coleta..... 24
- FIGURA 2** Fluxograma das etapas metodológicas..... 25
- FIGURA 3** Distribuição da biomassa (biovolume) total da comunidade de cianobactérias na três profundidades (subsuperfície, Zeufótica e Zafótica), nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo- Acauã, entre setembro e dezembro/2012..... 34
- FIGURA 4 –** Precipitação pluviométrica e variação mensal do volume de água acumulada (%) no reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã, PB, no período de janeiro a dezembro, 2012..... 37
- FIGURA 5** Ordenação da ACC entre as espécies *C. raciborskii* (Cr), *C. tropicalis* (Ct), *G. amphibium* (Ga), *P. limnetica* (Pl), *P. agardhii* (Pa), *P. isothrix* (Pi), *P. mucicola* (Pm), *R. brookii* (Rb) e *S. nidulans* (Sn) e as variáveis abióticas significativas nos dois primeiros eixos da ACC, nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012..... 42

SUMÁRIO

LISTA DE TABELA

LISTA DE FIGURA

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	18
2.1 Objetivo Geral.....	18
2.2 Objetivos Específicos.....	18
3. REFERÊNCIAL TEÓRICO.....	19
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
4.1 Caracterização da área de estudo.....	24
4.2 Fluxograma geral da pesquisa.....	25
4.3 Amostragem.....	25
4.3.1 Período de amostragem e pontos de coleta.....	25
4.3.2 Amostragem.....	26
4.3.3 Preservação das amostras.....	26
4.3.4 Análise das amostras.....	27
4.4 Clorofila <i>a</i>	27
4.5 Razão molar NID: FRS.....	28
4.6 Análise qualitativa das cianobactérias.....	29
4.7 Análise quantitativa das cianobactérias.....	29
4.8 Abundância e dominância de táxons cianobactérias.....	29
4.9 Variáveis hidrológicas e meteorológicas.....	30
5. Tratamento estatístico dos dados.....	31
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
7. CONCLUSÃO.....	44
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	45
APÊNDICES.....	53

1. INTRODUÇÃO

Os crescentes impactos antropogênicos sobre os ecossistemas aquáticos, em particular os lênticos, têm acelerado o processo da eutrofização, comprometendo esses ecossistemas para vários dos usos originais que lhe foram atribuídos quando recém construídos (TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2011). No Brasil, os reservatórios são destinados a usos diversos, entre eles o abastecimento público. Esses usos são definidos de acordo com a qualidade da água do reservatório e regulamentados pela legislação vigente, a Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, define seus usos, dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes entre outras providências.

O múltiplo uso dos ambientes aquáticos lênticos é uma das principais causas da crescente e progressiva deterioração da qualidade de suas águas que se expressa na eutrofização e esta se visualiza pelo aumento exuberante da comunidade fitoplanctônica em geral com predominância de cianobactérias que dificulta o tratamento da água, aumenta os custos e gera sérios riscos à saúde da população abastecida devido à produção de potentes toxinas solúveis em água que podem não ser totalmente eliminadas com os métodos atualmente praticados de tratamento de água (Di BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

O conhecimento da estrutura das comunidades aquáticas, em especial do fitoplâncton bem como dos fatores que regulam sua dinâmica espacial e temporal é importante em reservatórios de usos múltiplos porque a dinâmica de algas e cianobactérias se mostra um indicador sensível das alterações da qualidade da água por causas exógenas ou endógenas ao ecossistema. Portanto, a composição e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica têm importante capacidade preditiva dessas mudanças. As características qualitativas e quantitativas do fitoplâncton no manancial que abastece água para ser potabilizada estão incluídas na legislação brasileira, a Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

A comunidade fitoplanctônica esta formada por um conjunto de microrganismos fotossintetizantes tais como algas, cianobactérias e algumas bactérias em suspensão na água (REYNOLDS, 1984). A sua dinâmica nos ecossistemas aquáticos tem sido objeto de numerosos estudos. Por ser um excelente descritor dos ecossistemas, a composição das

comunidades fitoplanctônicas, sua distribuição e morfologia são bastante utilizados para caracterizar as condições dos ambientes aquáticos, tornando crescente o interesse de sua aplicação como bioindicadores de qualidade da água (ESTEVES, 2011).

Sua produtividade primária é controlada basicamente pela disponibilidade de nutrientes, intensidade luminosa e temperatura (WETZEL, 1990). Outros importantes fatores são pH, gases dissolvidos e predação, todos eles fatores endógenos ao sistema aquático. Dentre os fatores exógenos se destacam o clima, ventos e eventos de chuvas ou de estiagens mais ou menos prolongados. A morfologia do corpo de água, mais ou menos dendrítico, a área do espelho de água, a profundidade máxima, o volume e as características hidráulicas do sistema como tempo de permanência da água são também componentes importantes que interagem fortemente com as comunidades bióticas.

Em função desses condicionantes ambientais o fitoplâncton apresenta dinâmica sazonal (ou temporal) e espacial (horizontal/vertical). Algumas condições ambientais abióticas ou bióticas especiais (maior ou menor luminosidade, nutrientes e predação) favorecem a proliferação de determinadas espécies que se tornam dominantes em detrimento de outras, que desaparecem. O estudo dessas variáveis bióticas e abióticas que incluem a avaliação da composição e da dinâmica do fitoplâncton por meio do monitoramento sistemático do ambiente aquático permite conhecer as condições atuais e até prever as modificações futuras desse ecossistema, que se expressa na qualidade da água e na diversidade de espécies nela presente (MARGALEF, 1984). Essa constatação tem ampla aplicação prática no manejo e gestão para preservação e ou remediação de um ambiente aquático e para os gestores e técnicos das Estações de Tratamento de Água -ETAs.

Para Reynolds (1997), padrões periódicos de espécies ou de grupos de espécies, os quais, de tempo em tempo, se destacam ou se distribuem de local em local dominando a biomassa fitoplanctônica constituem “associações fitoplanctônicas”. Estas se devem, em parte, às diferenças nas adaptações e “preferências fisiocológicas” de gêneros ou espécies de algas e cianobactérias às condições endógenas citadas (luz, nutrientes, temperatura, salinidade, profundidade da coluna de água) e dos fatores externos de clima e hidráulicos - circulação da água com maior ou menor velocidade. Esses padrões podem ser de curta ou de longa duração, distribuídos na superfície ou na coluna de água, em função da transparência e do conjunto das variáveis físicas e químicas.

Dentre os organismos componentes da comunidade fitoplanctônica as cianobactérias se destacam pela sua fisiologia versátil e conseqüente diversidade de estratégias adaptativas às mudanças das condições ambientais, o que possibilita sua dominância entre os demais grupos

(REYNOLDS, 1997). Desenvolvem-se em ambientes muito diferentes, entretanto os mais apropriados e que mais favorecem seu crescimento exuberante são os ecossistemas lênticos de água doce de regiões tropicais, que apresentam condições climáticas e nutricionais estimulantes às florações destes organismos (CHORUS e BARTRAM, 1999; CARMICHAEL, 1992). O predomínio de cianobactérias em reservatório tropicais eutróficos é favorecido pelas altas concentrações de nutrientes, elevadas temperaturas, baixa precipitação pluviométrica e pH básico (BOUVY et al., 2000; CHELLAPPA & COSTA 2003). A maioria das florações de cianobactérias até agora registradas são tóxicas e as toxinas podem ser bioacumuladas e biomagnificadas ao longo das cadeias e teias alimentares (do zooplâncton para microcrustáceos, crustáceos e peixes, etc) podendo causar alterações fisiológicas e até a morte de alguns de seus componentes e efeitos nas diversas teias alimentares até os consumidores finais (CHORUS e BARTRAM, 1999; AZEVEDO, 2005; CARMICHAEL, 1992).

No Brasil as cianobactérias, estão distribuídas tanto na região tropical como na subtropical (SANT'ANNA et al., 2008), dominando a comunidade fitoplanctônica em vários ambientes eutróficos (HUSZAR & SILVA, 1999). Sant'Anna et al., (2008), relataram a presença de 32 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas nas regiões Sul, Sudeste, Norte e Nordeste do Brasil, utilizando dados da literatura e dados experimentais de linhagens de cianobactérias isoladas do ambiente não caracterizados pelos autores. A região nordeste do Brasil apresenta condições propícias às florações de cianobactérias como o clima quente, os altos teores de nutrientes, em especial nas estiagens, e escasso saneamento básico com a consequente descarga de esgotos nos ambientes aquáticos, dentre outros fatores, que favorecem a elevada biomassa de organismos fitoplactônicos (ARAGÃO, 2011).

Costa et al., (2009) observaram em reservatórios do semi-árido potiguar que a estiagem prolongada, a alta evaporação e os altos níveis de nutrientes, favoreceram à eutrofização, configurando condições ideais à dominância de cianobactérias. Huszar et al., (2000), constataram que a alta disponibilidade de nutrientes favoreceu a permanência de elevadas densidades de cianobactérias em oito reservatórios urbanos da região nordeste. Ocorrência de cianobactérias também foi observada em 39 reservatórios do semi-árido pernambucano, 27 com dominância de *Cylindrospermopsis* sp (BOUVY et al., 2000). No Rio Grande do Norte, muitos reservatórios utilizados para o abastecimento público, apresentam condições eutróficas e ocasionalmente hipereutróficas, com constantes florações de cianobactérias hepatotóxicas com destaque para *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinales* (PANOSSO et al., 2007).

Em reservatórios de abastecimento público a presença exuberante de cianobactérias, pela sua versatilidade, tem recebido grande destaque dos engenheiros sanitaristas, por causarem diversos problemas no manancial, na qualidade da água, no tratamento e no abastecimento de água. Cianobactérias senescentes liberam metabólitos secundários, que conferem sabor e odor desagradáveis à água (MIB - 2-metilisoborneol, e geosmina), que embora não associados a efeitos negativos sobre a saúde são detectados em concentrações inferiores a 5 ng/L e são difíceis de eliminar no tratamento convencional. Números elevados de células colmatam os filtros reduzindo o tempo de carreira e aumentam o consumo de água tratada pela necessidade de lavagem mais frequentes, aumenta também o custo geral do tratamento pelos maiores gastos com produtos químicos. Alteram o aspecto do corpo aquático e a área perde seu valor paisagístico e turístico. Cianobactérias representam riscos potenciais à saúde humana, devido à capacidade de algumas espécies ou linhagens produzirem toxinas potentes, com efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos ou dermatotóxicos. Estas toxinas não são completamente eliminadas nos processos de tratamento mais usados no país para potabilizar à água (sistema convencional ou de ciclo completo), tornando-se um problema de saúde pública em nível nacional.

Em 1996, na cidade de Caruaru, no semiárido pernambucano, morreram 60 pacientes de uma clínica de hemodiálises por intoxicação hepática após receberem por via endovenosa água contaminada com hepatotoxina. Este foi o primeiro episódio de mortes humanas comprovadamente causadas por cianotoxinas (CARMICHAEL et al., 2001; AZEVEDO et al., 2002). Segundo os guias da Organização Mundial de Saúde (2000), o Brasil foi um dos primeiros países a aprovar uma legislação que contemplou a quantificação de cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle de qualidade da água para consumo humano, a Portaria 1469 de 2000 do Ministério de Saúde foi atualizada em 2004 através da denominada Portaria 518 e em 2011 com a atual Portaria 2914, vigente desde 12 de dezembro de 2014. Esta, semelhante à anterior, estabelece a densidade limite de cianobactérias no manancial e define a frequência de amostragens (mensal para densidades até 10.000 células mL⁻¹ - ou 1mm³/L de biovolume, ou semanal para valores superiores, e regulamenta a análise de microcistinas e saxitoxinas na água de saída do tratamento se a densidade de cianobactérias for igual ou superior a 20.000 cel/ml.

