



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA – UEPB

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA
E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

KATHYÚCIA CÂMARA TORQUATO

**OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DA PARAÍBA**

**Campina Grande - PB
2012**

KATHYÚCIA CÂMARA TORQUATO

**OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DA PARAÍBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, como pré-requisito para obtenção do grau de mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Orientador: Profº. Dr. José Etham de
Lucena Barbosa**

**Campina Grande- PB
2012**

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

T687o Torquato, Kathyúcia Câmara.
Ocorrências de cianobactérias em reservatórios de bacias hidrográficas do Estado da Paraíba [manuscrito]. / Kathyúcia Câmara Torquato. – 2012.
61 f. : il.

Digitado
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

“Orientação: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde”.

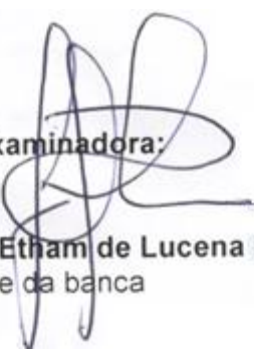
1. Eutrofização. 2. Cianobactérias. 3. Açudes. 4. Semiárido.
I. Título.

22. ed. CDD 363.739 4

KATHYÚCIA CÂMARA TORQUATO

**OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS DE BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DA PARAÍBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, como pré-requisito para obtenção do grau de mestre.



Banca Examinadora:

Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Presidente da banca



Dr. Renato de Medeiros Rocha
Membro da banca



Dr.ª Dilma Maria de Brito Melo Trovão
Membro da banca

Aprovada em: 28/02/2012

Dedico este trabalho a minha mãe e meu esposo, pessoas que me ajudaram com paciência, carinho e compreensão, demonstrando que a superação nos momentos difíceis vale a pena por estarmos ao lado de quem realmente se importa com nosso sucesso. Preciso de vocês comigo, sempre!

AGRADECIMENTOS

Ao verdadeiro mestre dos mestres, Jesus, pelo dom da vida, por todo aprendizado e compreensão de que viver é uma experiência única e breve e, sendo assim, perceber a importância de reconhecer minhas limitações e aproveitar cada lágrima, sorriso, sucesso e fracasso como uma oportunidade preciosa de crescer.

Aos meus pais Silvan Ferreira Torquato (*in memoriam*) e minha mãe Janira Câmara Torquato, que construíram tudo que sou, pela educação baseada em princípios de honestidade, lealdade e respeito, e por me ensinar que, mesmo num mundo cercado de tanta iniquidade, vale a pena acreditar na justiça de quem sabe fazer justiça. Obrigado pela vida e confiança! “Como é grande o meu amor por vocês.”

Um agradecimento todo especial teço ao meu esposo, Ket Jeffson Vasconcelos Leitão, presente de Deus em minha vida, pela presença consubstanciada em companheirismo genuíno; pelo amor; pela paciência; por crer na concretização deste trabalho e no meu potencial; por todos os dias me estimular sem nunca vacilar; e também por me apoiar integralmente e me ajudar, com dedicação “*sui generis*” na construção deste trabalho, constituindo um verdadeiro trabalho de equipe. Meu amor, obrigado por me dar força quando me faltou, coragem para enfrentar os obstáculos aparentemente intransponíveis, e me ajudar a conquistar este título! Amo você!

Aos meus irmãos, Anuska, Alisson e Silvana, minha sobrinha Isabel, meus cunhados Reinaldo e Rodrigo, minhas primas irmãs Célia e Surama, obrigada por estarem presente em minha vida!

À minha amiga e irmã Márcia, por escutar tantas vezes meus desabafos e me dar força para suportar a jornada tão dura, acreditando que Deus sabe todas as coisas e que, no fim, se ri de tudo que se chorou. Minha irmã do coração, obrigada!

Às minhas amigas Morgana, Acsa e Didida, por estarem sempre torcendo e orando para que tudo dê certo em minha vida. Obrigada! Tá dando tudo certo.

Aos colegas de mestrado, em especial à Silvana, Renata, Neto, Paulo, e Elaine, pela ajuda direta ou indireta neste trabalho.

Ao professor Etham, por me abrir os olhos para, verdadeiramente, enxergar o que está à minha frente. Certamente, depois desse mestrado, sou uma nova pessoa e profissional. Obrigada pelos ensinamentos!

À Janiele, pela colaboração na etapa final deste trabalho. Obrigada!

À professora Beatriz Ceballos, professora e amiga, exemplo de profissional, por acreditar em mim incondicionalmente; pelas correções pertinentes em minha qualificação; e por me ajudar a tomar, sempre, a decisão mais acertada em meio às situações tão difíceis. Obrigada, Bia! Sentirei saudades!

A Jandeson, pela disponibilidade de ajuda quando mais precisei, por todo ensinamento e orientação fundamental na minha qualificação. Jandeson, muito obrigada! Aprendi muito com suas orientações.

A tantas outras pessoas que não especifiquei aqui, mas que não deixam de serem especiais, pois tenho certeza que creram em mim e torceram para que eu chegasse onde cheguei. Obrigada, gente!

À UEPB e ao MCTA, pela oportunidade!

À CAPES, pelo apoio financeiro, imprescindível para construção do conhecimento que hoje tenho e carrego para o resto de minha vida. Obrigada!

“Tudo o que um sonho precisa para ser realizado é alguém que acredite que ele possa ser realizado.”

Roberto Shinyashiki

“Seu sono pode ter sido arrancado, mas, ironicamente, foram despertados todos os seus sonhos.”

Ket Jeffson

TORQUATO, K.C. Ocorrência de cianobactérias em reservatórios de bacias hidrográficas do Estado da Paraíba Dissertação de mestrado apresentada ao Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental. 2012

RESUMO

O agravamento do processo de degradação ambiental tem restringido cada vez mais o acesso a recursos naturais de qualidade, sobretudo em relação à água com características idôneas à potabilidade. Áreas geográficas específicas, como as regiões semiáridas nordestinas, têm seus já poucos recursos hídricos impactados pelo desequilíbrio de ordem antrópica. Em função desse impacto humano e da própria dinâmica climática, ocorre um incremento nos níveis de fósforo e nitrogênio dentro dos ambientes aquáticos, que resulta no que chamamos de eutrofização. O processo aludido tem como produto mais danoso a multiplicação de organismos indesejáveis, sobretudo cianobactérias potencialmente tóxicas. Esse desequilíbrio populacional no fitoplâncton acarreta na produção de substâncias potencialmente tóxicas: as cianotoxinas. Tais toxinas podem ser assimiladas pelos seres humanos através do consumo de animais integrantes de uma cadeia trófica contaminada ou através do consumo de água de ambientes contaminados. Dentro desse contexto, o presente estudo se propõe a uma análise dos principais mananciais de abastecimento público do Estado da Paraíba, com o objetivo de verificar a qualidade da água de acordo com padrões de potabilidade requeridos no que concerne às cianotoxinas. Foram realizadas coletas no ano de 2008 nos períodos de seca (janeiro a abril) e chuva (maio a julho), na região lacustre (subsuperfície) de vinte e três reservatórios do Estado da Paraíba, sendo divididos em cinco bacias hidrográficas (Rio Piranhas, Paraíba, Taperoá, Mamanguape, e Gramame). A temperatura da água e o oxigênio apresentaram-se elevados em todos os reservatórios, nos dois períodos de estudo. A alcalinidade, no período seco, apresentou diferenças significativas ao longo das bacias hidrográficas; já no período de chuvas, os valores desse parâmetro decaíram. O nitrogênio inorgânico total, no período seco, apresentou valor abaixo da média observada no período de chuvas, sendo este último, relacionado à entrada deste nutriente nos reservatórios. O fósforo solúvel reativo apresentou concentrações médias muito semelhantes nos dois

períodos; já o fósforo total apresentou concentração mais elevada no período de chuvas que no período seco. A comunidade fitoplanctônica dos vinte e três reservatórios amostrados constituíram-se de 181 táxons distribuídos em 9 classes. A classe Chlorophyceae contribuiu com maior número de espécies, nos dois períodos climáticos, porém, em termos de abundância, as cianobactérias dominaram a comunidade fitoplanctônica em 16 dos 23 reservatórios amostrados, sendo o número de indivíduos superior ao limite estabelecido pela OMS. Nos dois períodos foram identificadas a presença de espécies de algas potencialmente produtoras de toxinas, sendo detectado, no período seco, microcistina em 55% dos reservatórios. Destes, apenas 15% apresentaram valores abaixo de 1 µg/L; no período de chuvas, 20% dos reservatórios apresentaram elevados valores de microcistina na água. Em todos os reservatórios deste estudo, os dados de fósforo total e nitrogênio total, revelaram ambientes eutrofizados, com ocorrências de algas potencialmente tóxicas em quase todos os corpos d'água, e com presença elevada de microcistina em 40% dos açudes, no período seco, e em 20% dos açudes, no período chuvoso, o que se faz necessário que medidas sejam tomadas no tocante a remediação destes açudes.

Palavras-chave: Eutrofização, Cianobactérias, Açudes, Semiárido.

TORQUATO, K. C. Occurrence of cyanobacteria in reservoirs and watersheds of the State of Paraíba. Dissertação de mestrado apresentada ao Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental. 2012

ABSTRACT

The aggravation of the process of environmental degradation has been restricting more and more the access to natural resources of quality, above all in relation to the water with suitable characteristics to the potability. Specific geographical areas, as the Northeastern semiarid areas, have their already scanty hydric resources impacted for the unbalance of man-made order. In function of that human impact and of the own climatic dynamics, it happens an increment inside the match levels and nitrogen of the aquatic atmospheres, that it results in what called eutrophication. The mentioned process has as more harmful product the multiplication of undesirable organisms, above all cyanobacteria potentially poisonous. That population unbalance in the phytoplankton carts in the production of substances potentially poisonous: the cyanotoxins. Such toxins can be assimilated by the human beings through the consumption of integral animals of a chain polluted foodchain or through the consumption of water of polluted atmospheres. Inside of that context, the present study if it proposes the analysis of the main springs of public provisioning of the State of Paraíba, with the objective of verifying the quality of the water in agreement with potability patterns requested in what concerns to the cyanotoxins. Collections were accomplished in the year of 2008 in the drought periods (January to April) and rain (May to July), in the lacustrine area (subsurface) of twenty-three reservoirs of the State of Paraíba, being divided in five basins hydrografics (Rio Piranhas, Paraíba, Taperoá, Mamanguape, and Gramame). The temperature of the water and the oxygen came high in all of the reservoirs, in the two study periods. The alkalinity, in the dry period presented significant differences along the basins hydrografics; already in the period of rains, the values of that parameter declined. The total inorganic nitrogen, in the dry period, presented value below the average observed in the period of rains, being this last one, related to the entrance of this nutritious one in the reservoirs. The match soluble reagent presented concentrations very similar averages in the two periods; already the total match presented higher concentration

in the period of rains that in the dry period. The phytoplankton community of the twenty-three sampled reservoirs were constituted of 181 táxons distributed in 9 classes. The class chlorophyceae contributed with larger number of species, in the two climatic periods, however, in abundance terms, the cyanobacterias dominated the phytoplankton community in 16 of the 23 sampled reservoirs, being the superior number of individuals to the established limit for WHO. In the two periods they were potentially identified the presence of species of algae producing of toxins, being detected, in the dry period, microcystin in 55% of the reservoirs. Of these, only 15% presented values below 1 µg/L; in the period of rains, 20% of the reservoirs presented high microcystin values in the water. In all of the reservoirs of this study, the data of total match and total nitrogen, they revealed eutrophicated atmospheres, with occurrences of algae potentially poisonous in almost all of the bodies of water, and with high presence of microcystin in 40% of the dams, in the dry period, and in 20% of the dams, in the rainy period, that is done necessary that measured are taken concerning of the remedial of these dams.

Key-words: Eutrophication, Cyanobacteria, Dams, Semiarid.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Bacias Hidrográficas da Paraíba.....	26
Figura 2 – Precipitação pluviométrica e volume acumulado em 23 reservatórios do Estado da Paraíba.....	31
Figura 3 – Variação da temperatura da água, oxigênio dissolvido e alcalinidade em 23 reservatórios do Estado da Paraíba.....	33
Figura 4 – Variação das concentrações de nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato em 23 reservatórios do Estado da Paraíba.....	34
Figura 5 – Diagrama de ordenação de ACP. Nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total, clorofila-a.....	35
Figura 6 – Riqueza de táxons da comunidade fitoplanctônica de 23 reservatórios do Estado da Paraíba.....	36
Figura 7 – Densidade de cianobactérias em 23 reservatórios do Estado da Paraíba.....	37
Figura 8 – Frequência de ocorrência e concentrações de microcistinas na água de 23 reservatórios do Estado da Paraíba.....	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Reservatórios estudados com suas capacidades de armazenamento e suas respectivas Bacias Hidrográficas - Paraíba.....	24
Tabela 2 - Coordenadas geográficas das Bacias Hidrográficas do estudo.....	26

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
2.1 Eutrofização e floração de cianobactérias.....	17
2.2 Cianobactérias e cianotoxinas.....	18
2.3 Cianobactérias e a saúde pública.....	20
3 METODOLOGIA.....	24
3.1 Caracterização da área de estudo.....	24
3.2 Amostragem.....	27
3.3 Análises das amostras.....	27
3.4 Tratamento estatístico.....	39
4 RESULTADOS.....	30
4.1 Caracterização limnológica dos reservatórios.....	30
4.2 Cianobactérias no Estado da Paraíba.....	36
5 DISCUSSÃO.....	39
6 CONCLUSÃO.....	44
REFERÊNCIAS.....	45
ANEXO.....	54

1 INTRODUÇÃO

A temática dos impactos antrópicos tem crescido em relevância nos últimos anos, redundando, sobretudo a partir de 1970, no fomento de estudos científicos e em pressão sobre os órgãos governamentais frente à possibilidade de finitude dos recursos naturais, notadamente da água (VILLELA et al., 2011). Dentro dessa perspectiva do risco de esgotamento dos recursos hídricos, tem-se buscado alternativas sustentáveis e regulatórias, inclusive que o ônus ambiental sobre a qualidade da água deva ser suportado pelos que exercem atividades responsáveis pelas ações poluidoras, internalizando às respectivas atividades degradantes os custos ambientais (COLLISCHONN, 2006; SILVA & PRUSKI, 2000).

