



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE/PRODEMA



COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO DISCRIMINADOR
AMBIENTAL EM AÇUDE EUTRÓFICO TROPICAL SEMIÁRIDO
(BARRAGEM ARMANDO RIBEIRO GONÇALVES, RN) E
DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA PARA REFLEXÃO SOCIAL

PRYSCILA CYNARA SOARES VIEIRA

2013

Natal – RN

Brasil

Priscila Cynara Soares Vieira

Comunidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em açude eutrófico tropical semiárido (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, RN) e divulgação científica para reflexão social

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

Orientador: **Profa. Dra. Ivaneide Alves Soares da Costa**

Co-Orientador: **Profa. Dra. Annemarie König**

2013

Natal – RN

Brasil

Catálogo da Publicação na Fonte
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Vieira, Priscila Cynara Soares.

Comunidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em açude eutrófico tropical semiárido Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, RN e divulgação científica para reflexão social / Priscila Cynara Soares Vieira. - Natal, 2013.

148f: il.

Orientadora: Profa. Dra. Ivaneide Alves Soares da Costa.

Coorientadora: Profa. Dra. Annemarie König.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA.

1. Meio Ambiente - Dissertação. 2. Semiárido - Dissertação. 3. Cianobactérias - Dissertação. I. Costa, Ivaneide Alves Soares da. II. König, Annemarie. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BSE01

CDU 502/504

PRYSCILA CYNARA SOARES VIEIRA

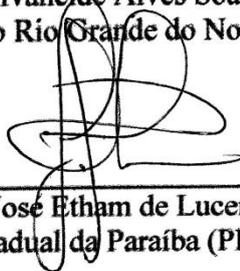
Dissertação submetida ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovado em:

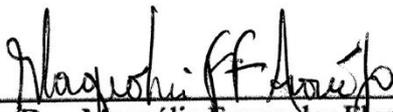
BANCA EXAMINADORA:



Profa. Dra. Ivaneide Alves Soares da Costa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN)



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Universidade Estadual da Paraíba (PRODEMA/UEPB)



Profa. Dra. Magnólia Fernandes Florêncio Araújo
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar meus agradecimentos ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), e as seguintes instituições de fomento à Pesquisa: CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pelos recursos alocados ao projeto CT-HIDRO/CT-SAÚDE (576887/2008-0): *Água e Saúde em Região Semi-Árida: Bactérias Patogênicas, Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios Utilizados para Abastecimento Público no Estado do Rio Grande do Norte*, sob a coordenação da Prof^ª. Magnólia Fernandes Florêncio Araújo. A CAPES (Fundação para a Coordenação do Ensino Superior e Formação de Pós-Graduação) pela concessão da bolsa de mestrado, e pelo financiamento do Projeto de Cooperação Acadêmica/Novas Fronteiras (PROCAD/NF), por meio de parceria entre o PRODEMA/UFRN e o Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais/UFCG.

Em especial a minha orientadora Profa. Dra Ivaneide Alves Soares da Costa, pela orientação, oportunidade, confiança, palavras de incentivo, paciência e, sobretudo por ter acreditado no meu potencial. Tenho certeza que seus ensinamentos foram fundamentais na minha formação acadêmica.

À Profa. Dra. Annemarie Konig, pela coorientação, que mesmo distante contribuiu valiosamente na construção deste trabalho.

À Prof^ª. Magnólia Fernandes Florêncio Araújo, Prof. Ronaldo Angelini e Profa. Eliane Marinho, pelas sugestões e informações oferecidas durante a qualificação deste trabalho.

À Prof^ª Renata de Fátima Panosso, pelo uso da sua sala nos momentos de estudo.

As queridas companheiras Suerda e Leide, pela amizade, carinho, desabafos, incentivo, e pelas conversas em que compartilhamos nossos sonhos e desejos.

Aos meus companheiros de mestrado e laboratório Ana Paula e Wellington, por todo esforço e dedicação durante as análises de nutrientes e clorofila-a e pelos momentos de alegria e frustração que vivemos dentro e fora do Lamaq.

As alunas de aquíicultura, Duane, Suelen, Raiane e Társila por serem tão prestativas e dedicadas nas análises de nutrientes e clorofila-a e na análise de cianotoxinas.

À colega de mestrado Jéssica pela contribuição fundamental na execução da atividade de Educação Ambiental.

À Marcolina pelo inestimável auxílio com as análises estatísticas.

Ao técnico Edson Santana, que sempre foi a figura mais importante nas coletas de campo. Seu profissionalismo e ajuda constante foram fundamentais para concretização do nosso trabalho.

Aos colegas de laboratório, Rízia, Aline, Viviane, Fabrício, Lana, Maria das Graças, José Paulo, Leonardo, Ruy, Diego, pela parceria, boa convivência, momentos de descontração e alegria, especialmente Cirleide e Luisa, pelos ensinamentos e experiências compartilhados.

Aos professores e colegas de turma do Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente/UFRN, em especial, a Ana Paula, Mycarla, Mikaelly, Gabriele, Rafaela, Juliana, Neusiene, Francker, Wellinton, Henrique por compartilhar medos, anseios e expectativas.

À minha família, especialmente meus irmãos Emmanuel e Thiago, a minha cunhada Roberlene e minha querida sobrinha Celina pelo carinho e por compreenderem minha ausência. Torço para que um dia possamos recuperar de alguma forma o tempo que passou.