Estudos da dinâmica das cianobactérias sob diferentes condições ambientais contribuem para o conhecimento de sua ecologia e das causas dos florescimentos e de sua permanência ao longo do tempo em alguns ambientes. Nesse contexto, o presente trabalho

visou caracterizar a dinâmica espacial e temporal das cianobactérias, em um reservatório eutrófico do semiárido brasileiro, associada às variações físicas e químicas da coluna de água sob efeito de um período sazonal de seca.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar a variação espacial e temporal da dinâmica da comunidade de cianobactérias, associada às variações físicas e químicas da coluna de água sob efeito de um período sazonal de seca em um reservatório eutrófico do semiárido brasileiro.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar a estrutura da comunidade de cianobactérias nos gradientes espacial e temporal, em um reservatório eutrófico do semiárido brasileiro em época de seca
- Caracterizar o perfil das variáveis limnológicas (físicas e químicas), nesse reservatório ao longo de um período de seca
- Verificar os efeitos das condições ambientais e das características abióticas associadas à composição e distribuição da comunidade de cianobactérias na coluna de água, que afetam as condições ecológicas do reservatório.

HIPÓTESE:

Em reservatórios inseridos na região semiárida, durante época de seca ou estiagem a elevada concentração de nutrientes estimula e sustenta eventos de florações algais com alta biomassa e predominância de cianobactérias, destacando-se espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

No Brasil, os rios das principais bacias hidrográficas são represados para acumular água destinada a diversos usos, visando satisfazer a crescente demanda de água e energia elétrica. As décadas de 1960 e 1970 marcaram o máximo desenvolvimento da construção de grandes reservatórios, no país, principalmente para fins de geração de energia elétrica e abastecimento público (TUNDISI, 1999b). Por serem originários do barramento de rios, são lagos artificiais cuja construção causa profundas alterações na paisagem, na biota terrestre e aquática, ao alterar sistemas lóticos para lânticos, em geral com altos tempos de retenção da água (STRASKABA; TUNDISI, 2000).

Represas artificiais são sistemas complexos onde ocorre uma rede intrincada de interações que afeta os seres vivos e as condições físicas e químicas da água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011). Recebem diversos impactos ou forças de origem exógena, naturais e artificiais, destacando-se dentre os primeiros os de ordem climática (temperatura alta ou extremamente baixa e elevada evaporação, mistura da água pelos ventos, cheias pelas chuvas), morfológicos (área do espelho de água, profundidade, volume, braços laterais e dendríticos) e hidráulicos (velocidade e direção do fluxo, tempo de detenção hidráulica, entre outros) que são influenciados pela operação do sistema. Entre os segundos, os impactos antropogênicos que refletem os usos e ocupação da bacia hidrográfica (MARGALEF, 1983 STRASKABA; TUNDISI, 2000). Desflorestamento, agricultura irrigada, criação de gado e descargas pontuais e difusas de efluentes domésticos e industriais são fatores antrópicos de estresse contínuo sobre a qualidade da água e sua biota.

A morfologia do reservatório pode formar áreas específicas com diferentes características físicas e químicas, que diferem umas das outras em relação à quantidade de sólidos em suspensão, penetração de luz na coluna de água, disponibilidade de nutrientes, intensidade de fluxo e tempo de residência da água, provocando modificações horizontais e verticais na estrutura da comunidade fitoplanctônica (THOMAZ; BINI, 2005).

A legislação brasileira atribui múltiplos usos às represas como lazer, aquicultura e pesca (extensiva e intensiva), irrigação e diluição de despejos (BRASIL, 2005) que são as causas principais da deterioração acelerada da qualidade da água e sua consequência é a eutrofização (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

A eutrofização é causada pelo aporte excessivo de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que são macronutrientes altamente necessários para o crescimento dos produtores

primários (cianobactérias, algas e macrófitas) (CALIJURI et al., 2006). A eutrofização tem como consequência o desenvolvimento excessivo de organismos fitoplactônicos. Esse aumento acelerado e abundante do fitoplâncton, com formação de florações ou blooms de densas massas flutuantes de algas e cianobactérias na subsuperfície da água causam profundas alterações na qualidade da água e na sua biota (BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOLICA, 2003).

A proliferação excessiva de algas e cianobactérias nas camadas superficiais da água diminui a penetração da luz, dificulta e até impede a distribuição de outros componentes do fitoplâncton na coluna d'água causando impactos negativos como a depleção de oxigênio (predominância de processos de consumo de oxigênio sobre os de sua produção) (ESTEVES, 2011). As próprias algas usam oxigênio no seu metabolismo em ausência de luz e as bactérias aeróbias o consomem durante a decomposição da matéria orgânica, passando a serem mais abundantes os processos anaeróbios de biodegradação (TUNDISI, 2003; MADIGAN et al., 2010).

Florações de cianobactérias constituem um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países (CHORUS e BARTRAM, 1999). No Brasil essas florações são amplamente distribuídas, tanto na região tropical como na subtropical do país (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000; SANT'ANNA et al., 2008; BECKER et al., 2004; HUSZAR et al., 2003). A principal preocupação com essas florações nos mananciais é a capacidade de algumas espécies de algas e cianobactérias produzirem endotoxinas que são liberadas quando as células se tornam senescentes. Vários gêneros e espécies de cianobactérias podem produzir cianotoxinas, as quais apresentam efeitos danosos para a biota aquática e para a saúde pública. De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Por sua ação farmacológica as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são as neurotoxinas e as hepatotoxinas, havendo também um terceiro grupo, as dermatotoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999). A exposição prolongada às cianotoxinas pode causar distúrbios hepáticos, neurológicos, gastrointestinais e reações alérgicas (CHORUS e BARTRAN, 1999).

No Brasil, cianobactérias formando florações tóxicas foram encontradas em todas as regiões, do norte ao sul do país sendo, na sua maioria, em reservatórios utilizados para o abastecimento de água. Especialmente na região nordeste esses corpos de água apresentam frequentes florações de cianobactérias (HUSZAR et al., 2000; CHELLAPPA & COSTA,

2003; COSTA et al., 2006; PANOSSO et al., 2007; COSTA et al., 2009). Huszar et al., (2000) estudaram a dinâmica de florações de cianobactérias em oito reservatórios das regiões nordeste e sudeste, e verificaram diferentes padrões sazonais: no Sudeste foram observados padrões trimodais, com três picos de biomassa ao longo do ano, enquanto no Nordeste observou-se um padrão unimodal, com apenas um pico de biomassa. Em ambas as regiões as variações de temperatura da água foi a variável mais importante para explicar a variação sazonal das florações de cianobactérias.

No nordeste do Brasil diversos trabalhos têm como enfoque os aspectos regionais que propiciam o desenvolvimento de florações frequentes e até perenes de cianobactérias nos seus reservatórios, que estão sujeitos às tensões climáticas de regiões semiáridas (secas extremas durante longos períodos e chuvas intensas em poucos meses do ano) (BOUVY et al., 1999; 2000) e detecção e quantificação de cianotoxinas (MOLICA et al., 2002; 2005).

Chellappa & Costa (2003) em estudos no reservatório Gargalheiras (RN), observaram dominância das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Raphidiopsis curvata*, *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria* sp., durante o período seco, atribuindo a dominância destas espécies à diminuição da transparência da água causada pelo autosombreamento causado pelas elevadas densidades destas mesmas espécies.

Estudos de Costa et al., (2006), no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (RN) que abastece mais de 400.000 pessoas, mostraram a ocorrência de florações de cianobactérias toxigênicas em altas densidades - na ordem de $2,4 \times 10^6/L$.

Moura, Dantas e Bittencourt-Oliveira (2007) em estudo sobre a estrutura do fitoplâncton no reservatório de Carpina (PE) constataram a dominância da cianobactéria *Planktothrix agardhii* tanto na superfície quanto no fundo do reservatório, e atribuíram o sucesso da distribuição vertical destes organismos à sua capacidade de migração na coluna de água.

Chellappa, Chellappa e Chellappa (2008a) estudaram o fitoplâncton no reservatório Marechal Dutra (Acari, RN), com o objetivo de verificar a eutrofização e as consequentes florações de cianobactérias e identificaram *C. raciborskii* e *M. aeruginosa*, que se alternaram na dominância do ambiente.

Costa et al., (2009) ao estudarem amostras do fitoplâncton provenientes de seis reservatórios da Bacia do Rio Piranhas-Assu (RN), observaram que 33% das espécies pertenciam à classe das cianobactérias (41 táxons) das ordens Chroococcales, Oscillatoriales e Nostocales. Os autores também analisaram a toxicidade dessas florações e verificaram a

ocorrência de compostos hepatotóxicos no Armando Ribeiro Gonçalves, atribuindo esta toxicidade à população de *Planktothrix agardhii*, uma vez que contribuíram com 90% da biomassa fitoplanctônica.

Lira et al., (2010) ao analisarem a distribuição vertical da comunidade de cianobactérias nos reservatórios de Carpina e Mundaú (PE), identificaram 25 táxons de cianobactérias nos dois reservatórios. As espécies com maior contribuição em densidade foram *C. raciborskii*, *P. agardhii*, *Microcystis* spp. e *Anabaena* spp.

Na Paraíba, a bacia hidrográfica do rio homônimo é a segunda maior do estado, abrange uma área de 20.071,83 km², ou seja, 38% do território estadual, nela moram cerca de 1.900.000 habitantes (52% da população total 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*, *Cilindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardhii* em 16, especialmente no período seco. Dentre os açudes avaliados está o açude Argemiro de Figueiredo – Acauã (LINS, 2006; MACEDO, 2009; VASCONCELOS et al., 2010; LINS, 2011) que exhibe registros de florações de cianobactérias desde sua inauguração, em 2002.

O reservatório Argemiro de Figueiredo é o último barramento de uma série de reservatórios em cascata de médio e grande porte, ao longo desse rio e recebe através de seus tributários altas cargas poluidoras. É formado pelo barramento do Rio Paraibinha que deságua pela margem norte e o rio Paraíba do Norte, que deságua pela margem sul. Modelos de cenários construídos com base em dados populacionais de saneamento básico e indústrias indicaram que o reservatório recebeu entre 2005 e 2007, apenas do rio Paraíba, contribuições de poluição orgânica em torno de 108.820 T. de DBO₅, e das áreas agropastoris das quais existem registros 24.295 kg de fósforo total e 78.948,00 kg de nitrogênio orgânico (SILVA, 2006). É um reservatório destinado a usos múltiplos (irrigação de áreas agrícolas, piscicultura extensiva e intensiva e abastecimento humano). Abastece com água potável aproximadamente 36.000 habitantes de municípios vizinhos.

Desde o fechamento das comportas vários estudos têm sido feitos nesse reservatório, verificando sempre a dominância de cianobactérias, dentre elas, *Cilindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*, formando florações logo após o seu enchimento em 2002 (MENDES e BARBOSA, 2004), seguida por *Oscillatoria lauterbornii* (LINS, 2006), *Plankthotrix* e *Pseudanabaena limnetica* (LUNA, 2008; ARRUDA, 2009). LINS (2011) no período de 2007 a 2009 verificou a dominância das espécies: *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolicospermum circinalis*,

Oscillatoria lacustre, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis sp.* e *Aphanocapsa incerta*. As espécies dominantes nesse reservatório no período de 2006-2009 foram *Planktothrix agardhii* e *Cilindrospermopsis raciborski* (VASCONCELOS et al., 2010). Quanto ao estado trófico, o açude foi classificado como eutrófico, com altas concentrações de nitrogênio e fósforo, elevada clorofila-a e densidade algal; que reflete o elevado processo de deterioração da qualidade da água, cerca de um ano após o barramento (MENDES, 2003). Estudo de LINS (2006) registrou casos de dermatite na população ribeirinha e doenças associados à florações de cianobactérias e altas densidades de bactérias coliformes. Ao longo de 2006 e 2008 a eutrofização manteve-se com níveis eutrófico a hipereutrófico pela carga excessiva de nutrientes aportada pelos rios tributários e pela própria dinâmica endógena do sistema; que evidencia desprendimento de fósforo desde o sedimento o que pode ser estímulo à elevada contribuição da classe Cyanobacteria em detrimento aos demais grupos fitoplanctônicos (LUNA, 2008; ARRUDA, 2009).