Ratifica-se a perspectiva alarmante através do Segundo Informe das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos no Mundo. Esse estudo aponta alguns fatores agravantes da problemática do manejo e aproveitamento dos recursos hídricos: os equívocos em ações gerenciais, a limitação de recursos e as alterações de âmbito climático. Há estimativas de que 20% dos seres humanos do planeta não possuem acesso à água potável e 40% não dispõem de condições sanitárias básicas (UNESCO, 2006).

O fato histórico é que maioria das aglomerações humanas teve gênese em áreas que margeiam mananciais hídricos, isso porque os rios e lagos são os vetores de serviços essenciais, com relevância no que concerne à alimentação, transporte, ao abastecimento agrícola, represamento de água potável e, numa perspectiva mais atual, no uso para eliminação dos rejeitos sanitários e industriais (TUNDISI, 2003).

Indubitavelmente o mais relevante e notável impacto das aglomerações urbanas sobre os ecossistemas aquáticos é o despejo dos resíduos provenientes das atividades industriais, agrícolas ou dos rejeitos domésticos. Esses dejetos acarretam no enriquecimento do fósforo e nitrogênio da água, gerando o fenômeno conhecido como eutrofização, que tem como consequências a perda das qualidades cênicas e o desencadeamento de efeitos ecológicos em cascata, os quais reduzem a biodiversidade aquática e ativam um intenso crescimento de alguns organismos indesejáveis, como algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas (SCHINDLER, 2006).

Esse processo de eutrofização também acarreta no incremento das ocorrências de florações tóxicas de cianobactérias. Tais florações propiciam a incorporação, dentro de diferentes níveis tróficos, de elementos tóxicos denominados cianotoxinas (MAGALHÃES et al., 2001). Afora isso, outros fatores relevantes são ocasionados, como a deterioração da qualidade, gosto e odor da água; mudanças na cadeia trófica; mortandade de peixes e animais domésticos e até de seres humanos (CARMICHAEL et al., 2001; PAERL et al., 2001).

No que concerne às regiões semiáridas, os riscos oriundos da ocorrência de cianobactérias são potencializados, pois a escassez de mananciais e a precariedade e/ou ausência de tratamento nos sistemas de abastecimento favorecem a possibilidade do consumo de água em represamentos contaminados. Diante de tão grave problemática, o presente estudo tem por objetivo fazer um levantamento da ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nos reservatórios que abastecem o Estado da Paraíba e de quais seriam seus efeitos na saúde pública.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Eutrofização e florações de cianobactérias

O aumento do impacto antrópico sobre os ecossistemas aquáticos vem acelerando o processo de eutrofização, comprometendo os usos múltiplos de água dos lagos e reservatórios no Brasil e no mundo (COSTA et al., 2009). A eutrofização resulta em uma redução na diversidade de espécies em corpos d'água em todos os níveis tróficos (CODD, 2000), onde a coloração da água, a acumulação de escumas e o forte cheiro causado pelos “blooms” são os mais reveladores sinais de eutrofização dos rios, lagos e águas costeiras (IBELINGS & CHORUS, 2007). A ocorrência de florações de cianobactérias em reservatórios utilizados para abastecimento público tem sido muito frequente nos últimos anos, em todo o mundo (CODD et al., 2005; COSTA et al., 2009; IBELINGS & CHORUS, 2007).

O processo de aquecimento global poderá intensificar a formação de florações em razão do aumento da temperatura média da água em ecossistemas aquáticos, principalmente nos de países de clima temperado, o que promoverá, também, a estratificação térmica por períodos mais longos, promovendo condições propícias para a dominância de cianobactérias (PAERL & HUISMAN, 2008), pois sob determinadas condições ambientais, as cianobactérias podem se tornar a parcela dominante do fitoplâncton de lagos, reservatórios e rios (MOLICA & AZEVEDO, 2009). É o que acontece com os ecossistemas de água doce do semiárido nordestino brasileiro, que frequentemente se deparam com flutuações no nível de água, decorrente da seca, chuvas irregulares e altas temperaturas, com taxas de evaporação superando a precipitação anual (CHELLAPPA et al., 2008; TSUKAMOTO & TAKAHASHI, 2007), uma vez que uma das principais consequências da eutrofização é o aparecimento de florações (AZEVEDO et al., 2002).

O termo floração é vago e não define exatamente uma quantidade específica de células por unidade de volume. Normalmente, diz-se que há uma floração quando o número total de células passa a ser maior que a média do corpo d'água (MOLICA

& AZEVEDO, 2009). Essas florações de cianobactérias podem causar gosto e odor desagradável na água, além de alterar o equilíbrio ecológico do ecossistema aquático. No Brasil, essas florações tornam-se cada vez mais frequentes, sobretudo em mananciais utilizados para o abastecimento público conforme casos registrados nos Estados de São Paulo, Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul (CHAVES et al., 2009). No entanto, o mais grave é que certas espécies são capazes de produzir toxinas que podem ser acumuladas na rede trófica e produzir diferentes sintomas de intoxicação, atingindo conjuntos de organismos muito além da comunidade aquática (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2001).

2.2 Cianobactérias e cianotoxinas

Cianobactérias (algas verde-azuladas) são comuns habitantes do ambiente aquático e terrestre, podendo ocorrer longe da influência humana (Codd et al., 1999). A maioria das cianobactérias é de água doce, onde podem viver no plâncton e/ou no perifíton, sendo as espécies planctônicas as, particularmente, mais importantes em virtude dos problemas que podem causar nos ecossistemas aquáticos, tanto do ponto de vista ecológico, como sanitário (SANT'ANNA et al., 2006). Uma vantagem das cianobactérias está na presença de aerótopos, que possibilitam a flutuação e permanência na superfície (SANT'ANNA et al., 2006), e também na capacidade desta realizar fotossíntese em ambientes pouco adequados às células eucarióticas, pois elas são adaptadas à vida em ambientes aquáticos com grandes profundidades, devido à presença de ficocianina e ficoeritrina como seus pigmentos fotossintetizantes (CALIJURI et al., 2006).

As cianobactérias são consideradas ricas fontes de metabólitos secundários biologicamente ativos, isto, é, de compostos não utilizados por estes organismos em seu metabolismo primário, muitos dos quais, com possível potencial farmacológico (CARMICHAEL, 1992). Toxinas de cianobactérias têm sido uma grande preocupação de toxicologistas aquáticos, ultimamente, em relação à sua distribuição mundial nos ecossistemas aquáticos (FERRÃO-FILHO et al., 2002) e a ocorrência de alguns casos de envenenamento de animais selvagens e animais domésticos (CARMICHAEL, 1992). De acordo com estudos, das cepas de cianobactérias

isoladas de ecossistemas de água doce no Brasil, 82% mostraram serem produtoras de toxinas (SOARES et al., 2004).

Cianotoxinas pertencem a um grupo diverso de toxinas naturais produzidas por cianobactérias que pode ser encontrada em lagos, lagoas e rios (SILVA et al., 2010). As cianotoxinas são responsáveis pelo envenenamento de animais, causando mortalidade de peixes, pela contaminação da água potável (CARMICHAEL et al., 2001). E essa presença de cianotoxinas em mananciais de abastecimento público, tem se tornado um problema crescente no Brasil, onde existe uma preocupação, tanto dos governantes quanto da opinião pública, de que estas toxinas possam afetar a saúde humana, seja através do consumo de água contaminada, seja através do consumo de pescado (FERRÃO-FILHO et al., 2009; MAGALHÃES et al., 2001, 2003). O histórico de intoxicações por cianotoxinas concorreu para inserção de cianobactérias, à época de forma inédita em relação aos padrões internacionais, no padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria nº 518/04. Entre os parâmetros orgânicos contemplados, destacou-se a concentração máxima para microcistina -1,0 µg/L, sendo aceitável 10 µg/L em até três amostras no período de 12 meses, hepatotoxina produzida por algumas espécies de cianobactérias (VIANA-VERONEZI et al., 2009). A partir dos trabalhos realizados no Brasil, constatou-se a ocorrência de florações tóxicas em todas as regiões e que das cianotoxinas conhecidas, apenas não há registro, ainda, da ocorrência de anatoxina-a e nodularina. Porém, há uma maior predominância de florações de cianobactérias tóxicas produtoras de microcistinas e saxitoxinas, implicando em casos de intoxicação (MOLICA & AZEVEDO, 2009), razão pela qual, a microcistina é utilizada como modelo de estudo para as cianotoxinas em geral (TSUKAMOTO & TAKAHASHI, 2007), tendo em vista que ela apresenta uma ação mais lenta, e podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias (MOLICA & AZEVEDO, 2009).

São conhecidos cerca de 150 gêneros e 2.000 espécies de cianobactérias, dos quais aproximadamente 40 gêneros são descritos como produtores de cianotoxinas com o valor máximo permitido (VMP) de 1,0 µg/L (CHAVES et al., 2009; MOLICA & AZEVEDO, 2009). A produção de toxina varia entre as espécies dentro de um único gênero, e entre espécies particulares isoladas em laboratório (CODD et al, 1999).

As microcistinas são as toxinas mais comuns produzidas por alguns gêneros

de cianobactérias tais como *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Nostoc*. Existem mais de 50 tipos de microcistinas conhecidas atualmente. A microcistina-LR é a mais comum, com leucina e arginina. Estas toxinas são potentes proteína fosfatase 1 e 2A inibidores, causando promoção de tumor no fígado de animais expostos a doses subletais (FERRÃO-FILHO et al., 2002). Microcistinas são heptapeptídeos cíclicos, hepatotóxicas para os animais, com sinais exteriores de envenenamento, incluindo fraqueza, palidez, extremidades frias, respiração pesada, decúbito, vômitos, e diarreia, onde o rompimento da estrutura e função hepática ocorre com hemorragia no fígado e a morte por parada respiratória (CODD, 2000). As microcistinas possuem também a capacidade de promover tumores (CODD, 2000), já havendo registro de elevada taxa de hepatocarcinoma em certas regiões da China, onde estes estão relacionados com águas de consumo que apresentam contaminação cianobacteriana (YU, 1995). Células do fígado são particularmente suscetíveis a danos causados por microcistinas in vivo e in vitro, pois as toxinas entram na hepatócitos através do sistema de transporte de ácidos biliares dessas células (CODD, 2000).

A rota de exposição é de grande importância na determinação dos efeitos, à medida que a exposição a toxinas dissolvidas no meio causa efeitos muito menores, ou nenhuma mortalidade, quando comparadas com as mesmas doses letais aplicadas oralmente (FERRÃO-FILHO et al., 2009). As cianotoxinas são responsáveis pelos envenenamentos de animais selvagens, domésticos e de aquicultura. Para exposição humana, o consumo oral não é uma via única de exposição (CARMICHAEL et al., 2001), tendo em vista que os animais aquáticos podem ser expostos a microcistinas através do consumo de substâncias tóxicas de cianobactérias (SOARES et al., 2004). Neste contexto, com relação ao uso humano, a compreensão do impacto de cianobactérias tóxicas nos peixes comerciais e em outros organismos aquáticos é de especial preocupação (PALIKOVA et al., 2011).

2.3. Cianobactérias e a saúde pública

As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas são um fenômeno global, com sua frequência atestada em registros nacionais de diversos países,

localizados nos diversos continentes: Austrália (Oceania); China e Japão (Ásia); Bélgica, Finlândia e Reino Unido (Europa); África do Sul (África); e Canadá e Estados Unidos (América) (YOO et al., 1995).

No Brasil, prejuízos humanos com as florações de cianobactérias potencialmente tóxicas foram registrados, pela primeira vez, no ano de 1988. Trata-se do caso quantificado de contaminação ocasionada pelas cianobactérias na represa de Paulo Afonso, na Bahia: dentro de um lapso de tempo de 42 dias, foram relatados cerca de 2.000 casos de gastroenterite severa, culminando com 88 óbitos. As análises confirmaram que a água concentrada na represa possuía cianobactérias e as que suas toxinas foram responsáveis pelo incidente (TEIXEIRA et al., 1993); posteriormente, no ano de 1996, em Caruaru, Pernambuco, 65 pacientes renais faleceram em razão de uma contaminação com microcistinas na água utilizada nas sessões de hemodiálise (AZEVEDO et al., 2002; AZEVEDO, 2005; CARMICHAEL et al., 2001; MOLICA et al., 2002); houve, ainda, no ano de 2001, um episódio registrado de intoxicação de pacientes de hemodiálise no Rio de Janeiro (SOARES et al., 2006).

Estudos sobre a toxicidade de cianobactérias apontam estas como capazes de produzir vários efeitos em peixes, causando danos no fígado e rins, e também mortandade em larga escala (GLIBERT et al., 2002; MOLINA et al., 2005). Porém, outros fatores como pH e baixa concentração de oxigênio podem estar ligados com a mortandade (CHRISTOFFERSEN, 1996).