Estudos de detecção e quantificação de toxinas na água e em peixes mostraram elevadas concentrações de microcistina-LR na água durante o período de estiagem (3,64 µg/L), nas vísceras (média de 8,04 µg/L) e músculos (média de 0,16 µg/L) de peixes (MACEDO, 2009).

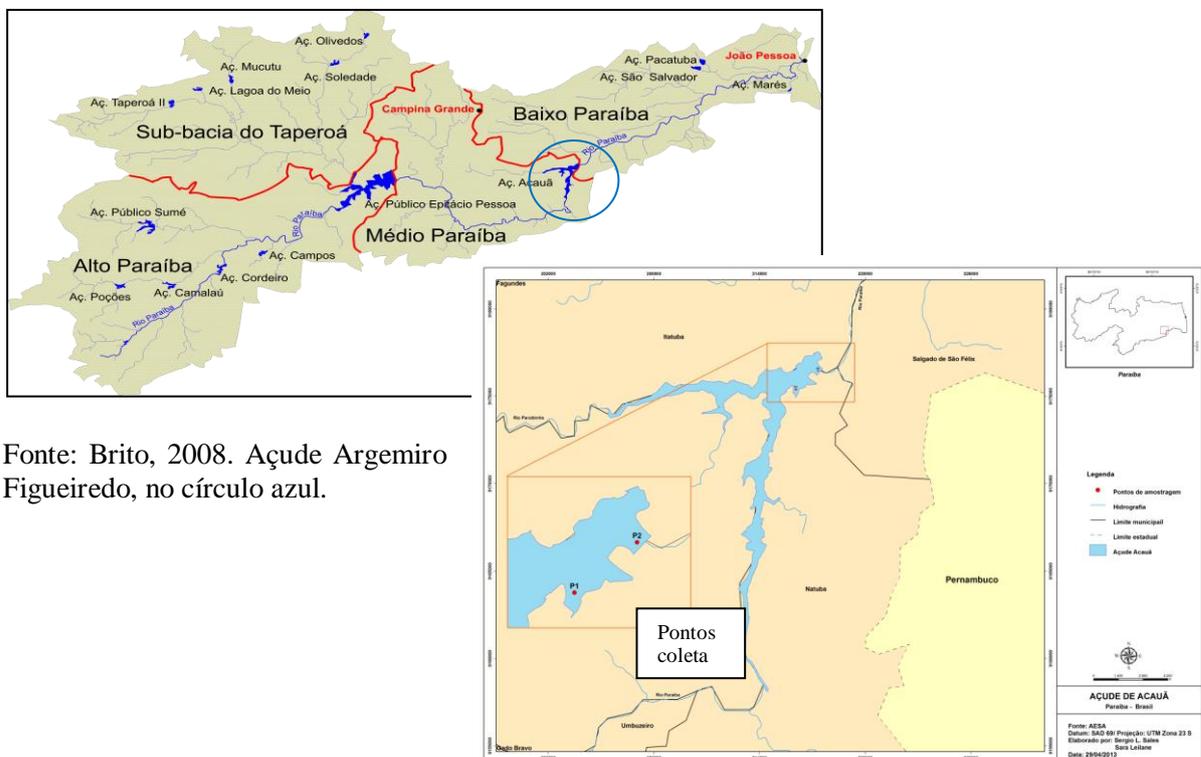
O processo de eutrofização tem exercido pressão sobre os ecossistemas aquáticos, refletindo sobre a comunidade fitoplanctônica, dominada pelas cianobactérias, com ênfase em espécies potencialmente tóxicas (LINS, 2011). Considerando que os reservatórios do nordeste semiárido foram construídos com a finalidade de minimizar os efeitos da seca e abastecer as populações, a dinâmica de algas e cianobactérias, principalmente estas últimas deve ser melhor compreendida para operar esses sistemas de forma mais eficiente, com ênfase no ponto de captação de água e de descarga, assim como para prever e ou reduzir as frequências das florações.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

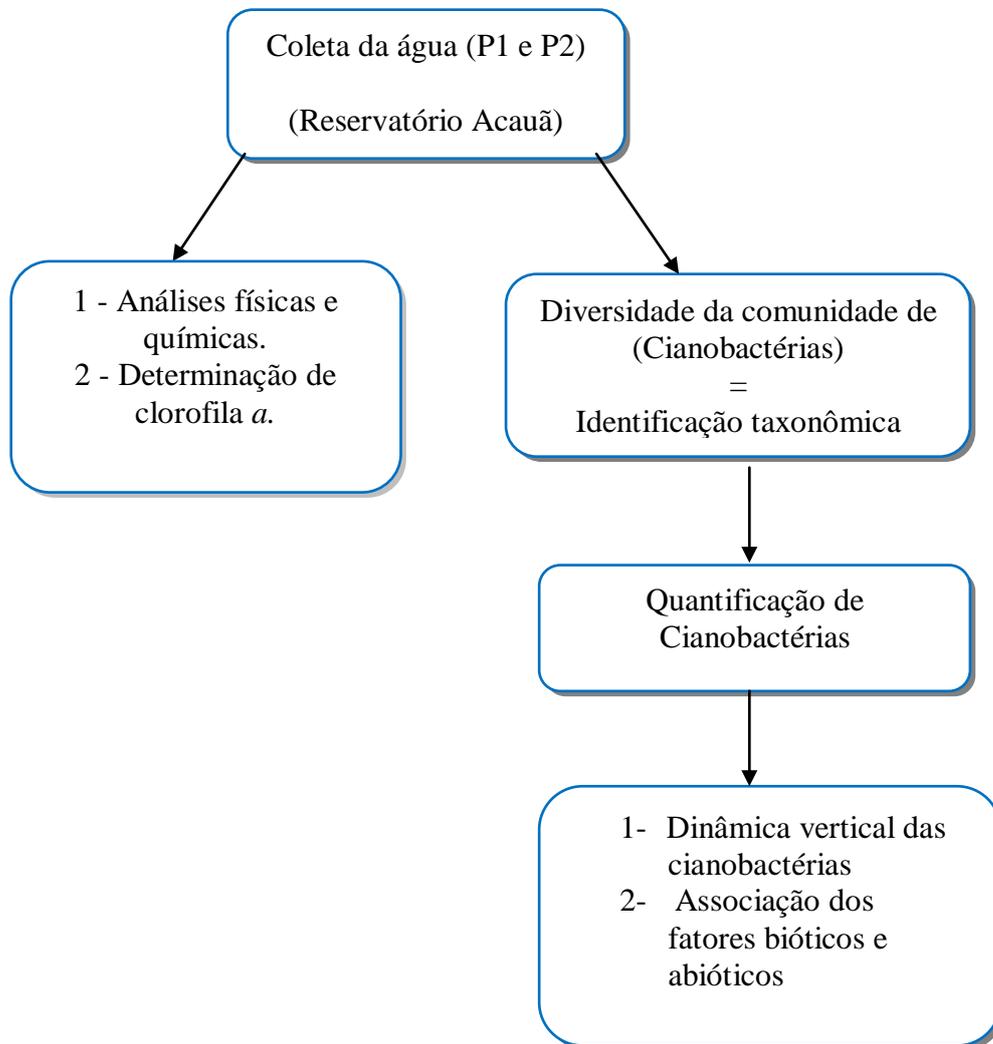
O reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã/PB está situado na bacia do rio Paraíba, nos limites entre o médio e o baixo rio Paraíba e inserido no município de Itatuba (Figura 1) entre as latitudes $7^{\circ}27,5'3''$ e $7^{\circ}28'31,4''$ S e as longitudes $35^{\circ}35'52,6''$ e $35^{\circ}35'3,4''$ W. Possui capacidade máxima de $253.143,247 \text{ m}^3$ e profundidade máxima de 40m (AESA, 2013).

Figura 1. Bacia do Rio Paraíba, subdivisões e destaque o Reservatório Argemiro de Figueiredo/Acauã- PB: mapa do estado, açude e localização dos pontos de coleta.



4.2 - Fluxograma geral da pesquisa

Figura 2. Fluxograma das etapas metodológicas



4.3. Amostragem

4.3.1 Período de amostragem e pontos de coleta

O estudo foi realizado no período de setembro a dezembro de 2012 com amostras coletadas com periodicidade semanal em dois locais: ponto P1 localizado em um braço dendrítico do reservatório a aproximadamente 2 km da barragem e ponto P2 situado na zona da barragem (Tabela 1). A escolha dos pontos deu-se devido o fato de um ser localizado numa região de remanso com águas mais paradas (P1) e outro em uma região mais turbulenta do reservatório (P2).

Tabela 1. Coordenadas geográficas, profundidade (m) e descrição das duas estações de coleta no reservatório Acauã.

Pontos de coleta	Coordenadas geográficas	Prof. média	Descrição
P1	07°26.928' 35°34.298'	12,5 m	Situado em um braço dendrítico lateral do corpo aquático, distante cerca de 2.000 metros da barragem
P2	07°26.502' 35°33.693'	27,0 m	Situado próximo à barragem

4.3.2 Amostragem

As amostras de água para análises quantitativas das variáveis físicas e químicas e de clorofila *a* foram coletadas em três profundidades com o auxílio de garrafa de Van Dorn de 5 litros. As profundidades foram definidas a partir do desaparecimento do disco de Secchi (observação visual): na superfície - a 100% de incidência luminosa, na zona eufótica - até 1% de incidência de luz e na zona afótica, (2,7 x Secchi), segundo Cole (1983).

Para as análises qualitativas da comunidade de cianobactérias as amostras foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20 µm através de arrastos horizontais na superfície da água e de amostras integradas da coluna d'água.

4.3.3 Preservação das amostras

Após coletadas, as amostras foram distribuídas em diferentes recipientes para separar os volumes apropriados para a execução das diferentes análises:

- um volume de aproximadamente 1 litro destinado para as análises físicas, químicas e quantificação de clorofila *a*, foi transferido para uma garrafa de plástico (PET) limpa e conservada em caixa isotérmica com gelo para manter a temperatura inferior a 10°C. Foram analisadas logo após sua chegada ao laboratório;
- um outro volume de aproximadamente 300 ml destinado para as análises quantitativas de cianobactérias foi transferido para frascos de 500 ml e fixadas com solução de lugol 1%;
- um volume de aproximadamente 300 ml das amostras concentradas por rede de plâncton destinado para a identificação das cianobactérias foi transferido para frascos específicos e adicionada uma solução de formol 4% neutralizado com bórax, para preservação.

4.3.4 Análise das amostras

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos de caracterização da qualidade da água do açude foram: temperatura da água, pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), formas de nitrogênio e de fósforo e concentração de clorofila *a*.

As medições de temperatura, pH, OD e CE nos compartimentos horizontais e verticais foram determinadas com o auxílio de Sonda Multiparamétrica (HORIBA 10).

As concentrações de fósforo total (PT), fósforo reativo solúvel (FRS), nitrato (N-NO₃), nitrito (N- NO₂⁻) e amônio (N-NH₄⁺), foram analisados conforme APHA, AWWA, WPCF, (2005). Na Tabela 2 são apresentados detalhes dos métodos.

Tabela 2: Macro-nutrientes e clorofila-*a* e os métodos utilizados na caracterização da qualidade da água do Açude Argemiro de Figueiredo, no período set/dez 2012.

Variáveis	Unidade	Referência
Fósforo total (PT)	µg.L ⁻¹	4500* PE Método do ácido ascórbico (após oxidação com persulfato)
Fósforo reativo solúvel (FRS)	µg.L ⁻¹	4500* PE Método do ácido ascórbico
N-nitrato-NO ₃ ⁻	µg.L ⁻¹	4500 -NO ₃ -*E Método da redução em coluna de cádmio
N-nitrito-NO ₂ ⁻	µg.L ⁻¹	4500-NO ₂ -*B Método colorimétrico
N-amônia-NH ₃	µg.L ⁻¹	4500- NH ₃ *F Método espectrofotométrico do fenol
Clorofila <i>a</i>	µg.L ⁻¹	Lorenzen (1967). Extração com acetona 90%. Leitura espectrofotométrica 665/750nm

4.4 Clorofila *a*

Para quantificar clorofila *a*, empregada como medida indireta da biomassa do fitoplâncton, foi usado o método espectrofotométrico de Lorenzen (1967). Um volume de 500 ml de cada amostra, preservada em frasco de polietileno sob temperatura inferior a 10°C foi filtrado logo após chegadas ao laboratório, através de filtros de fibra de vidro Whatman GF/1 de 47 mm de diâmetro e diâmetro dos poros em torno de 0,6 µm. O filtro, sobre cuja superfície ficaram retidas as células do fitoplâncton foi submetido à extração dos pigmentos com acetona a 90%. Para isso, foi adicionado, sobre os filtros, acetona PA, e estes foram macerados; os extratos foram colocados em tubos de ensaio de 15 ml, conservados em geladeira por 24 horas no escuro. Após esse período centrifugou-se o material por 15 min a 3000 rpm e o sobrenadante, com os pigmentos já extraídos, foi utilizado na leitura da concentração de clorofila *a* e feofitina. A leitura da absorvância dos extratos foi realizada em

espectrofotômetro (marca *Fento700 Plus*) nos comprimentos de onda 665 nm e 750 nm. Primeiro foi feita a leitura para clorofila-*a* a 665 nm, em seguida para a transformação desta em feofitina foram adicionadas, na cubeta, duas gotas de ácido clorídrico 1N e feito a mistura. Após 5 minutos de espera e feita homogeneização da amostra foi procedida a leitura no comprimento de onda de 750 nm. A diferença entre feofitina e clorofila *a* forneceu a concentração de feofitina na amostra. As concentrações de clorofila-*a* foram calculadas com a fórmula de Lorenzen (1967), descrita abaixo:

$$\text{Clorofila-}a \text{ (mg.m}^{-3}\text{)} = 11.4 * K * [((A_o^{665} - A_o^{750}) - (A_a^{665} - A_a^{750}))] * v / l * V \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

A_o = absorbância antes da acidificação;

A_a = absorbância após acidificação;

l = comprimento da cubeta (cm);

v = volume do extrato (ml);

V = volume filtrado (L);

R = razão máxima de absorbância A_{o665}/A_{a665} na ausência de feopigmentos = 1.7;

$K = R / (R1) = 2.43$;

4.5 Razão molar NID : FRS (Nitrogênio Inorgânico Dissolvido : Fósforo Reativo Solúvel)

A razão molar NID:FRS permite analisar a disponibilidade de nutrientes na massa d'água que irá permitir a reprodução e o consequente aumento da biomassa do fitoplâncton. Trata-se de uma relação molar que foi determinada calculando-se as frações molares de NID e FRS. Para isso foi feito o quociente das concentrações dos nutrientes determinadas na água (expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$) com os valores das massas molares de cada um dos elementos químicos constituintes desses nutrientes. De acordo com Morris e Lewis (1988), os valores da razão NID:FRS permitem classificar a limitação de N e P das águas estudadas.

NID:FRS < 13 - o nitrogênio é limitante;

NID:FRS > 50 - o fósforo é limitante ;

13 < NID:FRS < 50 – não há limitação por nutrientes;

4.6 Análise qualitativa da comunidade de cianobactérias

A análise taxonômica das cianobactérias, características morfológicas e morfométricas das fases reprodutivas e vegetativas (microscópio binocular 400X, COLEMAN-N101B). As cianobactérias foram identificadas até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de bibliografia especializada (BICUDO; MENEZES, 2006; SANT'ANNA et al., 2006).

4.7 Análise quantitativa da comunidade de cianobactérias

A quantificação das cianobactérias seguiu o método da sedimentação conforme Utermöhl (1958) e Lund *et al.*, (1958) utilizando-se microscópio invertido marca Coleman com aumento de 400X, equipado com aparelho fotográfico. Foram contadas áreas distribuídas em transectos horizontais e verticais, tantas quanto necessário para que fossem contados no mínimo 100 indivíduos da espécie mais frequente, de modo que o erro fosse inferior a 20% e coeficiente de confiança superior à 95%. O tempo de sedimentação foi de três horas para cada centímetro de altura da câmara. Os resultados foram expressos em densidade celular, também denominada concentração celular (ind. ml⁻¹) calculada de acordo com a fórmula descrita por Ross (1979):

$$\text{Indivíduos.ml}^{-1} = (n/sc).(1/h).(F)$$

Equação 2

Onde:

n= número de indivíduos efetivamente contados;

S= área do campo em mm²;

C= número de campos contados;

H= altura da câmara de sedimentação em mm;

F= fator de correção de mm³ para mL (10³);

4.8 Biovolume

O biovolume (mm³ L¹) foi estimado pela multiplicação da densidade de cada espécie que contribuíram com ≥5% da densidade total (ind.ml⁻¹) pelo volume celular (média de 30 indivíduos) Sun; Liu (2003) e Hillebrand et al., (1999).

4.9 Abundância e dominância de táxons de cianobactérias

A análise de abundância e dominância das espécies foi realizada de acordo com Lobo & Leighton (1986).

Critérios para classificação das espécies

1. **Espécies abundantes** (LOBO e LEIGHTON 1986): são as espécies cujas densidades médias superaram a densidade média total da amostra. A densidade média é obtida dividindo-se o número total de indivíduos da amostra pelo número de espécies encontradas.
2. **Espécies dominantes** (LOBO e LEIGHTON 1986): são as espécies cuja densidade é $> 50\%$ da densidade total da amostra.
3. **Hábito ou forma de vida:** unicelular flagelado (UF), colonial flagelado (CF), unicelular não flagelado (UNF), colonial não flagelado, inclusive cenóbios (CNF) e filamentoso (Fi).
4. **Estrutura de tamanho e volume das cianobactérias** avaliados através dos valores da maior dimensão linear axial (MDL) e do volume celular (VC).

MDL (SIEBURTH, SMETACEK e LENZ, 1978)

- Classe 1:** $< 10 \mu\text{m}$ (ultraplâncton)
- Classe 2:** entre 11 e 20 μm (nanoplâncton)
- Classe 3:** entre 21 e 50 μm (microplâncton)
- Classe 4:** $> 50 \mu\text{m}$ (plâncton de rede)

VC (SIEBURTH, SMETACEK e LENZ, 1978)

- Classe 1:** $< 10^2 \mu\text{m}^3$
- Classe 2:** entre 10^2 e $10^3 \mu\text{m}^3$
- Classe 3:** entre 10^3 e $10^4 \mu\text{m}^3$
- Classe 4:** $> 10^4 \mu\text{m}^3$

4.9 Variáveis hidrológicas e meteorológicas

Dados hidrometeorológicos e de cota/volume do açude foram obtidos junto à Gerência Executiva de Monitoramento e Hidrometria da AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba/SECTMA) de Campina Grande/PB.

5.0 Tratamento estatístico dos dados

Foram feitas análises de estatística descritiva, estimando-se a média, máxima, mínima e desvio padrão.

O teste de variância de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar as diferenças significativas nos gradientes espacial (entre os pontos e entre as profundidades) e temporal (ao longo do período amostral – 16 semanas/4 meses). O software utilizado foi BioEstat 5.0.

A Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi aplicada para explicar as possíveis relações entre fatores biológicos e as variáveis ambientais. Foi feita a associação entre as variáveis limnológicas (abióticas) e a matriz biótica (constituída pela biomassa das espécies contribuintes com $\geq 5\%$ para a densidade total). Para a identificação da importância relativa das variáveis, foi utilizado o módulo “*forward selection*”. A significância das variáveis ambientais ($p < 0,05$) foi testada com o teste de Monte Carlo, com 999 permutações irrestritas. O software utilizado foi CANOCO 4.5.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comunidade de cianobactérias

Foram registrados em Acauã 22 táxons de Cyanobacteria, representados pelas ordens Chroococcales, Nostocales e Oscillatoriales (Tabela 3).

Tabela 3. Táxons de cianobactérias inventariados nas três profundidades dos pontos P1 – braço lateral dendrítico e P2 – próximo à barragem, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

Classe Cyanobacteria		
Ordem Chroococcales	Ordem Nostocales	Ordem Oscillatoriales
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> , <i>Aphanocapsa incerta</i> , <i>Chroococcus dispersus</i> , <i>Cuspidothrix tropicalis</i>* , <i>Merimospedia</i> sp, <i>Microcystis</i> sp, <i>Radiocystis fernandoi</i> , <i>Synechocystis aquatilis</i> , <i>Sphaerococcus brasiliense</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>* , <i>Dolichospermum solitarium</i> , <i>Dolichospermum</i> sp, <i>Raphidiopsis brookii</i>*	<i>Geitlerinema amphibium</i>* , <i>Pseudanabaena mucicola</i>* , <i>Phormidium</i> sp, <i>Planktolyngbya contorta</i> , <i>Planktolyngbya limnetica</i>* , <i>Lyngbya</i> sp, <i>Planktothrix agardhii</i>* , <i>Planktothrix isothrix</i>* , <i>Synechococcus nidulans</i>*

(*) espécies que contribuíram com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactérias.

As nove espécies que contribuíram com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactérias foram analisadas seguindo-se critérios de características morfológicas e estratégias de vida (adaptativas), estas foram representadas por hábito de vida filamentosa; a classificação segundo o MDL (Máxima Dimensão Linear) mostrou que, com exceção da espécie *Synechococcus nidulans* - espécie ultraplancônica ($<10\mu\text{m}$), as demais foram enquadradas na classe IV ($> 50\mu\text{m}$). Quanto ao volume celular, com exceção da espécie *Synechococcus nidulans* - enquadrada na classe I ($< 10^2 \mu\text{m}^3$), as demais espécies apresentaram volume celular entre 10^2 e $10^3 \mu\text{m}^3$ (classe II). Com relação ao critério estratégias de vida, com exceção da espécie *Cuspidothrix tropicalis* - S-estrategista, as demais são R-estrategistas (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação das espécies que contribuíram com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactérias de acordo com os critérios: hábito de vida, MDL (máxima dimensão linear), volume celular e estratégia de vida, nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

Espécie	Hábito de vida*	MDL	Volume celular	Estratégia de vida
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	FI	IV	II	R
<i>Cuspidothrix tropicalis</i>	FI	IV	II	S
<i>Geitlerinema amphibium</i>	FI	IV	II	R
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	FI	IV	II	R
<i>Planktothrix agardhii</i>	FI	IV	II	R
<i>Planktothrix isothrix</i>	FI	IV	II	R
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	FI	IV	II	R
<i>Raphidiopsis brookii</i>	FI	IV	II	R
<i>Synechococcus nidulans</i>	FI	II	I	R

* FI = hábito de vida filamentosos

Espécies R-estrategistas são (Reynolds, 1997) tolerantes às condições de mistura, baixa disponibilidade de luz e capazes de atingir taxas de crescimento relativamente elevadas. Lins, (2011), também observou em época de seca nesse mesmo reservatório (Acauã) a dominância de cianobactérias filamentosas R estrategistas, dotadas de volume celular grande. Estabelecimento de espécies dotadas de características morfológicas e estratégias adaptativas (C e S estrategistas) diferentes ocorreu em alguns meses chuvosos, onde dominaram e/ou coexistiram no ambiente. Lima, (2012) em dois reservatórios eutrofizados do Nordeste semiárido paraibano (Cacimba da Várzea e Várzea Grande), verificaram predominância (>80% da biomassa total) de cianobactérias R estrategistas com máxima dimensão linear - MDL (maiores que $50\mu\text{m}$) e volume celular entre 10^3 e $10^4 \mu\text{m}^3$ R-estrategistas, atributos que traduzem condições de eutrofia do corpo aquático.

A densidade de cianobactérias foi em média 10.013 e $10.261 \text{ ind.ml}^{-1}$ nos pontos P1 e P2, respectivamente, ao longo do período amostral; não havendo variação significativa, segundo teste Kruskal-Wallis, entre os pontos ($H = 0,206$ e $p = 0,649$) (Tabela 5).