A repercussão oriunda da exposição dos casos de contaminação nacionais na mídia internacional despertou a atenção para o efeito drástico de microcistina no sangue humano, incentivando a comunidade científica brasileira para o estudo de seu impacto no meio ambiente, ecologia e saúde (KAMOGAE & HIROOKA, 2000). Além disso, os governantes se viram pressionados a estabelecer diretrizes legais que pudessem prevenir os trágicos acontecimentos.

No ano de 2000 ocorre uma regulamentação inédita, com o advento da Portaria n.º 1.469, de 20/12/2000, editada pelo Ministério da Saúde. Esse instrumento legal trazia a regulamentação para os “procedimentos e as responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano”, além dos padrões de “potabilidade e da obrigatoriedade do monitoramento de cianobactérias na zona captação em manancial superficial”. Posteriormente, tal norma foi revogada e substituída pela Portaria/GM/MS n.º 518,

de 25 de março de 2004, que abarcou toda a regulamentação anterior. Hoje, o instrumento normativo atualmente vigente é a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, que revogou a Portaria/GM/MS n.º 518 (art. 53), onde “dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”.

Do ponto vista da normatização do Ministério da Saúde, definiu-se cianobactéria como:

Micro-organismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis), capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde (art. 4º, X, da Portaria/GM/MS n.º 518/04).

De acordo com as demais definições normatizadas na Portaria nº 518/04, as cianotoxinas seriam “toxinas produzidas por cianobactérias que apresentam efeitos adversos à saúde por ingestão oral” nas quais estariam inclusas as seguintes categorias:

- a) Microcistinas - hepatotoxinas heptapeptídicas cíclicas produzidas por cianobactérias, com efeito potente de inibição de proteínas fosfatases dos tipos 1 e 2A e promotoras de tumores;
- b) Cilindrospermopsina - alcalóide guanidínico cíclico produzido por cianobactérias, inibidor de síntese protéica, predominantemente hepatotóxico, apresentando também efeitos citotóxicos nos rins, baço, coração e outros órgãos; e
- c) Saxitoxinas - grupo de alcalóides carbamatos neurotóxicos produzido por cianobactérias, não sulfatados (saxitoxinas) ou sulfatados (goniautoxinas e C-toxinas) e derivados decarbamil, apresentando efeitos de inibição da condução nervosa por bloqueio dos canais de sódio.

O parágrafo segundo, do art. 37, da Portaria nº 2.914/11, estabelece padrões para água potável, onde a concentração máxima para microcistina será de 1,0 µg/L, sendo este valor representado pelo somatório das concentrações de todas as variantes de microcistinas; e para saxitonina, a concentração máxima será de 3,0 µg equivalentes STX/L. Devendo estes valores, representar as contribuições da fração intracelular e da fração extracelular na amostra analisada. Recomenda-se, ainda, no

art. 37, § 3º desta mesma Portaria que, quando for detectada a presença de gêneros potencialmente produtores de cilindrospermopsinas, a análise dessas cianotoxinas observando o valor máximo aceitável de 1,0 µg/L.

A metodologia de aferição desses padrões segue um rito que exige a confecção de um “plano de amostragem de cada sistema”, que deve ser submetido ao crivo da autoridade de saúde pública e deve respeitar quantidades mínimas de amostragem, em função do ponto de amostragem e do tipo de manancial. Para cianotoxinas, quanto a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/mL, deve-se realizar análise na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal (Portaria 2.914/11, art. 40, § 4º). Porém, quando as concentrações de cianotoxinas no manancial forem menores que seus valores máximos permitidos para água tratada, será dispensada análise de cianotoxinas na saída do tratamento (§ 5º).

Tendo-se em vista as origens fáticas que ensejaram a Portaria 2.914/11, foi dada atenção especial aos estabelecimentos que atuam com terapias renais substitutivas, especificamente a hemodiálise, pois quando detectada a presença de cianotoxinas na água tratada, na saída do tratamento, será obrigatória a comunicação imediata às clínicas de hemodiálise, bem como, às indústrias de injetáveis (art. 41, § 4º).

Por fim, a normatização do Ministério da Saúde estabelece a proibição ao uso de algicidas com o objetivo de controlar o crescimento de cianobactérias ou de quaisquer intervenções nos mananciais que provoque a lise das células desses microrganismos em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, ficando a regulamentação do uso de algicidas nos cursos d'água superficiais, a ser definido pelas autoridades ambientais e de recursos hídricos (art. 40, § 6º e 7º).

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado em e vinte e três reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba (todos com capacidade de acumulação igual ou maior que 30 milhões de m³), sendo divididos em cinco bacias hidrográficas (Rio Piancó/Piranhas/Assu, Rio Paraíba, Rio Taperoá, Rio Mamanguape e Rio Gramame) (Tabela 1, Figura 1). Este conjunto de reservatórios corresponde a 84,2% da capacidade de armazenamento de água superficial no Estado.

Tabela 1: Reservatórios estudados com suas capacidades de armazenamento e suas respectivas Bacias Hidrográficas - Paraíba.

Reservatórios	Capacidade de acumulação (m ³)	Bacia Hidrográfica
1. Coremas	1.358.000.000	Rio Piancó/Piranhas/Assu
2. Eng. Ávidos	255.000.000	Rio Piancó/Piranhas/Assu
3. Saco	97.488.089	Rio Piancó/Piranhas/Assu
4. L. do arroz	80.220.750	Rio Piancó/Piranhas/Assu
5. C. dos Cegos	71.887.047	Rio Piancó/Piranhas/Assu
6. Jenipapeiro	70.757.250	Rio Piancó/Piranhas/Assu
7. Capoeira	53.450.000	Rio Piancó/Piranhas/Assu
8. São Gonçalo	44.600.000	Rio Piancó/Piranhas/Assu
9. Baião	39.226.628	Rio Piancó/Piranhas/Assu
10. Condado	35.016.000	Rio Piancó/Piranhas/Assu
11. Carneiro	31.285.875	Rio Piancó/Piranhas/Assu
12. Arco Verde	30.593.400	Rio Piancó/Piranhas/Assu
13. Bruscas	38.206.463	Rio Piancó/Piranhas/Assu
14. Boqueirão	411.686.287	Rio Paraíba
15. Acauã	253.142.247	Rio Paraíba
16. Cordeiro	69.965.945	Rio Paraíba
17. Camalaú	46.437.520	Rio Paraíba
18. Sumé	44.864.100	Rio Paraíba
19. Soledade	27.058.000	Rio Taperoá

20. Taperoá	15.148.900	Rio Taperoá
21. Namorados	2.118.980	Rio Taperoá
22. Araçagi	63.289.037	Rio Mamanguape
23. Gramame	56.937.000	Rio Gramame

A atual divisão hidrográfica do Estado da Paraíba foi aprovada pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos através da Resolução Nº 02, de 05/07/2003, com base em estudos realizados pela SEMARH, que divide os recursos hídricos em onze bacias hidrográficas (Figura 1), contendo 123 reservatórios sendo monitorados, em 2009, que totalizam aproximadamente 4 bilhões de metros cúbicos, distribuídos nas quatro regiões do Estado. Estes açudes são destinados a múltiplos usos, atendendo demandas para abastecimento humano, pecuário, irrigação, além da piscicultura que é desenvolvida em alguns deles (AESAs, 2009).

As Bacias Hidrográficas do Rio Piancó/Piranhas/Assu e Rio Paraíba, além de serem as maiores em extensão territorial, cerca de 80% da área do Estado da Paraíba, também são as que apresentam os maiores potenciais de acumulação com 66,93% e 28,25% respectivamente (Tabela1, Figura1) (AESAs, 2009). Os açudes com maiores capacidade de acumulação da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó/Piranhas/Assu são: Coremas, localizado no município de Coremas/PB, com pouco mais de um bilhão de metros cúbicos; e Engenheiro Ávidos, localizado no município de Cajazeiras/PB, com 255 milhões de metros cúbicos (Tabela 1). Já na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, temos o açude Epitácio Pessoa, localizado no município de Boqueirão/PB, com aproximadamente 412 milhões de metros cúbicos de capacidade de armazenamento e Acauã, localizado no município de Itatuba/PB, com pouco mais de 253 milhões de metros cúbicos (Tabela 1) (AESAs, 2012).

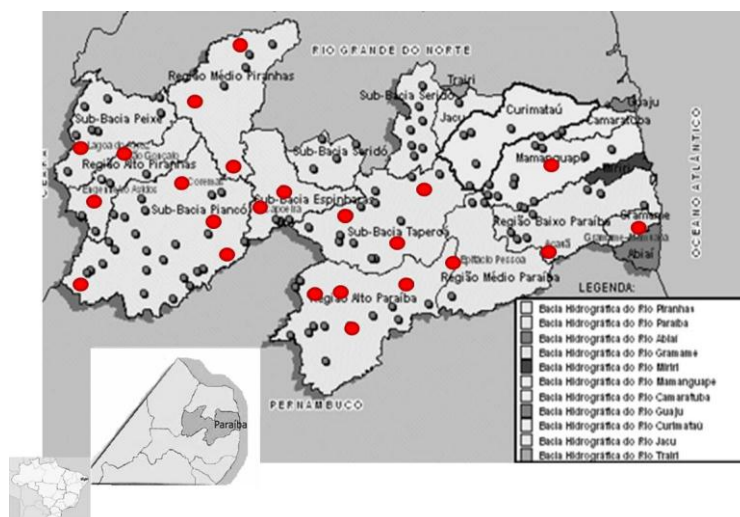


Figura 1: Bacias Hidrográficas da Paraíba, com destaque (pontos vermelhos) para os vinte e três açúdes do estudo. Fonte: Adaptado da Aesa/PB.

Tabela 2: Coordenadas geográficas das Bacias Hidrográficas do estudo.

Bacia Hidrográfica	Sub-bacias e regiões	Latitude	Longitude
Rio Piancó/Piranhas/Assu	Rio do Peixe	6o20'47'' - 7o03'53'' S	37o57'52'' - 38o46'48'' O
	Rio Piancó	6o43'52'' - 7o50'28'' S	37o26'56'' - 38o42'56'' O
	Rio Espinharas	6o41'18'' - 7o21'51'' S	36o43'41'' - 37o33'50'' O
	Rio Seridó	6o16'57'' - 7o03'56'' S	36o13'12'' - 37o15'16'' O
	Alto Piranhas	6o37'18'' - 7o22'56'' S	37o48'11'' - 38o41'14'' O
	Médio Piranhas	6o01'38'' - 7o00'90'' S	37o09'25'' - 38o01'44'' O
Rio Paraíba	Alto Paraíba	7o20'48'' - 8o18'12'' S	36o07'44'' - 37o21'22'' O
	Médio Paraíba	7o03'50'' - 7o49'13'' S	35o30'15'' - 36o16'38'' O
	Baixo Paraíba	6o55'13'' - 7o30'20'' S	34o47'37'' - 35o55'23'' O
Rio Taperoá		6o51'47'' - 7o34'33'' S	36o00'10'' - 37o14'00'' O
Ro Mamanguape		6o36'49'' - 7o11'08'' S	34o54'42'' - 35o57'51'' O
Rio Gramame		7o10'27'' - 7o24'23'' S	34o48'12'' - 35o10'46'' O

3.2 Amostragem

A coleta das amostras para realização das análises foi realizada no ano de 2008, nos períodos de seca (janeiro a abril de 2008) e chuva (maio a julho de 2008), ao longo de toda a coluna de água, em 23 reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba. As amostras foram coletadas em um único ponto do reservatório com garrafa do tipo Van Dorn a cada 3 metros de profundidade, e integradas em uma única amostra representativa, de onde foram retiradas sub-amostras para as análises químicas e biológicas. Imediatamente após a coleta, parte das amostras foi mantida sem filtrar para posterior análise dos nutrientes totais e parte foi filtrada em filtros Whatman GF/C para análises de nutrientes dissolvidos e clorofila-a. Amostras de fitoplâncton foram fixadas com formol a 8%, para posterior identificação e quantificação. As amostras não filtradas e filtradas bem como os filtros foram congeladas até a análise em laboratório.

3.3 Análises das amostras

As análises das amostras foram realizadas no laboratório de ecologia aquática da Universidade Estadual da Paraíba – Leaq/UEPB.

A temperatura da água, que foi medida com um Termisto Tenmars TM 744R RS-232 Thermometer. O oxigênio dissolvido foi determinado pelo método de Winkler, descrito por Golterman et al. (1978). A alcalinidade total foi medida por titulação potenciométrica com HCL 0,001N, devido a maior precisão e confiabilidade conforme descrito por Mackereth et al. (1978). As concentrações de clorofila-a foi determinada em espectrofotômetro após a extração de pigmentos com acetona a 90% (WETZEL & LIKENS, 1991).

Os dados de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA/PB.

Amostras filtradas foram utilizadas para análise de nutrientes dissolvidos (APHA 1992). O fósforo solúvel reativo foi determinado através do método oxidação por persulfato de potássio. As amostras não filtradas foram utilizadas para

análise de fósforo total, determinado pela digestão das amostras com persulfato de potássio (APHA, 1992), e para análise do nitrogênio total pelo método de oxidação por persulfato de potássio (MACKERETH et al., 1978).

As identificações das populações fitoplanctônicas foram feitas em microscópio Olympus BH-2, equipado com contraste de fase e analisador de imagens (Media Cybernetics Image Pro-plus), através da análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva. A abundância das populações fitoplanctônicas (ind. mL⁻¹) foi estimada pelo método da sedimentação de Utermöhl (1958), em microscópio invertido a 400 aumentos. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou de detrito. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara. Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios, em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais freqüente, sendo o erro inferior a 20% ($p < 0,05$). Quando não foi possível utilizar esse critério (amostras com algas escassas e detrito abundante), foram enumerados indivíduos em tantos campos aleatórios quanto os necessários para que se estabilizasse o número de espécies adicionadas por campo, a fim de garantir uma representatividade qualitativa mínima das espécies.