Tabela 5: Média e intervalos (mínimo - máximo) da densidade total da comunidade de cianobactérias, nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

Ponto (P1)	Média (min-máx) (ind.ml^{-1})	Ponto (P2)	Média (min-máx) (ind.ml^{-1})
P1	10.013 (4.683-21.202)	P2	10.261 (4.164-19.309)
*Superfície (P1.1)	12.067 (7.475-21.203)	*Superfície (P2.1)	12.461 (7.021-19.310)
*Z _{eufótica} (P1.2)	9.210 (4.683-15.316)	*Z _{eufótica} (P2.2)	9.105 (4.077 -14.895)
*Z _{afótica} (P1.3)	8.614 (5.068-17.232)	*Z _{afótica} (P2.3)	9.016 (5.444-16.550)

* diferença significativa entre as profundidades e ao longo do período amostral ($p < 0,05$) teste Kruskal-Wallis, (dados no Apêndice A)

A comunidade de cianobactérias foi melhor representada por categorias de maior volume, predominando organismos filamentosos com volumes superiores a $10^2 \mu\text{m}^3$, três dessas espécies (*Planktothrix agardhii*, *Planktothrix isothrix* e *Cylindrospermopsis raciborskii*) contribuindo com cerca de 80% para a biomassa total de cianobactérias em toda a coluna d'água (zonas eufótica e afótica), nenhuma espécie foi dominante isoladamente, ou seja, uma contribuição de espécie específica em densidade $\geq 50\%$ da densidade total por amostra. Analisando os resultados do teste Kruskal-Wallis, não foi observada diferença significativa da biomassa ao longo do período amostral (P1 H = 21,261 e p = 0,128; P2 H = 15,734 e p = 0,399), porém entre os pontos e entre as profundidades o teste apontou variância dos dados (Tabela 6).

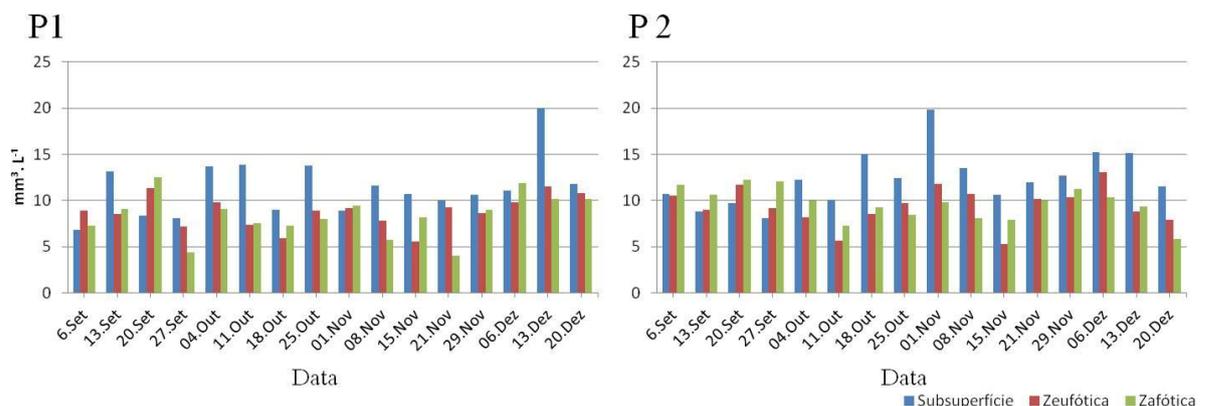
Tabela 6: Média e intervalos (mínimo - máximo) da biomassa total (biovolume) da comunidade de cianobactérias, nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

Ponto (P1)	Média (min-máx)	Ponto (P2)	Média (min-máx)
*P1	11,3 (6,8-20,0)	*P2	12,3 (8,1-19,9)
*Superfície (P1.1)	11,34 (6,79-19,98)	*Superfície (P2.1)	12,35 (8,06-19,86)
*Zeufótica (P1.2)	8,78 (5,56-11,53)	*Zeufótica (P2.2)	9,41 (5,28-13,02)
*Zafótica (P1.3)	8,34 (4,02-12,50)	*Zafótica (P2.3)	9,64 (5,84-12,22)

* diferença significativa entre as profundidades e ao longo do período amostral (p < 0,05) teste Kruskal-Wallis (dados no Apêndice A)

A dinâmica vertical das cianobactérias mostrou que, muito provavelmente, a disponibilidade de luz na coluna de água, não foi o fator limitante com maior influência sobre a distribuição da comunidade na profundidade visto que foram distribuídas até a zona afótica (Figura 3).

Figura 3: Distribuição da biomassa (biovolume) total da comunidade de cianobactérias na três profundidades (subsuperfície, Zeufótica e Zafótica), nos pontos P1 e P2, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.



Para Chorus e Bartram (1999) as cianobactérias requerem menos energia para suas ações fisiológicas que outros grupos algais, o que pode promover altas taxas de crescimento nas regiões de pouca luz. Esse fato foi observado no reservatório Mundaú (PE), no qual a transparência da água foi bastante reduzida (máx 0,80 cm), porém altas densidades de cianobactérias foram encontradas na zona afótica, com destaque para a *Cylindrospermopsis raciborskii*, que chegou a atingir 70% da biomassa total durante o período de estudo (OLIVEIRA e MOURA, 2010). Moura et al., (2011), estudando o reservatório Carpina (PE), observou co-dominância das espécies *P. agardhii*, *C. raciborskii*, *G. amphibium* e *P. catenata*, sendo as espécies *P. agardhii*, *C. raciborskii*, encontradas tanto na zona fótica como na zona afótica (> 7), que apresentaram pouca variação de temperatura na coluna d'água.

Acauã apresentou, desde sua formação em 2002 (BARBOSA; MENDES, 2005), níveis altos de eutrofização, entre eutrófico e hipereutrófico, mantendo-se nesse nível de eutrofização ao longo dos anos, de acordo com Lins (2006), Luna (2008), Arruda (2009) e Lins, (2011). A composição de espécies fitoplanctônicas em Acauã é própria do seu estado de eutrofização avançado e causa da menor diversidade fitoplactônica, com dominância contínua de cianobactérias.

Estudos de Lins (2011) no mesmo reservatório mostraram que no período de estiagem a condição eutrófica favoreceu a formação de florações de cianobactérias com dominância de *Planktothrix agardhii* ao longo dos anos 2008 e 2009: em fevereiro/2009 atingiu biomassa de $15.77 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ na zona eufótica no ponto da confluência dos rios tributários, em março/2008 alcançou $8,30 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ no local próximo aos tanques-rede e em janeiro/2009 a biomassa foi de $7,61 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ na proximidade da barragem. Os números de células correspondentes a esses períodos foram, respectivamente, $17.207 \text{ cel} \cdot \text{mL}^{-1}$, $9.056 \text{ cel} \cdot \text{mL}^{-1}$ e $8.302 \text{ cel} \cdot \text{mL}^{-1}$. *P. agardhii* deixou de ser dominante apenas nos curtos períodos de alta intensidade de chuvas, principalmente durante os eventos de transbordamento.

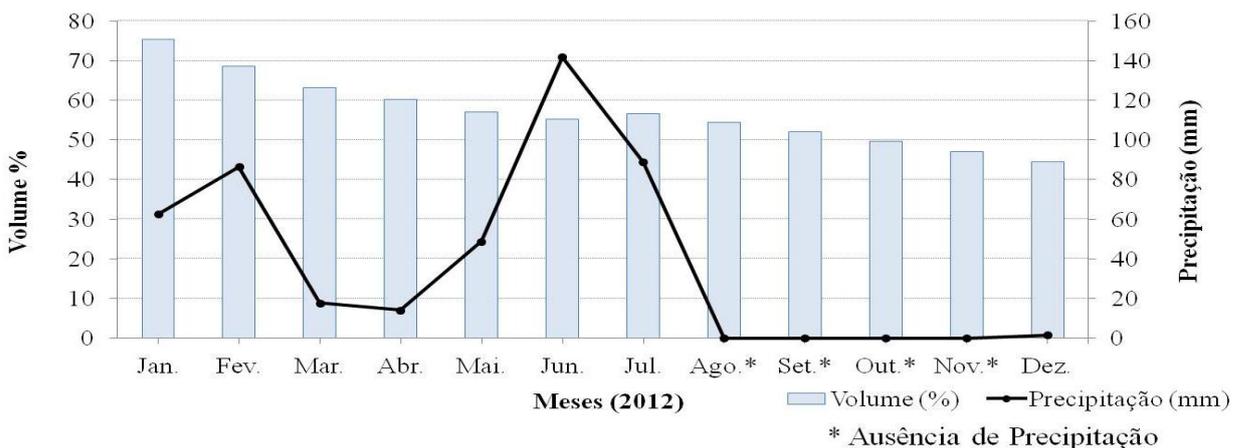
Costa et al., (2009) observaram em reservatórios do semi-árido potiguar que a estiagem prolongada, alta evaporação e altos níveis de nutrientes, favoreceram à eutrofização, configurando condições ideais à dominância de cianobactérias, também formada por baixa riqueza de espécies e elevada biomassa, dos seis reservatórios estudados por esses autores (Itans, Sabugi, Boqueirão, Gargalheiras, Armando Ribeiro e Passagem das Traíras), Armando Ribeiro e Passagem das Traíras, exibiram valores elevados de biomassa fitoplanctônica por longos períodos (biomassa média $> 96 \leq 176 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$), sem apresentar variações temporais bem definida, com dominância de cianobactérias ($> 90\%$), caracterizando-se como intensas

florações, em todos os períodos amostrados. Estes reservatórios apresentaram um padrão temporal semelhante quanto à biomassa e dominância de espécies de cianobactérias. A estiagem foi caracterizada por florações mistas e intensas de *Planktotrix agardhii* (> 90%) com menor contribuição de *C. raciborskii*, *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon gracile*.

Variáveis Climáticas, Físicas e Químicas

O clima da região do semiárido é marcado por elevadas temperaturas durante todo o ano (médias de 25 a 28° C), chuvas irregulares concentradas em poucos meses e estiagens prolongadas anuais ou interanuais (MARENGO et al., 2011). Os efeitos do clima sobre o reservatório Argemiro de Figueiredo que após transbordar em três anos seguidos (2004, 2005 e 2006) e posteriormente em outros três (2008, 2009 e 2011), não passou ao longo de todo esse tempo por um período de estiagem intenso como o observado em 2012 e a consequente diminuição do volume da água acumulada. A última chuva registrada foi em torno de 89 mm no mês de julho de 2012, quando o açude estava com 143.367.467 m³ de água o que representa em torno de 60% de sua capacidade máxima. No início da pesquisa, em 06/09/2012 o açude já apresentava 131.955.282 m³, ou seja, 52% de sua capacidade total de acumulação, ou seja, em dois meses perdeu um volume de aproximadamente 12.000.000 m³ e no dia 20/12/2012, quando foi efetuada a amostragem final, já tinha atingido 112.718.895 m³, ou seja, aproximadamente 44% de sua capacidade, exibindo uma perda de 19.000.000 m³ em 4 meses. Destaca-se que em outubro (18/10/2012) houve um decréscimo visível, de 6.550.000 m³, ficando com aproximadamente 49,6% de água, ou seja, em um mês perdeu 3% do volume existente no mês anterior. Sintetizando, em 6 meses de estiagem o açude perdeu 30.648.572 m³. Essa diminuição acentuada do volume de água indica que os aportes dos rios afluentes (Paraíba e Paraíba) não foram suficientes para manter o volume armazenado, por serem vazões também dependentes das chuvas na bacia e expressa claramente os efeitos do balanço hídrico negativo pela elevada evapotranspiração (AESAs, 2013). (Figura 4).

Figura 4: Precipitação pluviométrica e variação mensal do volume de água acumulada (%) no reservatório Argemiro de Figueiredo – Acauã, PB, no período de janeiro a dezembro, 2012.



O período amostral (set. - dez., 2012) foi caracterizado pela longa estiagem, possivelmente com mistura da coluna d'água que sustentou uma comunidade de cianobactérias filamentosas que dominaram e alcançaram alta biomassa e constância no período estudado. O mesmo padrão unimodal de distribuição de biomassa fitoplanctônica, com máxima biomassa prevalecendo por longos períodos, também foi relatado por Huszar et al., (2000), que registraram a ocorrência frequente de *C. raciborskii* em reservatórios e açudes de diversos estados das regiões Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil, nos quais a alta disponibilidade de nutrientes favoreceu a permanência das cianobactérias em densidades elevadas.

A transparência do disco de secchi média foi baixa, em torno de 0,89 m a 1,0 m em ambos os pontos; as pequenas variações deste parâmetro entre os dois locais de amostragem (P1 e P2) não foram significativas (segundo teste de Kruskal-Wallis P1 - H = 0,175 e p = 0,675, e P2 - H = 2,861 e p = 0,239) (Apêndice A). A escassa transparência (ou alta turbidez) foi associada com a exuberância do fitoplâncton, com predominância de cianobactérias que formaram uma comunidade estável da superfície até a zona afótica em ambos os pontos. Valores baixos de transparência, em torno de 1 metro, são frequentes em açudes nordestinos devido à abundância de sólidos suspensos, sejam de origem biogênica (algas, cianobactérias, material orgânico particulado, bactérias, etc.) ou abiogênico (argilas, areia, silte) pela ressuspensão do sedimento, quando os reservatórios estão com baixo volume ou, nas chuvas, pelos efeitos do escoamento superficial de bacias com escasso saneamento básico e pelo arrasto de detritos do solo. A taxa de sedimentação das partículas que entram nos reservatórios (aumento da transparência) ou que são ressuspensas do lodo do fundo (diminuindo-a) varia com os eventos de chuva ou de estiagem, com a morfometria do corpo aquático e com o fluxo hidráulico (LEITE, 2000; ESPÍNDOLA, 1977; SPERLING, 1999). Leite (2000), estudando o reservatório São Salvador, no município de Sapé/PB, com clima tropical e verão seco, observou nas estiagens transparências médias entre 0,3 m e até 2 m, com os valores mais altos nos locais mais profundos; e zonas fóticas entre 0,9 m e 6 m, que representaram em torno de 23,8% da profundidade da coluna de água. Os menores valores ocorreram em locais com florescimentos de fitoplâncton e presença de ácidos húmicos pela biodegradação das macrófitas. Pacheco et al., (2010), no reservatório Acarapé do Meio, no município de Redenção/CE, com clima tropical árido e chuvas concentradas em três meses, mediram transparências médias de 0,3 m a 0,4 m em 7 pontos com profundidades médias de 1,1 m e 16 m (um único ponto), e zonas fóticas de 0,8 m a 1,1m, ou seja, aproximadamente

73% da coluna de água nos pontos de menor profundidade e apenas de 7% no ponto mais profundo.

As características de luz na coluna de água em Acauã, definidas pelas variáveis profundidade da zona eufótica e razão Zeufótica:Zmistura foram, segundo o teste de Kruskal-Wallis, diferentes entre os pontos (zona eufótica $H = 4,987$ e $p = 0,025$; Zeuf:Zmis $H = 73,033$ e $p = 0,0001$) (Apêndice A). Essa diferença reflete as diferentes profundidades dos pontos médias de 12,5 m em P1 (máxima de 14 m no início das medições e mínimos de 11 m no mês de dezembro), em P2 a profundidade foi próxima ao dobro de P1, com média de 27 m (máxima de 30 m e mínima de 26 m). A diminuição da profundidade se deve à diminuição do volume de água no açude ao longo da estiagem. A zona eufótica atingiu profundidades de 2,5 m e 3 m em P1 e de 2 e 2,5 m em P2. Considerando-se a profundidade média de P1, a zona fótica foi 20 a 25% da coluna de água e em P2, entre 9,3 a 11 %, o crescimento do fitoplâncton seria possível até as profundidades nas quais chega a radiação fotossinteticamente ativa (ESTEVES, 2011).

O reservatório apresentou, águas quentes (em torno de 27°C), oxigenada, pH básico, rica em íons (alta condutividade elétrica) e altas concentrações de nutrientes (série nitrogenada e fosfatada) e indicação de limitação por nitrogênio (NID:FRS < 13) à não limitado (NID:FRS > 50) (Tabela 7).

Tabela 7: Valores mínimos, médios±SD (desvio padrão) e máximos das variáveis abióticas e clorofila-a (Clo-a) nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), nos pontos P1(*) e P2 (**), no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

Variáveis	Superfície			Zeufótica			Zafótica		
	Min	X±SD	Max	Min	X±SD	Max	Min	X±SD	Max
T (°C)	26,72*	26,7±0,09*	27,02*	26,4*	26,6±0,22*	27,11*	26,58*	26,7±0,18*	27,13*
	26,75**	27,05±0,59**	28,53**	26,7**	26,7±0,05**	26,89**	26,53**	26,6±0,27**	27,56**
pH	8,0*	8,5±0,24*	8,9*	8,1*	8,4±0,2*	8,8*	7,9*	8,3±0,24*	8,8*
	8,27**	8,6±0,20**	9,03**	8,04**	8,3±0,22	8,85**	7,87**	8,26±0,20**	8,74**
O. D. (mg.L ⁻¹)	5,4*	7,4±1,19*	9,8*	4,3*	6,6±1,4*	9,6*	0,8*	5,0±1,8*	7,6*
	4,7**	7,5±1,67**	9,9**	3,0**	5,8±1,8**	9,0**	2,0**	4,9±1,72**	7,9**
C.E. (µS/cm)	920*	1069 ±60,3*	1119*	911*	1069±65,1*	1126*	919*	1071±63*	1123*
	916**	1068 ±61,6**	1116**	912,3**	1069±62,3**	1119**	925**	1071,5±60,8**	1127**
N-NO ₃ ⁻ (µg.L ⁻¹)	2,78*	23,9±10,3*	44,37*	4,92*	24,54±8,8*	41,07*	9,09*	27,8±8,3*	40,36*
	3,77**	24,37±10,4**	53,21**	3,06**	24,97±12**	55,63**	2,34**	23,69±813,3**	50,63**
N-NO ₂ ⁻¹ (µg.L ⁻¹)	0,22*	0,60±0,26*	1,06*	0,22*	0,45±0,22*	0,78*	0,22*	0,53±0,27*	1,06*
	0,22**	0,50±0,25**	1,06**	0,22**	0,48±0,22**	0,78**	0,22**	0,52±0,3**	1,06**
N-NH ₄ (µg.L ⁻¹)	22*	38,0±17,4*	86*	15*	33±15*	61*	17*	32±15*	79*
	13**	24,5±9,7**	44**	8**	33,11±15,6**	65**	14**	35,22±14,5**	60**
NID	2,02*	4,12±1,8*	8,66*	1,71*	3,67±1,5*	6,89*	2,38*	4,14±1,4*	8,51*
	1,57**	3,05±0,82**	4,66**	1,56**	3,82±1,5**	6,93**	1,97**	4,06±1,3**	6,55**
P-Total (µg.L ⁻¹)	65*	75,3±9,0*	103,3*	66,7*	75,2±5,6*	83,3*	66,7*	80±11,4*	108,3*
	65**	72,6±5,3**	83,4**	65**	74,22±6,82**	86,7**	68,4**	76,4±7,04**	93,4**
P-orto (µg.L ⁻¹)	1,3*	13,8±8,7*	26,3*	1,3*	14,8±8,4*	29,7*	3,0*	20,7±12,7*	51,3*
	3**	13,8±8,4**	29,7**	4,7**	16,4±9,10**	34,7**	11,33**	20,06±8,02**	41,33**
NID:FRS	5,28*	19,71±15,1*	54,03*	4,77*	19,02±18,7*	76,97*	3,38*	14,17±9,7*	37,32*
	5,22**	15,04±11,1**	43,08**	3,83**	14,40±10,9**	43,26**	4,75**	10,54±5,9**	21,17**
Clo-a (µg.L ⁻¹)	30,7*	49,8±13,6*	80,7*	32,8*	48,6±11,8*	73,6*	28,2*	45,1±14,4*	83,6*
	28,7**	47,01±12,4**	71,97**	32,03**	51,95±18,5**	97,34**	30,4**	46,07±14,5**	86,7**

As variáveis apresentadas na Tabela 7 foram submetidas ao teste de Kruskal-Wallis que evidenciou ausência de diferenças significativas entre os pontos, porém em P1 as variáveis pH e oxigênio dissolvido foram espacialmente diferentes (pH - H = 7,343 e p = 0,025; OD - H = 13,521 e p = 0,001) entre as profundidades (p < 0,05) superfície e Zafótica; e no ponto P2 as variáveis pH e oxigênio dissolvido foram espacialmente diferentes (pH - H = 18,09 e p = 0,0001; OD - H = 13,881 e p = 0,001) entre as profundidades (p < 0,05) superfície - Zeufótica e superfície - Zafótica, assim com as variáveis temperatura (H = 6,228 e p = 0,044), amônia - NH₄-N (H = 6,693 e p = 0,035) e NID - fração molar de nitrogênio inorgânico dissolvido (H = 6,360 e p = 0,041) que foram significativamente diferentes entre as profundidades superfície e Zafótica. Temporalmente, ao longo das 16 semanas, no ponto P1 todas as variáveis foram significativamente diferentes (p < 0,05), já no ponto P2 apenas as variáveis pH, amônia e NID não foram temporalmente, significativamente diferentes (p > 0,05) (Tabela 8).

Tabela 8: Resumo do teste Kruskal-Wallis realizado com as variáveis abióticas nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012. * diferença significativa (p < 0,05)

Variáveis	Pontos (P1 e P2)	Profundidades (superfície, Zeuf e zafó)	Período amostral (semanal)
Temp	H 0,967 (p 0,325)	P1 H 1,758 (p 0,415) P2 H 6,228 (p 0,044)*	P1 H 33,659 (p 0,003)* P2 H 31,614 (p 0,007)*
Z _{euf}	H 4,987(p 0,025)*		
Z _{euf} /Z _{mis}	H 73,033 (p 0,0001)*		
pH	H 0,497 (p 0,480)	P1 H 7,343 (p 0,025)* P2 H 18,09 (p 0,0001)*	P1H 28,756 (p 0,017)* P2H 24,82 (p 0,052)
C.E	H 0,444 (p 0,504)	P1H 0,030 (p 0,984) P2 H 0,534 (p 0,765)	P1H 43,654 (p 0,0001)* P2H 45,043 (p 0,001)*
OD	H 0,397 (p 0,528)	P1H 13,521 (p 0,001)* P2H 13,881(p 0,001)*	P1H 25,917(p 0,038)* P2H 29,780 (p 0,012)*
PT	H 0,596 (p 0,440)	P1H 2,285 (p 0,318) P2H 2,514 (p 0,284)	P1H 40,523 (p 0,0004)* P2H 38,964 (p 0,0006)*
FRS	H 0,376 (p 0,539)	P1H 2,848 (p 0,240) P2H 3,514 (p 0,172)	P1H 33,824 (p 0,003)* P2H 38,520 (p 0,0008)*
NO ₂	H 0,319 (p 0,571)	P1H 2,625(p 0,269) P2H 0,044 (p 0,978)	P1H 30,516 (p 0,010)* P2H 41,207 (p 0,0003)*
NO ₃	H 0,017 (p 0,895)	P1H 1,028 (p 0,598) P2H 0,242 (p 0,885)	P1H 36,001 (p 0,001)* P2H 35,283 (p 0,002)*
NH ₄	H 1,455 (p 0,227)	P1H 1,163 (p 0,559) P2H 6,693 (p 0,035)*	P1H 36,469 (p 0,001)* P2H 24,334 (p 0,059)
NID	H 0,632 (p 0,426)	P1H 1,058 (p 0,589) P2H 6,360 (p 0,0416)*	P1H 38,321 (p 0,0008)* P2H 24,781 (p 0,053)
NID:FRS	H 1,898 (p 0,168)	P1H 1,193 (p 0,550) P2H 1,357 (p 0,507)	P1H 39,635 (p 0,0005)* P2H 36,588 (p 0,001)*

A análise de correspondência canônica (Tabela 9) apontou autovalores para os dois primeiros eixos de 0,027 e 0,013, respectivamente. O teste de Monte Carlo foi significativo ($p < 0,01$), indicando que não ocorreu ordenação ao acaso. O módulo “*forward selection*” discriminou as variáveis estatisticamente significativas Zeufótica, razão Zeuf:Zmis, fósforo reativo solúvel (FRS), condutividade elétrica (CE), pH, nitrato N-NO₃, oxigênio dissolvido (OD). Os coeficientes canônicos e as correlações “intra-set” mostraram que Zeufótica, nitrato N-NO₃⁻, fósforo reativo solúvel (FRS), foram ordenados no lado positivo do eixo 1 e pH, no lado negativo desse eixo. Já as variáveis condutividade elétrica (CE) e oxigênio dissolvido (OD) no lado positivo do eixo 2 e no lado negativo razão Zeuf:Zmis.