Para a análise de cianotoxinas as amostras foram coletadas usando uma rede de plâncton de 20µm e mantidas a -20°C. A toxina foi detectada usando um kit de ELISA (Enzyme-Linked Immunoabsorbant Assay) em placa Quantiplate™ para microcistina de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante do teste. Para a leitura das placas, a 450nm e 630nm, foi utilizada mesa leitora modelo EL-800 marca Biotek, juntamente com o programa Gen-5 (Biotek).

3.4 Tratamento estatístico

A estatística básica descritiva foi realizada com o programa Microsoft Excel versão 2007. Foram calculadas a média como medida de tendência central e as medidas de dispersão foram avaliadas através do desvio padrão (DP). A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para os dados físicos e químicos a fim de detectar alguma diferença entre os reservatórios amostrados. A análise multivariada a partir da análise de componentes principais, utilizada no programa STATISTICA 7.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização limnológica dos reservatórios

A precipitação pluviométrica é um fenômeno natural, que dependendo da intensidade, duração e frequência pode causar alterações nas condições físicas, químicas e biológicas da água (TUNDISI, 1990).

No período de seca (janeiro a abril/2008) ocorreram chuvas mais intensas apenas na região dos reservatórios localizados nos Rios Mamanguape e Gramame, os quais estão mais próximos ao litoral paraibano, ocorrendo precipitações de 29 e 30,5mm, respectivamente. Nas demais regiões de amostragem em apenas 7 reservatórios foram verificadas precipitações com média de 3,5 mm (Figura 2 A). Durante este período, os reservatórios apresentaram um percentual de volume acumulado variando entre 9,9% a 99,2%, e média acumulada de 60,9% (Figura 2C). No período chuvoso (maio a julho/2008), a média pluviométrica foi de 172 mm (Figura 2B), conduzindo dezesseis dos 23 reservatórios estudados, a atingirem sua capacidade máxima de acumulação e os sete restantes, apresentarem acumulação superior a 80% do total. O volume médio de acumulação dos reservatórios apresentou diferenças significativas entre as bacias hidrográficas, ocorrendo maior acumulação nos reservatórios localizados nas Bacias do Rio Mamanguape e Gramame (Figura 2D).

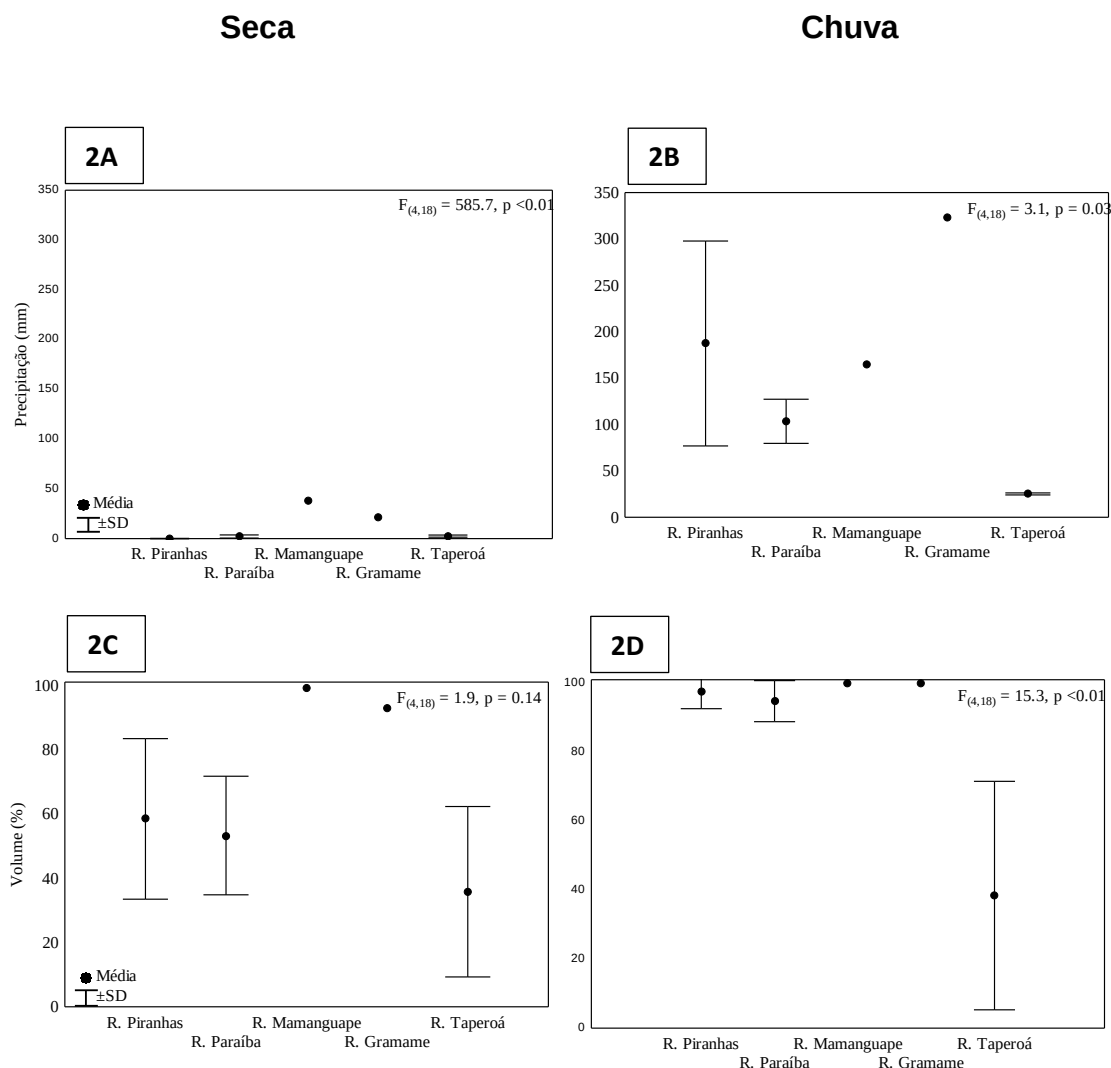
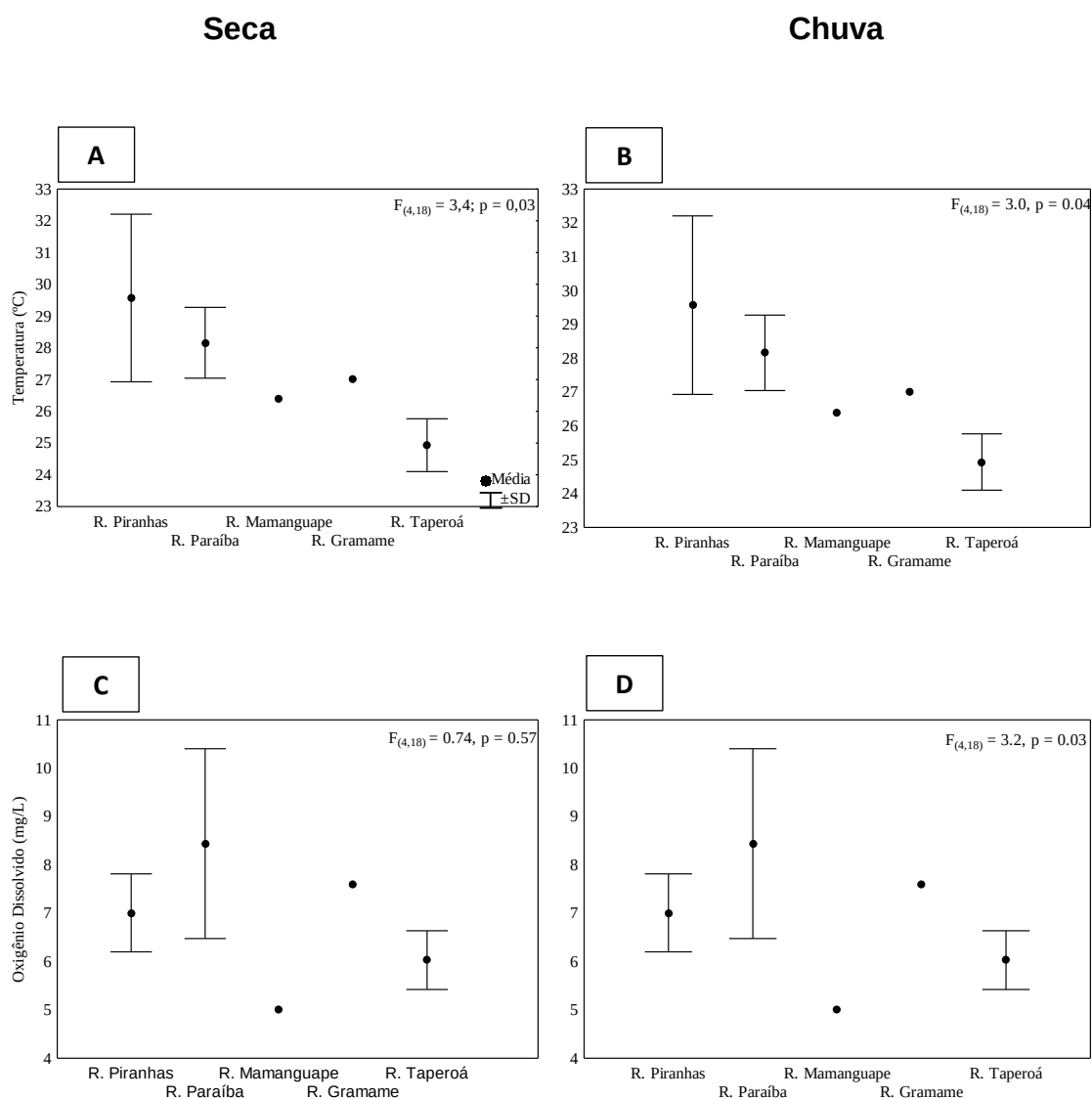


Figura 2: Precipitação pluviométrica (2A e 2B) e volume acumulado (2C e 2D) em vinte e três reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba distribuídos em 5 bacias hidrográficas nos períodos de seca (janeiro a abril de 2008) e chuva (maio a julho de 2008).

A temperatura da água foi elevada nos dois períodos do estudo em todos os reservatórios, sendo observada uma temperatura média de 29,5 °C no período seco e de 28,9 °C no período chuvoso (Figura 3A e B). Entre os locais de amostragens foram observadas diferenças significativas para a temperatura da água, sendo as maiores temperaturas verificadas nos reservatórios localizados no Rio Piranhas. A água de todos os reservatórios apresentou-se bem oxigenada nos dois períodos sendo detectada uma média de 7,8 µg/L no período seco e 7,3 µg/L no período chuvoso. Diferenças significativas foram observadas apenas no período chuvoso (Figura 3C e D). Os valores de alcalinidade no período de seca ficaram compreendidos entre um mínimo de 7 mgCaCO₃/L e um máximo de 41 mgCaCO₃/L

e média de 22 mgCaCO₃/L, ocorrendo diferenças significativas ao longo das bacias hidrográficas. Os reservatórios localizados nas regiões interioranas do Estado apresentaram maiores valores para esta variável. No período de chuvas os valores desse parâmetro decaíram apresentando uma média de 17 mgCaCO₃/L, ficando compreendidos entre 6 mgCaCO₃/L e 27 mgCaCO₃/L (Figura 3E e F).



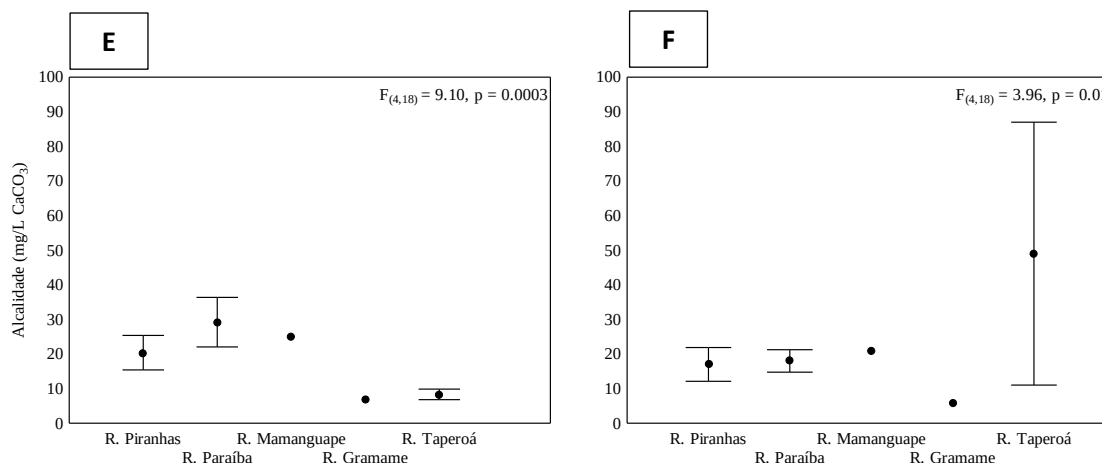


Figura 3: Variação da Temperatura da água (A e B), Oxigênio dissolvido (C e D) e Alcalinidade (E e F) em vinte e três reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba distribuídos em 5 bacias hidrográficas nos períodos de seca (janeiro a abril de 2008) e chuva (maio a julho de 2008).