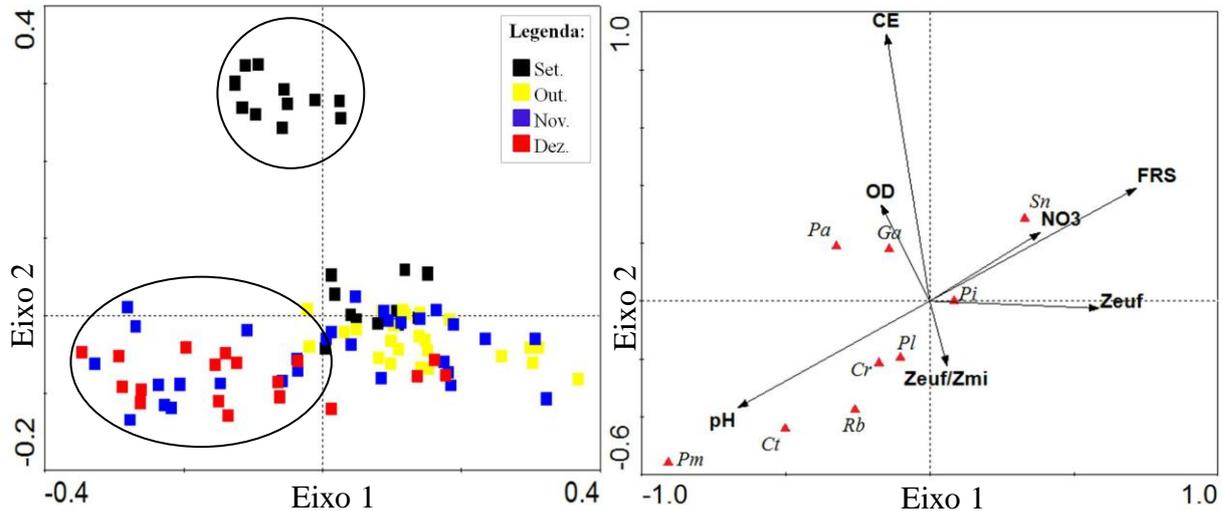
Tabela 9: Resumo estatístico e coeficientes de correlação entre as (9) espécies que contribuíram com $\geq 5\%$ para a densidade total da comunidade de cianobactérias e as variáveis abióticas significativas nos dois primeiros eixos da ACC, nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,027	0,013
Variância acumulada dos dados bióticos - espécies (%)	32,0	47,7
Variância acumulada da relação espécies-ambiente (%)	63,2	94,2
Correlação espécies-ambiente	0,763	0,747
Teste de Monte Carlo	0,01	
Significância do primeiro eixo canônico - p	0,001	
Significância de todos os eixos canônicos - p	0,001	

	Coeficiente Canônico		Correlação intra-set	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Zeuf	0,44	-0,01	0,58	-0,02
Zeuf:Zmis	0,04	-0,16	0,06	-0,22
Ph	-0,50	-0,27	-0,66	-0,36
CE	-0,11	0,69	-0,15	0,92
OD	-0,12	0,24	-0,16	0,33
FRS	0,54	0,29	0,71	0,39
Nitrato	0,29	0,17	0,38	0,23

A análise de correspondência canônica (ACC) segregou sensivelmente dois grupos ao longo do período amostral, um pequeno agrupamento foi evidenciado na análise referindo-se as duas primeiras semanas (Apêndice B) caracterizadas por menores valores de condutividade elétrica (CE); e um segundo grupo referente aos meses de novembro e dezembro no gradiente temporal, inversamente proporcional às concentrações de fósforo reativo solúvel - FRS cujas concentrações diminuíram da 12^a a 16^a semana (Figura 5).

Figura 5. Ordenação da ACC entre as espécies *C. raciborskii* (Cr), *C. tropicalis* (Ct), *G. amphibium* (Ga), *P. limnetica* (Pl), *P. agardhii* (Pa), *P. isothrix* (Pi), *P. mucicola* (Pm), *R. brookii* (Rb) e *S. nidulans* (Sn) e as variáveis abióticas significativas nos dois primeiros eixos da ACC, nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.



A biomassa da comunidade de cianobactérias foi expressivamente composta pelas contribuições de basicamente três espécies *Planktothrix agardhii*, *Planktothrix isothrix* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, que em conjunto contribuíram com cerca de 80% para a biomassa total em toda a coluna d'água (superfície e zonas eufótica e afótica).

Lins (2011) trabalhando em Acauã, entre os anos de 2007-2009, destacou maior desenvolvimento destas espécies *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, nos meses secos, em condições de elevadas temperatura da água e condutividade elétrica e pH básico. A alternância nas relações de abundância entre as duas espécies dominantes (*Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*) no reservatório Acarapé do Meio, Ceará (PACHECO, 2010), foi também verificado por Costa et al., (2009), nos reservatórios Armando Ribeiro e Passagem das Traíras no Rio Grande do Norte, ambos com florações duradouras dessas espécies. Para explicar as causas dessa dinâmica sob condições físicas e químicas semelhantes os autores citam que outras características relacionadas com as especificidades fisiológicas devem interagir influenciando a coexistência e a dominância dessas espécies sobre outros organismos menos adaptados a essas condições.

A espécie *Planktothrix isothrix* é tolerante a altas temperaturas e baixas condições de luminosidade. Sendo bastante sensível a descargas rápidas de água e contínuos eventos de mistura (turbulência). Estudo realizado por Almeida (2008), no lago Catalão (Amazônia), mostrou dominância de *Planktothrix isothrix* (3×10^4 ind/ml), no ponto de menor valor de

transparência, alta condutividade elétrica e temperatura média de 30°C, condições favoráveis ao desenvolvimento desta espécie

Planktothrix agardhii é reconhecida por ser tolerante às condições de alta turbulência ambiental (REYNOLDS et al., 2002); a forma cilíndrica da espécie e a presença de vesículas gasosas (aerótopos) lhe conferem vantagens adaptativas ao permitir manter-se flutuando na superfície da água, mesmo sob forte intensidade de fluxo hidráulico; esses aerótopos permitem que se situem nas profundidades mais apropriadas de luz e de sobrevivência. A espécie *C. raciborskii* foi a terceira abundante em biomassa, durante todo o período de estudo refletindo, historicamente, as condições eutróficas do reservatório Acauã, com águas quentes e túrbidas durante o ano todo. Segundo Padišák e Reynolds (1998) e Reynolds et al., (2002) esta espécie é muito bem adaptada a ambientes quentes e misturados, com grande tolerância a condições de pouca intensidade luminosa, sendo constantemente dominante em ambientes eutróficos com elevada turbidez. Segundo Pádisak (1997), o sucesso ecológico de *C. raciborskii* está diretamente relacionado a fatores como: capacidade de migração na coluna d'água, devido à presença de aerótopos, tolerância à baixa luminosidade, habilidade em utilizar fontes internas de fósforo, alta afinidade com fósforo e amônio, capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e etc. Ao acompanhar a variação sazonal de *C. raciborskii*, Souza et al., (1998) no braço Rio Pequeno da Represa Billings, concluíram que o seu desenvolvimento foi favorecido, por valores elevados de temperatura da água, do pH e da concentração de OD.

A coexistência de *C. raciborskii* com outras espécies ocorre pelos tricomas serem alongados e finos, não promovendo sombreamento, permitindo dessa forma o desenvolvimento de outras espécies de cianobactérias (TUCCI, SANT'ANNA, 2003). Essa mesma formação foi registrada em nove dos 19 reservatórios analisados por Aragão (2011) dos quais 12 apresentaram florações com *Chroococcus* sp., *C. raciborskii*, *D. maximum*, *D. torques-reginae* (Komárek) Wacklin, Hoffmann et Komárek, *Dolichospermum* sp, *G. amphibium*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis novacekii*, *M. panniformis*, *M. protocystis*, *Microcystis* sp., *Oscillatoria* sp., *Planktothrix agardhii*, *P. isothrix*, *Pseudanabaena catenata*, *P. papillaterminata*, *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* e *Spirulina major*, as quais apresentam densidade e biomassa, a partir de 10^7 cel.mL⁻¹ e 10^2 mg.L⁻¹, respectivamente.

7. CONCLUSÃO

Acauã apresentou águas com características limnológicas de ambientes eutrofizados, com altas temperaturas, baixa disponibilidade de luz e elevada concentração de nutrientes e biomassa algal. A comunidade fitoplanctônica foi dominada por cianobactérias e alta biomassa, sendo expressivamente representadas por espécies com históricos de produtoras de toxinas. As espécies dominantes foram classificadas como R estrategistas que co-existiram por longos períodos, sendo as espécies selecionadas por condições de pouca luz, elevada concentração de nutrientes, temperatura e pH, sustentando a alta biomassa das cianobactérias.

Em Acauã os atributos morfológicos e ecológicos do fitoplâncton refletiram as condições eutróficas do sistema. Segundo Reynolds (1984) ambientes enriquecidos por nutrientes mostram uma grande dominância de cianobactérias filamentosas ou coloniais e esses padrões são atribuídos a grande diversidade de causas, entre elas a habilidade desses organismos crescerem em ambientes limitados por luz (SCHEFFER et al., 1997). Além disso, a baixa razão $Z_{eu}:Z_{mis} \leq 0,5$ podem juntamente com os elevados valores de NID e FSR, ter contribuído para a constante dominância de cianobactérias filamentosas, R estrategistas, dotadas de tamanho e volume celular grande ($MDL > 50 \mu m$ e volume celular $\geq 10^2 \mu m^3$). Espécies com elevado volume crescem lentamente, mas sua alta relação superfície/volume confere uma maior tolerância a condições limitantes de luz (NASELLI-FLORES, 2003; BARONE, 2007).

A dinâmica vertical das cianobactérias mostrou que, muito provavelmente, a disponibilidade de luz na coluna de água, não seja o fator limitante com maior influência sobre a dinâmica das cianobactérias no reservatório, visto que se distribuíram até a zona afótica. As espécies abundantes que em conjunto dominaram são morfo-fisiologicamente adaptadas às condições de pouca intensidade luminosa, o que lhes confere vantagens sobre demais organismos fitoplanctônicos menos adaptados a essa condição.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, F.F. Fitoplankton de um lago de inundação amazônico (Lago Catalão- Amazonas-Brasil): Estrutura da Comunidade, Flutuações espaciais e temporais. Pós graduação em Biologia tropical e Recursos Naturais. Universidade Federal do Amazonas. 2008

ALVES-DE-SOUZA, C.; MARIÂNGELA, M. & HUSZAR, V. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. Acta bot. bras. vol. 20(3), p. 701-708. 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION-APHA Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. Washington, APHA/WEF/AWWA, 2005.

ARAGÃO, N.K.C.V. Taxonomia, Distribuição, e quantificação de populações de cianobactérias em reservatórios do estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil). Dissertação. Programa de Pós graduação em Botânica (PPGB). Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2011.

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. 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.

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.

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.

BECKER, V.; CARDOSO, L. S.; MOTTA MARQUES, D. Development of *Anabaena* Bory ex Bornet ; Flahault (Cyanobacteria) blooms in a shallow, subtropical lake in southern Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 16, n. 4, p. 306-317. 2004.

BICUDO, C. E. M. ; MENEZES, M. Gêneros de algas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. 2.ed. 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.

BRASIL, 2005 – RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005.

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.

BRITO, W.O.; Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos na piscicultura: O caso do reservatório Acauã-PB. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Engenharia em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande/UFCG, 2008.

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20: 285-297.

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.

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

CARMICHAEL, W. W.; 1992. Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins. *Journal*.

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 fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, v. 109, n. 7, p. 663-668. 2001.

CHELLAPPA, N.T.; COSTA, M.A.M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecologica*, 24: S3–S10, 2003.

CHELLAPPA, N.T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, V. 51, n. 4, p. 833-841, 2008.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon, 1999, 416 p.

COLE, G. Textbook of limnology. 3 ed. London: The C.V. Mosby Co. 436 p. 1983.

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.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; SANT'ANNA, E. M. E., 2009. dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do rio grande do norte. *Oecol. Bras.*, 13(2): 382-401.

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

ESTEVES, 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, Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Centro de Ciência e Tecnologia/UEPB, 2012.

HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C. D. (Ed). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge; Cambridge University Press. 1988. ch. 5,p.175-226.

HECKY, R. & KLING, H. J. Phytoplankton ecology of the great lakes in the rift valleys of central Africa. Arch. Hydrobiol. v. 25, p. 197-228. 1987.

HILL, B.H.; HERLIHY, A.T.; KAUFMANN, P.R.; STEVENSON, R.J.; MCCORMICK, F.H. & JOHNSON, B. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. Journal of the North American Benthological Society, 19 (1), p. 50–67, 2000.

HUSZAR, V. L. M. & SILVA, Lúcia H. S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: Cinco Décadas de Estudos, Limnotemas No. 2 Sociedade Brasileira de Limnologia, UFRJ - Rio de Janeiro, 1999.

HUSZAR, V.L.M. 2000. Fitoplancton. 91-104 pp. In:Bozelle, R.L;ESTEVES, F.A; ROLAND, F. Lago batata. Impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro. Instituto de Biologia. SBL, 342 p.

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.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento da água. Campinas-SP: ed Átomo. 3^a ed 2010.

LIMA, S.M.S. Comunidade Fitoplanctônica de dois reservatórios eutrofizados do semiárido Paraibano. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). CTRN. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 116p, 2012.

LIRA, G. A. S. T.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ARAÚJO, E. L. Comunidade fitoplanctônica e aspectos ecológicos de dois reservatórios eutróficos do nordeste do Brasil. In: Moura, A.N.; Araújo, E.L.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Pimentel, R.M.M.P.; Albuquerque, U.P. (eds.). Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, ecologia e manejo. Nuppea. 1^aed. p.145-168. 2010.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios Y esteros de la zona central de Chile. Rev. Biol. Mar., v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LUND, J. W. G; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algae numbers and the statistical basis of estimation by counting. Hydrobiologia, n.11, p.143-170, 1958.

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, D. R. G. Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatório 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. 10^o ed. Prentice-Hall, 624 p. 2010.

MARGALEF, R. Limnologia. Barcelona: Omega,1983.

MARENGO, J. A.; ALVES, L.M. BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Recursos hídricos em regiões áridas e semi-áridas. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido (INSA), 2011.440 p.

MOLICA, R.; ONODERA, H.; GARCÍA, C.; RIVAS, M.; ANDRINOLO, D.; NASCIMENTO, S.; MEGURO, H.; OSHIMA, Y.; AZEVEDO, S.; LAGOS, N. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. Phycologia, Oxford, v. 41, n. 6, p. 606-611, 2002.

MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxins and na CARDOSO, E.N. Variação espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica... 28 anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. Harmfu Algae, Amsterdam, v. 4, p. 743-753, 2005.

MOURA, A.N.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Structure of the phytoplankton in a water supply system in the state of Pernambuco – Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba, v. 50, n. 4, p. 645-654 2007a.

MOURA, A. N.; ARAÚJO, M. K. C.; SORIANO, H. B. O.; LIRA, G. A. S. T.; NASCIMENTO, E. C. Cianobactérias planctônicas em reservatório eutrófico do estado de Pernambuco. In: Moura, A.N.; Araújo, E.L.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Pimentel, R.M.M.P.; Albuquerque, U.P. (eds.). Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, ecologia e manejo. Nuppea. 1^aed. p.115-143. 2011.

MOURA, A.N; DANTAS, E.W. OLIVEIRA, H.S.B. BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 2011.

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Pluriannual morphological variability of phytoplankton in a highly productive Mediterranean reservoir (Lake Arancio, Southwestern Sicily). *Hydrobiologia*, n. 578, p. 87–95, 2007.

OLIVEIRA, H.S.B; MOURA A.N. Cianobactérias: um problema para os reservatórios de abastecimento público. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.

PACHECO, J.P et al. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology based approach. *Hidrobiologia*. V.646. n1. mar 2010.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. Selection of phytoplankton association in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, vol. 384, p. 41-53. 1998

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS NA PARAÍBA - PERH 2006. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/perh/pdf/paginas_iniciais.pdfPERH/PB- >, Acesso em 23de fev de 2013.

PANOSSO, R.F.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; ATTAYDE, J.L.; CUNHA, S.R.S. & GOMES, F.C.F. 2007. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*. 11: 433-449.

REYNOLDS, C. S. Plankton periodicity: the interactions of form, functional and environmental variability. *Freshwater Biology*, v. 14, p. 111-142, 1984.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

REYNOLDS, C. S. *Vegetation Processes in the Pelagic: A model for ecosystem theory*. Germany: Ecology Institute, 1997.

ROS, J. *Práticas de ecologia*. Barcelona: Editorial Omega, 1979.

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.

SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contributions to the knowledge of toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71: 359-385.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Rio de Janeiro. Interciência. São Paulo. Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006.

SCHEFFER, M.; RINALDI, S.; GRAGNANI, A.; MUR, L. R.; VAN NES, E. H. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, v. 78, n. 1, p. 272-282, 1997.

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.

SIEBURTH, J.M.C.N.; SMETACEK, V.; LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions *Limnology and Oceanography*, 23:1256-1263. 1978.

STRASKABA, M.; TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento e qualidade da água de represas. Editora ILEC- IIE, 2000; 280 p.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; ALBERTE, S. M., Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal, p. 19-37. In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1997, 387p.

TUNDISI, J. G. . Água no século XXI: enfrentando a escassez. 1. ed. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2003. v. 1. 248p .

TUNDISI, J. G. ; MATSUMURA-TUNDISI, T. . Recursos hídricos no Séclo XXI. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2011. 328 pp.

TUNDISI, J.G. Distribuição espacial, sequencia temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores . *Ver . Brasil. Biol*, 1990, v 50, n.4, p 937-955.

TUNDISI, J. G. . Key factors of reservoir functioning and geographical aspects of reservoir limnology: chairman's overview. *Arch Hydrobiol Beil Ergebn Limnol*, Alemanha, v. 33, p. 645-646, 1990a.

TUNDISI, J. G. . Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Rev Bras Biol*, Rio de Janeiro, v. 50, n.4, p. 937-955, 1990b.

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

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE D. S.; ROCHA, O. & STARLING, F. 2006. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. Pp. 203-240. *In: A. da C. Rebouças; B. Braga & J.G. Tundisi (Org.). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.* 3 ed. São Paulo - SP: Escrituras Editora.703p.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* n. 9, p. 1-38, 1958.

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.P.P.B. Água doce no semiárido. In: Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. Org. REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Editora Escritura, 2002. Pag.481 – 505.

WETZEL, C. E.; LOBO, E. A.; OLIVEIRA, M. A.; BES, D. & HERMANY, G. Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos rios Pardo e Pardinho, bacia hidrográfica do rio Pardo, RS, Brasil: resultados preliminares. Caderno de Pesquisa Sér. Bio., Santa Cruz do Sul, v. 14, n. 2, p. 17-38. 2002.

WETZEL, R.G; LIKENS, .E. 1991. Limnological analyses, 2º Edit. Springer – Verlag, New York, 391 pag.

APÊNDICE A:

Resumo do teste Kruskal-Wallis realizado com as variáveis abióticas e bióticas nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

Variáveis	Pontos (P1 e P2)	Profundidades (superfície, Zeuf e zafó)	Período amostral (senamal)
Temp	H 0,967 (p 0,325)	P1 H 1,758 (p 0,415) P2 H 6,228 (p 0,044)*	P1 H 33,659 (p 0,003)* P2 H 31,614 (p 0,007)*
Z_{euf}	H 4,987(p 0,025)*		
Z_{euf}/Z_{mis}	H 73,033 (p 0,0001)*		
Ph	H 0,497 (p 0,480)	P1 H 7,343 (p 0,025)* P2 H 18,09 (p 0,0001)*	P1H 28,756 (p 0,017)* P2H 24,82 (p 0,052)
C.E	H 0,444 (p 0,504)	P1H 0,030 (p 0,984) P2 H 0,534 (p 0,765)	P1H 43,654 (p 0,0001)* P2H 45,043 (p 0,001)*
OD	H 0,397 (p 0,528)	P1H 13,521 (p 0,001)* P2H 13,881(p 0,001)*	P1H 25,917(p 0,038)* P2H 29,780 (p 0,012)*
PT	H 0,596 (p 0,440)	P1H 2,285 (p 0,318) P2H 2,514 (p 0,284)	P1H 40,523 (p 0,0004)* P2H 38,964 (p 0,0006)*
FRS	H 0,376 (p 0,539)	P1H 2,848 (p 0,240) P2H 3,514 (p 0,172)	P1H 33,824 (p 0,003)* P2H 38,520 (p 0,0008)*
NO ₂	H 0,319 (p 0,571)	P1H 2,625(p 0,269) P2H 0,044 (p 0,978)	P1H 30,516 (p 0,010)* P2H 41,207 (p 0,0003)*
NO ₃	H 0,017 (p 0,895)	P1H 1,028 (p 0,598) P2H 0,242 (p 0,885)	P1H 36,001 (p 0,001)* P2H 35,283 (p 0,002)*
NH ₄	H 1,455 (p 0,227)	P1H 1,163 (p 0,559) P2H 6,693 (p 0,035)*	P1H 36,469 (p 0,001)* P2H 24,334 (p 0,059)
NID	H 0,632 (p 0,426)	P1H 1,058 (p 0,589) P2H 6,360 (p 0,0416)*	P1H 38,321 (p 0,0008)* P2H 24,781 (p 0,053)
NID:FRS	H 1,898 (p 0,168)	P1H 1,193 (p 0,550) P2H 1,357 (p 0,507)	P1H 39,635 (p 0,0005)* P2H 36,588 (p 0,001)*
Clo- <i>a</i>	H 0,020 (p 0,886)	P1H 1,497 (p 0,473) P2H 0,958 (p 0,619)	P1H 35,155 (p 0,002) P2H 43,377 (p 0,0001)
Densidade total	H 0,206 (p 0,649)	P1H 8,887 (p 0,011)* P2H 10,745 (p 0,004)*	P1H 25,659 (p 0,041)* P2H 25,612 (p 0,042)*
Biovolume total	H 3,842 (p 0,005)*	P1H 8,938 (p 0,011)* P2H 10,660 (p 0,0048)*	P1H 21,261 (p 0,128) P2H 15,734 (p 0,399)

APÊNDICE B:

Ordenação da análise de correlação canônica (ACC) das variáveis abióticas nos dois primeiros eixos, nos pontos P1 e P2, nas três profundidades (superfície, Zeufótica e Zafótica), ao longo das 16 semanas, no Reservatório Argemiro de Figueiredo - Acauã, entre setembro e dezembro/2012.