Com relação aos nutrientes, no período seco o nitrogênio inorgânico total apresentou uma concentração média de 5,8 $\mu\text{g/L}$, abaixo da média observada no período de chuvas (83,7 $\mu\text{g/L}$), sendo as maiores concentrações observadas nos reservatórios localizados na Bacia do Rio Taperoá, sendo as diferenças observadas consideradas significativas (Figura 4A). Durante o período de chuvas, ocorreu um input deste nutriente em todos os reservatórios, de modo que não foram observadas diferenças nas concentrações de nitrogênio entre os mesmos (Figura 4B); o fósforo total também apresentou concentração média mais elevada no período de chuvas 24,2 $\mu\text{g/L}$, enquanto no período seco a média foi 15 $\mu\text{g/L}$ (Figura 4C e D); o fósforo solúvel reativo apresentou concentrações médias muito semelhantes nos dois períodos, 13,9 $\mu\text{g/L}$ no período de seco e 13,2 $\mu\text{g/L}$ no período de chuvas (Figura 4E e F).

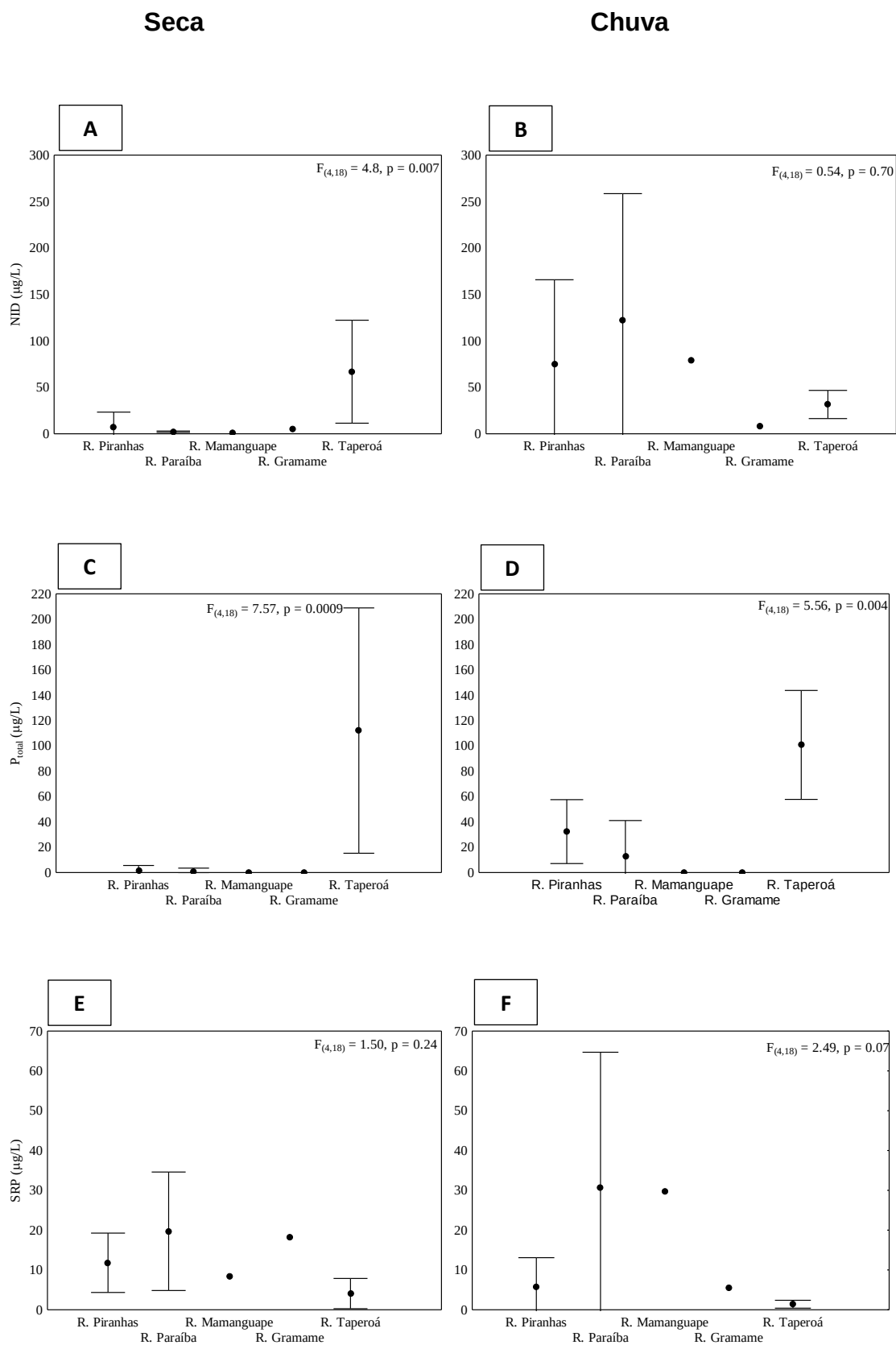


Figura 4: Variação das concentrações de nitrogênio Inorgânico Total (A e B), Fósforo total (C e D) e Fósforo Solúvel Reativo (E e F) em vinte e três reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba distribuídos em 5 bacias hidrográficas nos períodos de seca (janeiro a abril de 2008) e chuva (maio a julho de 2008).

A análise de componentes principais resumiu em 46,48% a variabilidade acumulada dos dados nos dois primeiros componentes (ACP1: 26,1%; ACP2: 20,38%). O componente ACP1 apresentou associações positivas e significativas com as variáveis, volume do reservatório e precipitação. Para o componente ACP2 associações positivas foram verificadas com clorofila-a e negativas, com nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total (Figura 5).

Considerando a ordenação dos casos no diagrama, observou-se disposição similar dos reservatórios no que se refere às bacias hidrográficas amostradas não ocorrendo diferenças significativas ($p=0.21$), no entanto, diferenças significativas ($p<0,05$) foram observadas entre os períodos de seca e chuva. Para o componente ACP2 nota-se segregação dos casos referentes ao período de chuvas alocado no semi-eixo negativo, estado associado a maiores concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatos. O semi-eixo positivo deste componente determinou a disposição dos casos referentes ao período seco associado a maiores valores de clorofila-a (Figura 5).

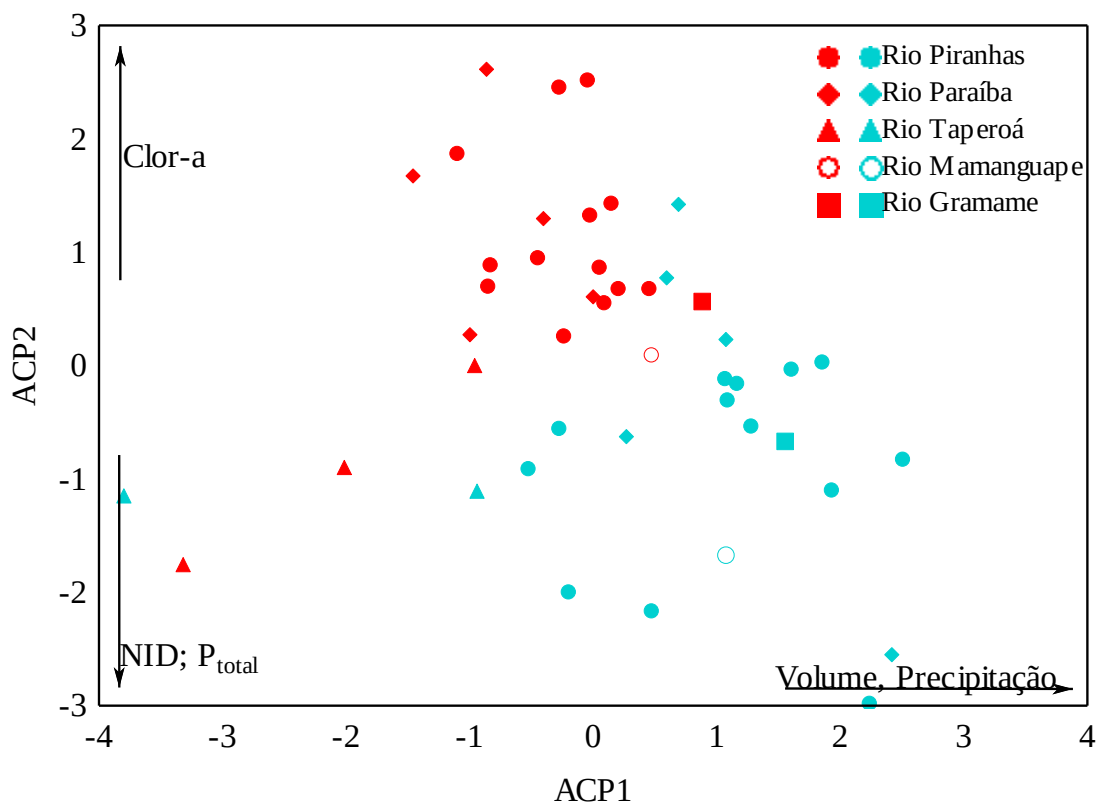


Figura 5: Diagrama de ordenação da Análise de Componentes Principais. (NID = Nitrogênio Inorgânico Dissolvido; P_{total} =fósforo total; Clor-a = clorofila-a). Os ícones azuis referem-se as amostragens realizadas durante o período de chuvas e os ícones vermelhos as amostragens realizadas no período seco do ano de 2008.

4.2 Cianobactérias no Estado da Paraíba

As assembleias fitoplanctônicas dos vinte e três reservatórios amostrados constituíram-se de 181 táxons distribuídos em 9 classes. Destes, 74 foram comuns aos dois períodos; 57 foram exclusivos do período seco; e 50 foram exclusivos do período chuvoso (Anexo A). Do total, a classe Chlorophyceae (58 táxons) contribuiu com maior número de táxons, seguida da classe Cyanophyceae (47), Bacillariophyceae (33), Zignemaphyceae (19), Euglenophyceae (13), Dinophyceae (5), Chlamydomphyceae (4), Xanthophyceae (1), e Oedogoniophyceae (1) (Figura 6).

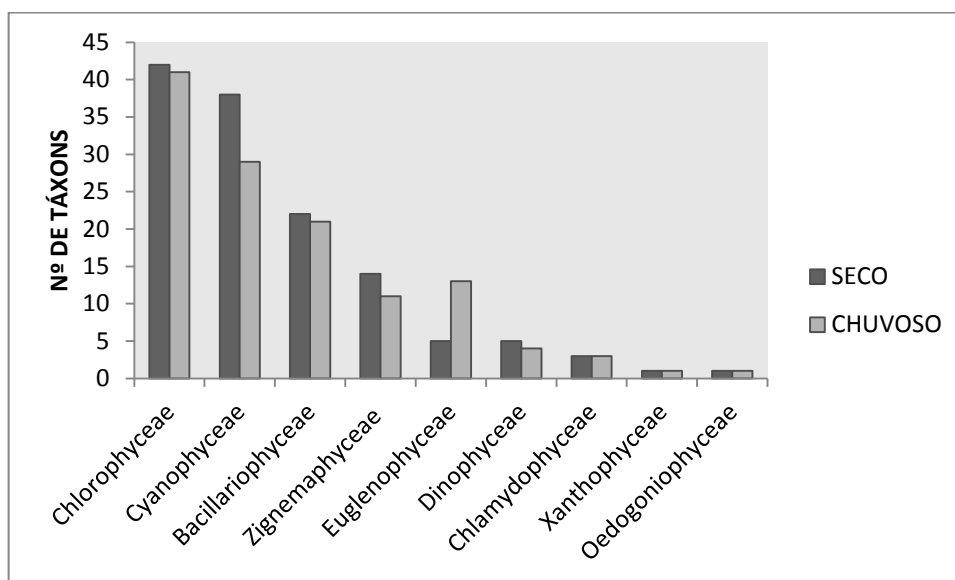


Figura 6: Riqueza de táxons da comunidade fitoplanctônica de vinte e três reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba durante os períodos seco e chuvoso do ano de 2008.

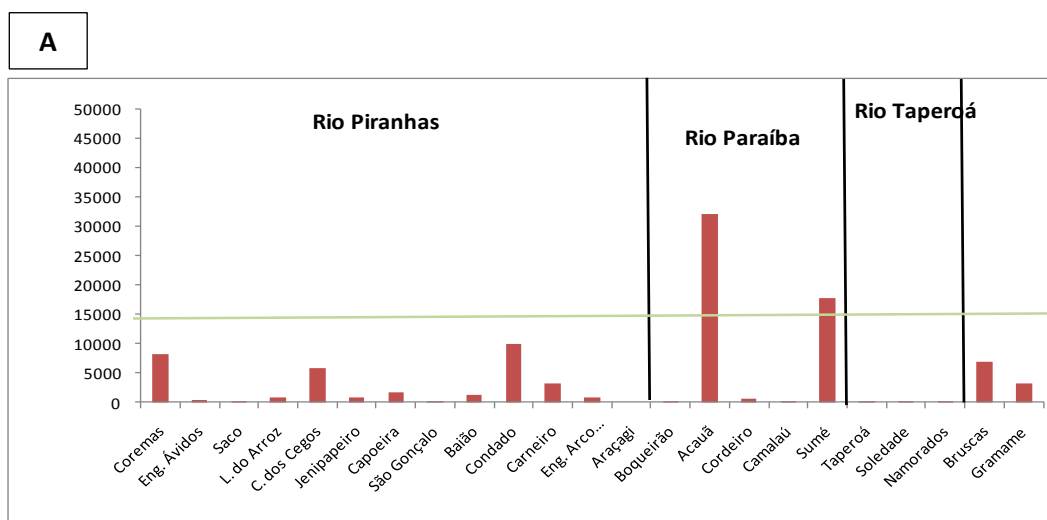
A classe Clorophyceae apresentou o maior número de táxons nos dois períodos, sendo 42 táxons no período seco e 41 no período chuvoso; seguidas da Cyanophyceae, com 38 táxons no período seco e 29 no período chuvoso; a classe Bacillariophyceae apresentou 22 táxons no período seco e 21 no período chuvoso. As demais classes contribuíram com menor número de táxons (Anexo A).

Nos dois períodos, foram identificadas a presença de gêneros de algas potencialmente produtoras de toxinas, dentre elas destacaram-se, *Anabaena*; *Aphanizomenon*; *Aphanocapsa*; *Cylindrospermopsis*; *Microcystis*; *Oscillatoria*; *Planktothrix*; e *Pseudoanabaena*.

Em termos de abundância, as cianobactérias dominaram a comunidade fitoplanctônica em 16 dos reservatórios amostrados, representando 73,1% do total de indivíduos, sendo o número de indivíduos superior ao limite estabelecido pela OMS (20.000 Ind/mL), variando de 30 Ind/mL, no reservatório Engenheiro Ávidos, a 34.587 Ind/mL, no reservatório Arco Verde, ambos na Bacia do Rio Piranhas (Figura 7A).

No período chuvoso houve aumento nas densidades de cianobactérias nos reservatórios da Bacia do Rio Taperoá, e decréscimo significativo nos reservatórios localizados na Bacia do Rio Piranhas (Figura 7B). Na Bacia do Rio Piranhas apenas dois reservatórios apresentaram densidades acima de 10.000 ind/mL.

Período seco



Período chuvoso

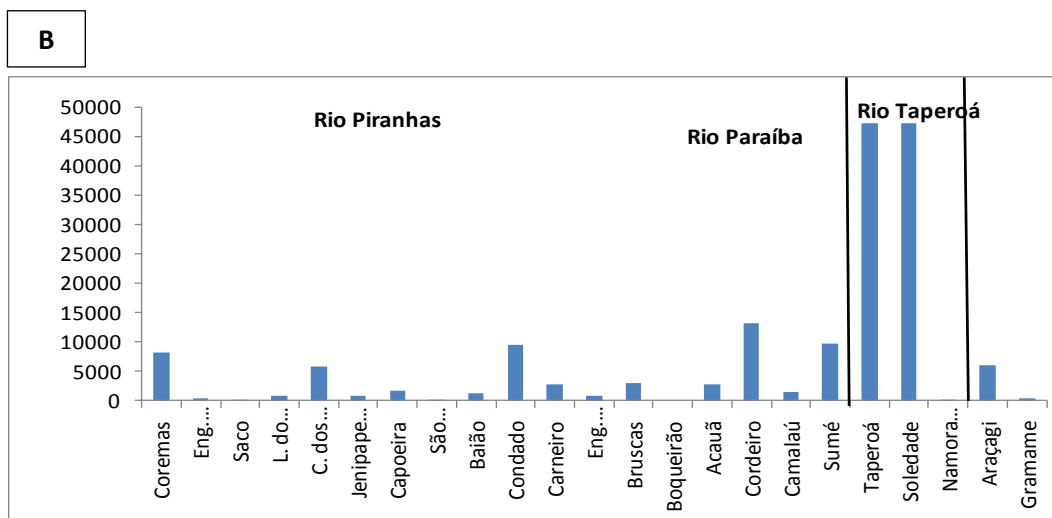


Figura 7: Densidade de Cianobactérias em 23 reservatórios de abastecimento público no estado da Paraíba distribuídos em 5 bacias hidrográficas nos períodos de seca (janeiro a abril de 2008) e chuva (maio a julho de 2008).

Nos períodos de secas, em 55% dos reservatórios, foi detectado microcistina. Destes, apenas 15% apresentaram valores abaixo de 1 µg/L, em conformidade com o sugerido pela resolução CONAMA 357/05. Este limite é igual ao proposto pela Portaria 518/2004-MS de águas para consumo após potabilizadas (Figura 8). No período de chuvas apenas 20% dos reservatórios apresentaram microcistina na água.

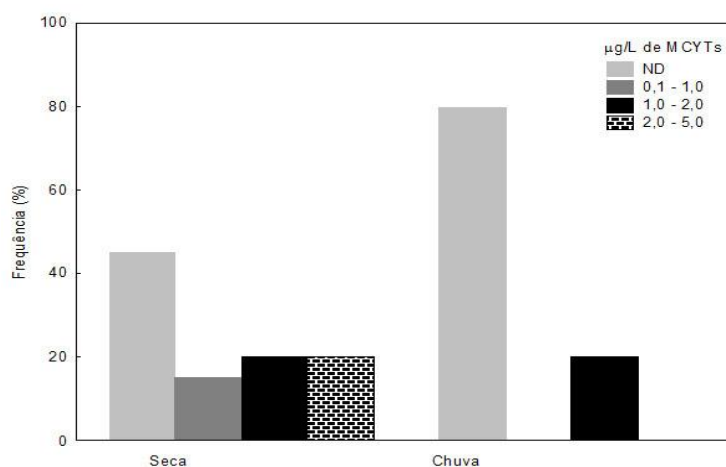


Figura 8: Frequência de ocorrência e concentrações de microcistina na água de vinte e três reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba distribuídos em 5 bacias hidrográficas nos períodos de seca (janeiro a abril de 2008) e chuva (maio a julho de 2008) .

5 DISCUSSÃO

A distribuição das chuvas nas regiões onde estão situados os reservatórios caracterizou bem os dois períodos de estudo (seco e chuvoso). No período seco as precipitações pluviométricas estiveram dentro dos valores climáticos mensais de chuva, típicos das regiões onde estão inseridos os reservatórios, com maiores precipitações na região litorânea, onde estão inseridos os reservatórios Gramame (na bacia do rio Gramane, em Alhandra/PB) e Araçagi (na bacia do rio Mamanguape, em Araçagi/PB). No período chuvoso as precipitações ficaram acima da média mensal, fato que contribuiu para que a maioria dos reservatórios amostrados atingisse sua capacidade máxima nesse período (PARAÍBA, 2008). A sazonalidade e as condições tróficas do ambiente são fatores importantes na determinação da dominância de grupos específicos de algas. A estrutura da comunidade fitoplanctônica e o número de espécies que a compõe, bem como as variáveis que a influenciam, são importantes nos estudos ecológicos (FALCO, 2000).

Os reservatórios apresentaram águas com elevadas temperaturas nos dois períodos amostrados devido as características tropicais das regiões onde estão localizados, e por terem sido realizadas coletas sempre entre 09h00min e 16h00minh, período de maior incidência luminosa. Altas temperaturas podem interferir positiva ou negativamente na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, pois o comportamento térmico de um sistema hídrico tem elevada influência na caracterização e na velocidade dos processos metabólicos (BARBOSA et al., 1999).

As águas de todos os ambientes apresentaram-se bem oxigenadas. A grande incidência de luz, nas regiões onde se encontram os reservatórios, pode ter contribuído para uma maior produção desse gás pelos organismos fotossintetizantes, abundantes nos dois períodos, e pelas trocas gasosas da água com a atmosfera. De acordo com Esteves (1998), Kubitz (1999) e Wetzel (2001), a dinâmica da distribuição de oxigênio em ambientes aquáticos é governada pelo equilíbrio entre as entradas do gás provenientes da atmosfera, da produção pela fotossíntese e pelas perdas devidas às oxidações químicas e biológicas.

De acordo com Kubitz (1999) e Talamoni et al. (2006), a alcalinidade total está diretamente ligada à capacidade da água em manter seu equilíbrio ácido-básico

(poder tampão da água), que em geral, é devida à presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos no ambiente. Na maioria dos reservatórios amostrados, a alcalinidade apresentou-se mais alta no período seco. Esses resultados estão associados ao aumento do volume de água acumulada no período chuvoso, contribuindo para a dissolução dos sais entre eles os carbonatos e os bicarbonatos, ocasionando a diminuição da alcalinidade.

O nitrogênio total e o fósforo total apresentaram valores mais elevados no período chuvoso, onde, certamente, a chuva foi responsável pelo carreamento desses nutrientes para os ambientes. Segundo Esteves (1998), a chuva tem papel importante na concentração do nitrogênio na água, pois é uma das principais fontes naturais desse nutriente. Trabalhos realizados por Gomes et al. (1998) e Pinto-Coelho et al. (2005), constataram que o fósforo total apresentava maiores concentrações no período de chuvas pelo fato das águas carrearem material alóctone para o interior dos reservatórios, aumentando assim a concentração desse nutriente.

No presente trabalho, a maioria dos reservatórios, apresentou menores concentrações de ortofosfato no período chuvoso, possivelmente por ter ocorrido a diluição desse nutriente, já que nesse período houve um aumento significativo do volume de água nos reservatórios devido as elevadas precipitações pluviométricas registradas. Outro fator responsável pela depleção da concentração de ortofosfato pode estar relacionado à assimilação pelo fitoplâncton. Segundo Sondergaard et al. (2000), a presença de ortofosfato na água depende da densidade e da atividade dos organismos, especialmente os fitoplanctônicos e as macrófitas aquáticas, os quais podem, durante a fotossíntese, assimilar grandes quantidades desses íons. Além disso, em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente estimulando a assimilação de ortofosfato (PO_4^{3-}) rapidamente, para ser incorporado à biomassa em crescimento (FERREIRA et al., 2007).

O clima sempre quente associado às características físicas dos reservatórios, os quais são, em sua maioria, pequenos, turbidos e sem renovação de água, atuam como fatores intensificadores destas florações. Em épocas de seca, o baixo nível do manancial, que facilita a aspiração da espuma de cianobactérias, a água com pH básico, a falta de saneamento (coleta e tratamento de esgoto), níveis de pobreza e educação problemáticos (BRANDÃO, 2008), e a falta de controle da saúde pelo

poder público, são fatores que, associados, já produziram tragédias (TSUKAMOTO & TAKAHASHI, 2007). Assim, em 1988 na Bahia, 2.000 pessoas tiveram gastroenterite após consumir a água proveniente do reservatório de Itaparica, afetadas por floração de cianobactérias dos gêneros *Microcystis* e *Anabaena*, o que ocasionou a morte de 88 pessoas, a maioria crianças (TEIXEIRA et al., 1993). No reservatório de Acauã, casos de dermatites foram associados à presença de blooms de cianobactérias na água (LINS, 2006).

No presente trabalho foram detectadas, no período seco, concentrações de microcistinas em 55% dos reservatórios. Em alguns, a concentração detectada apresentou-se acima do limite imposto pela OMS (1µg/L) para águas de abastecimento. O fato é preocupante, pois essa microcistina liberada na água pode acumular no tecido de peixes ocasionando intoxicações pelo consumo deste alimento contaminado ou através da ingestão da própria água contaminada com essa toxina. As exposições humanas à microcistinas podem ocorrer de diferentes formas, dentre elas temos as rotas diretas como água de consumo (UENO et al., 1996; WHO, 1998; ZHOU et al., 2002), águas utilizadas para recreação (WHO, 2003) ou águas utilizadas em tratamentos de hemodiálise (POURIA et al., 1998), ou ainda as rotas indiretas como o consumo de alimentos contendo toxinas (AMORIM & VASCONCELOS, 1999; CODD et al., 1999; MAGALHÃES et al., 2001; SCHAEFFER et al., 1999; WILLIAMS et al., 1997). Estas intoxicações podem ocasionar efeitos agudos ou crônicos levando, conseqüentemente, à morte dos indivíduos expostos as toxinas (POURIA et al., 1998; UENO et al., 1996; ZHOU et al., 2002).

Outros trabalhos (CAZENAVE et al., 2005; DEBLOIS et al., 2008; MAGALHÃES et al., 2001; MOHAMED et al., 2003; XIE et al., 2004; ZHAO et al., 2006) retratam que águas contendo concentrações de microcistinas semelhantes, e até inferiores às observadas nesse estudo, são suficientes para promover a acumulação dessa toxina na musculatura e nas vísceras de algumas espécies de peixes. Podemos então afirmar que, mesmo em pequenas concentrações na água, as microcistinas podem bioacumular nos tecidos de peixes e ocasionar a intoxicação de outros animais inclusive do ser humano.

No período chuvoso a redução nas concentrações de microcistina ocorreu, provavelmente, pela diminuição da abundância do fitoplâncton e aumento do volume de água nos reservatórios, provocando processos de diluição.

A toxicidade de florações de cianobactérias pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais, anual e também espacial, provavelmente decorrente de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população, o que explica a diminuição das concentrações de microcistina no período de chuvas. Ainda assim a ocorrência irregular da toxicidade nas cianobactérias ainda não foi devidamente esclarecida e consiste em uma questão importante que precisa ser considerada nesta variabilidade (CARMICHAEL, 2001).

A abundância de cianobactérias nos reservatórios amostrados é preocupante pelo fato de muitas espécies desta classe ser potencialmente produtoras de toxinas. Esses organismos foram dominantes em dezesseis dos 23 reservatórios de abastecimento monitorados, sendo detectadas na maioria dos reservatórios, espécies potencialmente tóxicas. No período seco, alguns ambientes apresentaram densidades superiores a 20.000 Ind./mL, números acima dos padrões estabelecidos pela portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde, a qual estabelece que, em águas cuja densidade de cianobactérias exceda o número de 10.000 células/mL deve ser realizada uma análise mensal da água bruta para detecção de cianotoxinas. Ainda segundo esta portaria, a ocorrência de cianobacterias superiores a 20.000 células/mL demandam análises semanais da concentração de cianotoxinas, porém esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos (BRASIL, 2004).

Para águas de abastecimento, o fato é preocupante, pois a microcistina liberada na água pode acumular no tecido de peixes ocasionando intoxicações pelo consumo deste alimento contaminado, ou através da ingestão da própria água contaminada com essa toxina. As exposições humanas à microcistinas podem ocorrer de diferentes formas, dentre elas temos as rotas diretas como água de consumo, águas utilizadas para recreação (CHOURUS E BARTRAM, 1999) ou águas utilizadas em tratamentos de hemodiálise (POURIA et al., 1998) ou ainda as rotas indiretas como o consumo de alimentos contendo toxinas (MAGALHÃES et al., 2001). Estas intoxicações podem ocasionar efeitos agudos ou crônicos levando conseqüentemente a morte dos indivíduos expostos as toxinas (CHORUS E BARTRAM, 1999).

As águas dos reservatórios amostrados sofrem apenas um tratamento convencional, aplicado por estações de tratamento antigas e ineficientes, que não englobam a identificação e, muito menos, a detecção de cianotoxinas. Dessa forma, a população que usufrui dessa água fica ainda mais exposta à contaminação por microcistina. De acordo com a WHO (2003), as intoxicações agudas por microcistinas ocorrem, frequentemente, devido à lise das células de cianobactérias (por morte natural ou pelo processo inadequado de tratamento da água) que liberam a toxina na água. A inalação dessa água contaminada ou de células de cianobactérias representa um perigo maior do que a ingestão de água contendo cianotoxinas. Essa inalação e o consumo de água, ou de alimentos contaminados por cianotoxinas, mesmo em pequenas doses, podem levar ao desenvolvimento de câncer nos seres humanos. Fato este já observado em estudos epidemiológicos que relacionaram a presença de microcistina na água utilizada para consumo com o aumento na incidência de câncer no cólon e no fígado (ZHAO et al., 2006). Dentro desse contexto, as crianças, os idosos e pacientes com hepatite-B necessitam de uma atenção especial por serem mais susceptíveis à intoxicações por microcistinas (FITZGERALD, 2001).

6 CONCLUSÃO

Florações de cianobactérias é um problema frequente nas bacias hidrográficas do estado da Paraíba, em águas destinadas tanto ao abastecimento público quanto à recreação. Além da exposição à inalação e ingestão da água contaminada com cianotoxinas, outra importante via de contaminação demonstrada, é o consumo de organismos aquáticos, uma vez que microcistinas podem se acumular nos tecidos desses animais. Chamando atenção para a possibilidade de acumulação de cianotoxinas nos músculos de peixes, tendo em vista que alguns reservatórios da Paraíba cultivam e comercializam algumas espécies. Em todos os corpos d'água monitorados, o fósforo total e nitrogênio inorgânico total indicam ambientes com elevado grau de eutrofização, o que facilita a proliferação de algas potencialmente tóxicas. Portanto, pode não haver melhoria da qualidade dos mesmos em relação aos episódios de florações se medidas eficazes de remediação desta problemática não forem implementadas.

REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Washington, DC: American Public Health Association. 1998.

AMORIM, A. & VASCONCELOS, V. **Dynamics of microcystins in the mussel *Mytilus galloprovincialis***. *Toxicon*. 37. 1999. p. 1041–1052.

AZEVEDO, S.M.F.O. Management and Regulatory Approaches for Cyanobacteria and Cyanotoxins. In: **Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries**. I.Chorus. Berlim: Ed. WaBoLu-Hefte. 2005. p. 27-30.

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*. v. 181-182. 2002. p. 441-446.

BARBOSA, F.A.R., et al. **The Cascade Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its applications to the River Tietê Basin, São Paulo State, Brazil**. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. IEE – São Carlos. 1999. 585 p.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; OLIVEIRA, M.C.; YUNES, J.S. **Cianobactérias tóxicas**. *Biotecnologia, Ciência & Desenvolvimento*. nº 23. 2001.

BRANDÃO, E.T.P. **Cianobactérias e saúde pública no Brasil**. 2008. 76f. Dissertação (Mestrado em Biologia Humana e Ambiente). Faculdade de Ciências-Universidade de Lisboa. Lisboa, 2008.

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

BRASIL. **Portaria MS nº 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Brasília. DF. n. 59. 2004. Seção 1. p. 266-270.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.

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

CARMICHAEL, W.W. **A review: Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins**. *Journal of Applied Bacteriology*. v. 72. 1992. p. 445-459.

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

CAZENAVE, J.; WUNDERLIN, D.A.; BISTONI, M.L.A.; AMÉ, M.V.; KRAUSE, E.; PFLUGMACHER, S.; WIEGAND, C. **Uptake, tissue distribution and accumulation of microcystin-RR in *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata* and *Odontesthes bonariensis*: A field and laboratory study**. *Aquatic Toxicology*. v. 75. 2005. p. 178-190.

CHAVES, P.F.; DE LA ROCHA, S.B.; DUTRA, A.T.M.; YUNES, J.S. **Ocorrência de cianobactérias produtoras de toxinas no Rio dos Sinos (RS) entre os anos de 2005 e 2008**. *Oecol. Bras.* v. 13. n. 2. 2009. p. 319-328.

CHELLAPPA, N.T.; CHELLAPPA, S.L.; CHELLAPPA, S. **Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil**. *Braz. arch. biol. technol.* v.51. n.4. 2008. p.833-841.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. E & FN Spon. London and New York. WHO. 416 p. 1999.

CHRISTOFFERSEN, K. **Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs**. *Phycologia*. 35: 42-50. 1996.

CODD, G.A.; BELL, S.G.; KAYA, K.; WARD, C.J.; BEATTIE, K.A.; METCALF, J.S. **Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health**. *Eur. J. Phycol.* v. 34. 1999. p. 405-415.

CODD, G.A. **Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the**

prioritisation of eutrophication control. Ecological Engineering. v. 16. 2000. p. 51–60.

CODD, G.A.; AZEVEDO, S.M.F.O.; BAGCHI, S.N.; BURCH, M.D.; CARMICHAEL, W.W.; HARDING, K.K.; UTKLEN, H.C. **Cyanobacterial Bloom and Toxin Risk Management: Initial Situation Assessment and Recommendations.** INTERNATIONAL HYDROLOGICAL PROGRAMME / IHP - VI. Technical Documents in Hydrology. No. 76. UNESCO. Paris, 2005.

COLLISCHONN, B. **Uso de precipitação estimada pelo satélite TRMM em modelo hidrológico distribuído.** Dissertação de mestrado. IPH-UFRGS. Porto Alegre. 2006.

COSTA, I. A.S.; CUNHA, S.R.S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M.F.F.; MELO, J.L.S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. **Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte.** Oecol. Bras. v. 13. n. 2. 2009. p. 382-401.

DEBLOIS, C. P. et al. **Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs.** Toxicon. 51. 2008. p. 435–448.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro. Interciência/FINEP. 1998.

FALCO, P.B. **Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), em duas épocas do ano.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2000. 112 p.

FERRÃO-FILHO, A.S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O. **Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community.** Aquatic Toxicology. v. 59. 2002. p. 201–208.

FERRÃO-FILHO, A.S.; SOARES, M.C.; ROCHA, M.I.A.; MAGALHÃES, V.F.; OLIVEIRA & AZEVEDO, S.M.F. **Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton.** Oecol. Bras. v. 13 n. 2. 2009. p. 346-365.

FERREIRA, T.F.; VANNES, E.; SCHEFFER, M.; MOTTA MARQUES, D.M.L. **Ecological modeling of submerged macrophytes in subtropical systems: could**

year-round growth of macrophytes increase resilience of the clear-water state?
Anais do International Conference of Pollution Difusion. Belo Horizonte. 2007.

FITZGERALD, J.D. Cyanotoxins and human health - overview. In: **Chorus I. (ed): Cyanotoxins-occurrence, causes, consequences.** Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. 2001.

GLIBERT, P.M.; LANDSBERG, J.H.; EVANS, J.J.; AL-SARAWI, M.A.; FARAJ, M. AL-JARALLAH, M.A.; HAYWOOD, A.; IBRAHEM, S.; KLESIUS, P.; POWELL, C. & SHOEMAKER, C. **A fish kill of massive proportion in Kuwait Bay. Arabian Gulf. 2001: the role of bacterial disease, harmful algae, and eutrophication.** Harmful Algae. v. 1. 2002. p. 215 – 231.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater.** 2a ed. Osford, Blackwell Scientific Publication, 214p. (IBP handbook, 8). 1978.

GOMES, M.C.A. de A.; PEREZ, L.S.N.; CURCIO, R.L.S. **Avaliação da poluição por fontes difusas afluentes ao reservatório Guarapiranga: Relatório Síntese.** Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 1998. 96 p.

IBELINGS, B.W.; CHORUS, I. **Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater “seafood” and its consequences for public health: A review.** Environmental Pollution. v. 150. 2007. p. 177-192.

KAMOGAE, M.; HIROOKA, E.Y. **Microcistinas: risco de contaminação em águas eutróficas.** Acta Scientiarum. v. 22. n. 5. 2000. p. 1189-1200.

KUBITZA, F. **Tanques-rede, rações e impacto ambiental.** Revista Panorama da Aquicultura. v. I. 09. n. 51. 1999.

LINS, R. P. **Limnologia da barragem de Acauã e codeterminantes sócioeconômicos de seu entorno: uma nova interação do limnólogo com sua unidade de estudo.** 134f. (Dissertação de mestrado) - CCEN. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa. 2006.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologists.** Dorset, Freshwater Biol. Ass. 1978.

MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. **Microcystin**

contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*. 39:1077-1085. 2001.

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

MOHAMED, Z.A.; CARMICHAEL, W.W.; HUSSEIN, A.A. **Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a microcystis bloom.** *Environ Toxicol*. v. 18. 2003. p. 137–141.

MOLICA, R. et al. **Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir em Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue.** *Phycologia*. v. 41. n. 606-611. 2002. p. 401-46.

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

MOLINA, R.; MORENO, S.; PICHARDO, S.; JOSA, A.; MOYANOB, R.; MONTERDEC, J.G.; CAMEÁN, A. **Acid and alkaline phosphatase activities and pathological changes induced in Tilapia fish (*Oreochromis* sp.) exposed subchronically to microcystins from toxic cyanobacterial blooms under laboratory conditions.** *Toxicon*. v. 46. 2005. p. 725–735.

PAERL, H.W.; HUISMAN, J. **Blooms like it hot.** *Science*. v. 320. 2008. p. 57-58.

PAERL, H.W.; FULTON, S.R.; MOISANDER, P.H.; DYBLE, J. **Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria.** *The scientific world*. v.1. 2001. p. 76-113.

PALIKOVA, M.; MARES, J.; KOPP, R.; HLAVKOYA, J.; NAVRATIL, S.; ADAMOYSKY, O.; CHMELAR, L.; BLAHA, L. **Accumulation of Microcystins in Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* L., and Effects of a Complex Cyanobacterial Bloom on the Dietetic Quality of Muscles.** *Bull Environ Contam Toxicol*. 2011.

PARAÍBA. **Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA.** Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 2008.

PARAÍBA. **Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA**. Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no estado da Paraíba. 2008-2009.

PARAÍBA. **Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA**. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 2012.

PINTO-COELHO, R.M. et al. **Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status**. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 62. 2005. p. 348-361.

POURIA, S. et al. **Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil**. The Lancet 352. 1998. p. 21–26.

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 plantônicas de águas continentais brasileira**. Sociedade Brasileira de Ficologia – SBF. Interciência: Rio de Janeiro, 2006.

SCHAEFFER, D.J. et al. **Risk assessment of microcystin in dietary *Aphanizomenon flosaquae***. Ecotoxicol. Environ. Saf. 44 (1). 1999. p.73–80.

SCHINDLER, D.W. **Recent advances in the understanding and management of eutrophication**. Limnol. Oceanogr. 51. 2006 p. 356–363.

SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F. **Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos administrativos e sociais**. Brasília, DF: Secretaria de Recursos Hídricos, 2000. p.435-448.

SILVA, R.R.P.; PIRES JÚNIOR, O.R.; GRISOLIA, C.K. **Toxicity and genotoxicity in *Astyanax bimaculatus* (Characidae) induced by microcystins from a bloom of *Microcystis* spp**. Genetics and Molecular Biology. v. 33. n. 4. 2010. p. 750-755.

SOARES, R.M.; MAGALHÃES, V.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. **Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions**. Aquatic. Toxicology. v. 70. 2004. p. 1–10.

SOARES, R.M.; YUAN, M.; SERVAITES, J.C.; DELGADO, A.; MAGALHÃES, V.F.; HILBORN, E.D.; CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O. **Sub-lethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro-Brazil**.

Environmental Toxicology. v. 21. 2006. p. 95-103.

SONDERGGARD, M. et al. **Lake restoration in Denmark.** Lakes & reservoirs: Research and Management. 5. 2000. p. 151-159.

TALAMONI, J.L.B.; CALIJURI, M.C.; SANTAELLA, S.T. **Aspectos limnológicos e sanitários de uma lagoa costeira no litoral leste do Ceará-Lagoa do Batoque.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos. 2006.

TEIXERA, M.G.L.C.; COSTA, M.C.N.; CARVALHO, V.L.P.; PEREIRA, M.S.; HAGE, E. **Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil.** Bulletin of the Pan American Health Organizatio. v. 2. n. 3. 1993. p. 244-253.

TSUKAMOTO, R.Y.; TAKAHASHI, N.S. **Cianobactérias + civilização = problemas para a saúde, a aquicultura e a natureza.** Revista Panorama da Aquicultura. 2007.

TUNDISI, J. G. **Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores.** Ver. Brasil, Biol, vol.50, nº.4. p.937-955. 1990.

TUNDISI, J.G. **Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado.** Cienc. Cult. [online]. v. 55. n.4, 2003. p. 31-33.

UENO, Y. et al. **Detection of microcystin, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay.** Carcinogenesis 17 (6). 1996. p.1317-1321.

UNESCO. **Resumen ejecutivo: El agua, uma responsabilidade compartilhada. 2º Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo.** Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos. 2006.

UTERMOHL, H. **Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik.** Mitt it Verein. Theor. Angew. Limnol. v. 9. 1958. p. 1-38.

VIANA-VERONEZI, M.; GIANI, A.; MELO, C.S.; GOMES, L.L.; LIBÂNIO, M. **Avaliação da remoção de saxitoxinas por meio de técnicas de tratamento das águas de abastecimento.** Eng Sanit Ambient. v. 14. n. 2. 2009. p. 193-204.

VILLELA, J.N.; ALLEDI; EIGENHEER, E. **O desafio da transição para a sustentabilidade. Breve panorâmica da sustentabilidade.** ALCEU. v.11. n.22. 2011. p. 219- 235.

WETZEL, R.G.; LINKENS, G.E. **Limnological analysis.** 2ed. New York: Springer Verlag. 1991.

WETZEL, R. G. **Limnología.** Academic Press, London. 2001. 1006p.

WHO. **Cyanobacterial toxins: microcystin-LR. In: Guidelines for drinking water quality.** 2nd Edition. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization. Geneva. Switzerland. 1998. p. 95–110.

WHO. **Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management.** I. Chorus and J. Bartram, eds. Taylor and Francis. New York and London. 1999. 416 p.

WHO. **Algae and cyanobacteria in fresh water. In: Guidelines for safe recreational water environments.** Vol. 1: Coastal and fresh waters. World Health Organization. Geneva. Switzerland. 2003. p. 136–158.

WILLIAMS, D.E. et al. **Bioaccumulation and clearance of microcystins from salt water mussels, *Mytilus edulis*, and in vivo evidence for covalently bound microcystins in mussel tissues.** *Toxicon*. 35. 1997. p.1617–1625.

XIE, L.Q. et al. **Dynamics of microcystins-LR and -RR in the phytoplanktivorous silver carp in a sub-chronic toxicity experiment.** *Environ. Pollut.* 127. 2004. p. 431–439.

YOO, S.; CARMICHAEL, W.W.; HOEHN, R.C.; HRUDEY, S.E. **Cyanobacterial (Bluegreen Algal) Toxins: A Resource Guide.** American Water Works Association Research Foundation. Denver. Colorado. 1995. p. 7-8.

YU, S.Z. **Review article. Primary prevention of hepatocellular carcinoma.** *Journal of Gastroenterology and Hepatology*. v. 10. 1995. p. 674-682.

ZHAO, M.; XIE, S.; ZHU, X.; YANG, Y.; GAN, N.; SONG, L. **Effect of dietary cyanobacteria on growth and accumulation of microcystins in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*).** *Aquaculture*. v. 261. 2006. p. 960–966.

ZHOU, L. et al. **Relationship between microcystin in drinking water and colorectal cancer.** Biomed. Environ. Sci. 15 (2). 2002. p. 166–171.

ANEXO A - Frequência de espécies de algas fitoplanctônicas identificadas em vinte e três reservatórios de abastecimento do estado da paraíba nos períodos de seca e chuva.

Composição Taxonômica	Período Seco	Período Chuvoso
CYANOPHYCEAE		
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenhorst	5%	30%
<i>Anabaena crassa</i> (Lemmermann) Komark.-Legn. & Cronberg	5%	30%
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn	5%	–
<i>Anabaena</i> sp	15%	–
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmermann	5%	–
<i>Aphanizomenon</i> sp	5%	–
<i>Aphanizomenon tropicalis</i> Horecká et Komárek	25%	15%
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. West & G. S. West	30%	85%
<i>Aphanothece</i> sp	5%	–
<i>Borzia</i> sp	10%	–
<i>Calothrix</i> sp	10%	5%
<i>Chroococcus distans</i> (G.M. Smith) Komárková-Legnerová & Cronberg	5%	25%
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützinger) Nägeli	–	5%
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützinger) Nägeli	30%	45%
<i>Chroococcus</i> sp	10%	–
<i>Coelomoron microcystoides</i> Komarek	10%	–
<i>Coelomoron pulsillum</i>	–	5%
<i>Coelomoron</i> sp	10%	–
<i>Cylindrospermum</i> sp	–	10%
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seena. and Subbar	30%	45%

<i>Gloeocapsa</i> sp	5%	–
<i>Johannesbaptistia pellucida</i> (Dickie)		
W.R. Taylor & Drouet	–	5%
<i>Lyngbya limnetica</i> Lemmermann	5%	–
<i>Lyngbya</i> sp	5%	5%
<i>Merismopedia elegans</i> A. Braun in		
Kützing	–	5%
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg)		
Kützing	15%	10%
<i>Merismopedia minima</i> Beck	5%	–
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	10%	5%
<i>Merismopedia</i> sp	5%	–
<i>Merismopedia tenuissima</i>		
Lemmermann	5%	–
<i>Microcystis aeruginosa</i>		
(Kützing)Lemmermann	70%	60%
<i>Microcystis pulchella</i>	–	5%
<i>Microcystis</i> sp	10%	5%
<i>Nodularia</i> sp	5%	–
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex		
Gomont	25%	15%
<i>Oscillatoria</i> sp	60%	45%
<i>Oscillatoria</i> sp2	35%	40%
<i>Oscillatoria</i> sp3	10%	5%
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont)		
Anagnostidis & Komarek	30%	35%
<i>Planktothrix</i> sp	5%	–
<i>Pseudanabaena</i> sp	50%	45%
<i>Raphidiopsis curvata</i> F.E. Fritsch &		
M.F. Rich	–	5%
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja	35%	15%
<i>Raphidiopsis</i> sp	5%	–
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> M. T. P.	–	10%

Azevedo & Sant'Anna

<i>Spirulina</i> sp	10%	
<i>Synechocystis</i> sp	–	5%

CHLOROPHYCEAE

<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	–	20%
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	–	25%
<i>Ankistrodesmus</i> sp	5%	–
<i>Asterococcus limneticus</i> G.M. Smith	5%	5%
<i>Asterococcus</i> sp	10%	–
<i>Botryococcus braunii</i> Kuetzing	55%	60%
<i>Clamydomonas</i> sp	5%	5%
<i>Chlorella</i> sp	–	5%
<i>Chlorella vulgaris</i> Kessler & Huss	10%	10%
<i>Coccomyxa lacustris</i> (Chodat) Pascher	5%	–
<i>Coelastrum cambricum</i> Archer	–	5%
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	40%	50%
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dangeard) Senn	20%	40%
<i>Coelastrum scabrum</i> Reinsch	40%	–
<i>Crucigenia</i> sp	5%	10%
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) W. West & G. S. West	5%	10%
<i>Diacanthos belenophorus</i> Korshikov	5%	15%
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Nägeli	15%	50%
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A.Brown	5%	–
<i>Eutetramorus</i> sp	25%	35%
<i>Gloeocystis gigas</i> (Kützing) Lagerheim	5%	10%
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat emend. Korshikov	5%	30%
<i>Kirchneriella contorta</i> (Bohlin) Chodat	10%	20%
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	5%	–
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	–	30%

<i>Micractinium</i> sp	–	5%
<i>Microspora</i> sp	5%	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.)		
Kom.-Legn	–	5%
<i>Monoraphidium</i> sp	10%	–
<i>Nephrocytium lunatum</i> W. West	5%	–
<i>Oocystis borgei</i> J. Snow	45%	45%
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	35%	40%
<i>Oocystis solitaria</i> Wittrock in Wittrock & Nordstedt	5%	–
<i>Pediastrum biwae</i> Negoro	5%	–
<i>Pediastrum duplex</i> Lagerheim	5%	–
<i>Pediastrum simplex</i> (Ehrenberg)		
Raciborski	25%	5%
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	–	5%
<i>Quadrigula quaternata</i> (W. West & G. West) Printz	–	10%
<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle)		
Marvan et al.	–	5%
<i>Scenedesmus acuminatus</i> G. M. Smith	–	5%
<i>Scenedesmus lineares</i>	5%	5%
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin)		
Brébisson. Giovane	30%	15%
<i>Scenedesmus</i> sp	10%	5%
<i>Schroederia indica</i> Philipose	5%	–
<i>Schroederia planctonica</i> (Skuja)		
Philipose	–	5%
<i>Schroederia setigera</i> (Schroeder)		
Lemmermann	5%	25%
<i>Schroederia</i> sp	5%	–
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	–	5%
<i>Selenastrum gracile</i> Reins. Golenkinia	–	5%
<i>Selenastrum minutum</i> (Naegeli) Collins	–	10%

<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	30%	60%
<i>Sphaerocystis</i> sp	15%	–
<i>Tetraedron gracile</i> (Reinsch) Hansgirg	25%	20%
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg	10%	–
<i>Tetraedron</i> sp	5%	10%
<i>Tetraedron trilobulatum</i> (Reinsch) Hansgirg	–	5%
<i>Tetraedron victoriae</i> Woloszynska	10%	20%
<i>Ulothrix</i> sp	5%	–
BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Amphora</i> sp	5%	10%
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen	65%	55%
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen	45%	40%
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) P.T.Cleve	–	5%
<i>Caloneis</i> sp	–	5%
<i>Cocconeis</i> sp	–	5%
<i>Cyclotella comta</i> (Ehrenberg) Kützing	5%	–
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz	65%	60%
<i>Cyclotella</i> sp	–	15%
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	5%	–
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kützing	–	5%
<i>Eunotia</i> sp	35%	35%
<i>Fragilaria capucina</i> Desm	35%	25%
<i>Fragilaria</i> sp	10%	5%
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	–	5%
<i>Gyrosigma</i> sp	5%	–
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve	5%	–
<i>Lioloma pacificum</i> (E. Cupp) G.R. Hasle	5%	–
<i>Melosira sulcata</i> (Ehrenberg) Kützing	5%	–
<i>Navicula</i> sp	30%	20%

<i>Navicula</i> sp2	5%	–
<i>Nitzschia closterium</i> (Ehrenb.) W. Sm.	5%	–
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing) Ralfs	5%	–
<i>Nitzschia obtusa</i> W. Smith	–	5%
<i>Pinularia</i> sp	5%	–
<i>Rhizosolenia hebetata</i> J.W. Bailey	10%	5%
<i>Rhizosolenia longiseta</i> O. Zacharias	–	10%
<i>Rhizosolenia</i> sp	5%	–
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg)	–	5%
<i>Surirella</i> sp	5%	–
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	–	5%
<i>Synedra</i> sp	15%	10%
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zacharias) Bukhtiyarova	–	5%
EUGLENOPHYCEAE		
<i>Anisonema</i> sp	–	5%
<i>Euglena caudata</i> Hübner	–	5%
<i>Euglena proxima</i> P.A. Dangeard	–	5%
<i>Euglena</i> sp	–	25%
<i>Phacus elegans</i> Pochmann	–	5%
<i>Phacus</i> sp	–	20%
<i>Strobomonas</i> sp	5%	5%
<i>Trachelomonas abrupta</i> (Svirenko) Deflandre	–	5%
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) F. Stein	30%	55%
<i>Trachelomonas granulosa</i> Playfair	5%	15%
<i>Trachelomonas raciborskii</i> Woloszynska	5%	35%
<i>Trachelomonas scabra</i> Playfair	–	5%
<i>Trachelomonas</i> sp	10%	30%

CHLAMYDOPHYCEAE

<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	35%	40%
<i>Eudorina</i> sp	15%	–
<i>Pandorina</i> sp	5%	10%
<i>Volvox aureus</i> Ehrenberg	–	20%
ZIGNEMAPHYCEAE		
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	–	5%
<i>Closterium kützingii</i> Brébisson	–	5%
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli	10%	15%
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs	–	5%
<i>Closterium</i> sp	10%	–
<i>Cosmarium botrytis</i> Meneghini ex Ralfs	–	10%
<i>Cosmarium depressum</i> (Nägeli) P. Lundell	–	5%
<i>Cosmarium reniforme</i> (Ralfs) W. Archer	5%	25%
<i>Cosmarium</i> sp	5%	–
<i>Octacanthium</i> sp	5%	–
<i>Spirogyra</i> sp	30%	10%
<i>Spirogyra</i> sp2	10%	–
<i>Stauroastrum dorsidentiferum</i> W. West & G.S. West	15%	20%
<i>Stauroastrum gracile</i> Ralfs	30%	20%
<i>Stauroastrum leptocladum</i> Nordstedt	85%	70%
<i>Stauroastrum sebalii</i> Reinsch	5%	–
<i>Stauroastrum tauphorum</i> W. West & G.S. West	5%	–
<i>Stauroastrum tetracerum</i> Ralfs	10%	–
<i>Stauroastrum</i> sp	10%	–
DINOPHYCEAE		
<i>Gonyaulax</i> sp	5%	–
<i>Peridinium cinctum</i> (O. F. Müller) Ehrenberg	10%	5%

<i>Peridinium</i> sp	5%	25%
<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein	10%	5%
<i>Peridinium volzii</i> Woloszyńska	15%	25%
XANTHOPHYCEAE		
<i>Centrtractus belenophorus</i>		
Lemmermann	5%	5%
OEDOGONIOPHYCEAE		
<i>Oedogonium</i> sp	5%	5%