Ao meu esposo, companheiro, amigo, confidente e eterno namorado Fabrício, por ter vencido comigo o maior desafio de minha vida até agora. A ti, meu amor, que durante seis longos anos de graduação e mestrado, sempre me fortaleceu, agiu com paciência e dedicação, meu muito obrigado por tudo e desculpe minha ausência.

Aos meus pais Antonio e Alda, que durante mais esta etapa me apoiaram, torceram como ninguém mais torceu, me ajudaram a manter a firmeza e coragem para prosseguir, me aconselharam com palavras sinceras. Sou grata por todo suporte, dedicação e constante amor que me foi dado durante toda essa caminhada.

E finalmente, um agradecimento especial, ao meu amado Senhor Jesus que me deu a oportunidade de alcançar mais um sonho, me dando forças para prosseguir nos momentos de fraqueza em que pensei em desistir. Agradeço pela orientação e auxílio nos instantes de dúvidas, pelo consolo na tristeza, pela constante proteção, pelo infinito amor, pelos ensinamentos através da sua santa palavra, por sempre me guiar nas decisões cotidianas e me fortalecer diante dos problemas e obstáculos da vida, por me dar discernimento e sabedoria para valorizar todos os momentos de felicidade... Obrigada Paizinho!

Agradeço a todas as pessoas que estiveram presentes durante este trabalho e muito antes dele começar. Aos colegas que, nas coletas e no laboratório, fizeram deste projeto uma realidade e ainda àqueles que me deram o apoio de que precisei para ter certeza de que estes seis anos (entre graduação e mestrado) foram os mais intensos de minha vida. A vocês, muitíssimo obrigada!

RESUMO

Comunidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em açude eutrófico tropical semiárido (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, RN) e divulgação científica para reflexão social

O conhecimento da comunidade fitoplanctônica, como parte integrante e dinâmica dos processos de eutrofização, fornece informações imprescindíveis para gestão e manejo adequados. É crescente o problema das cianobactérias em reservatórios em todo o mundo como consequência dos processos de eutrofização artificial, gerando uma preocupação especial, pelo fato de algumas espécies produzirem cianotoxinas, que podem provocar efeitos adversos na saúde humana. O presente trabalho objetiva caracterizar a dinâmica espacial e temporal do fitoplâncton, avaliando seu potencial como indicador ecológico da qualidade de água de açudes em região semiárida. As coletas da água foram realizadas mensalmente entre 2009 e 2011, em três pontos ao longo da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/ RN. Em cada amostragem foram medidas variáveis físico-químicas da água e analisados os componentes biológicos. Foi realizada uma atividade de divulgação científica, com distribuição e leitura de cartilha sobre eutrofização, palestra informativa sobre qualidade de água, aplicação de questionários e realização de peça teatral em uma escola pública do município de Itajá/RN. O reservatório foi considerado eutrófico nos três pontos, levando-se em consideração os valores de clorofila-a e fósforo, adotados para caracterizar ambientes eutróficos de zonas semi-áridas. Elevada densidade de cianobactérias, com valor máximo de $2.227.862 \text{ cél.ml}^{-1}$ e mínimo de $43.456 \text{ cél.ml}^{-1}$ foi registrada nos pontos lântico e semilântico durante todo o estudo, ultrapassando os níveis de água potável ($20.000 \text{ cél.ml}^{-1}$) estabelecidos na Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil. Todas as amostras analisadas continham microcistina, e 44% delas apresentaram valores superiores $1 \mu\text{g L}^{-1}$. O padrão térmico da coluna da água apresentou microestratificações com diferenças inferiores de 1°C a partir de cinco metros de profundidade. O padrão de distribuição foi do tipo perfil clinogrado com déficit de oxigênio no fundo do reservatório. Oxiclina a partir dos 10 metros de profundidade foi observada no período de chuva (maio a junho) nos dois anos de estudos. A comunidade fitoplanctônica foi representada por 10 grupos funcionais: *SI, M, HI, Lo, P, F, Sn, J, W2 e R*. A avaliação do estado ecológico do sistema pelo índice Q demonstrou má qualidade da água. Os resultados do estudo mostram que as variações verticais foram menos pronunciadas do que as variações sazonais das populações de cianobactérias e da comunidade fitoplanctônica no geral no reservatório. A presença de cianotoxinas confirma a necessidade do monitoramento da qualidade da água e tomada de medidas para minimizar a eutrofização em reservatórios de abastecimento de água do semiárido potiguar e demonstra o desafio para gestores de recursos hídricos e autoridades de saúde para garantir qualidade de água e, consequentemente, minimizar riscos a saúde humana. Em comparação com a palestra, a cartilha foi considerada mais eficiente no sentido de sensibilizar os participantes, caracterizando uma prática dinâmica e diferenciada de aprendizagem, por oportunizar aos alunos repensarem as atitudes de respeito e cuidado com o meio ambiente, contando ainda com a oportunidade de aprender os conteúdos disciplinares a partir de sua realidade e vivência ambiental. Os conhecimentos gerados a partir da atividade de divulgação científica foram entendidos como essenciais para a sensibilização da população para alguns dos problemas ambientais da região, como a eutrofização.

Palavras-chave: Semiárido, Cianobactérias, Fitoplâncton, Cianotoxinas, Divulgação Científica.

ABSTRACT

Phytoplankton discriminator as environmental semiarid tropical eutrophic reservoir (Dam Armando Ribeiro Gonçalves , RN) and popular science for social reflection

The knowledge of the phytoplankton community, as an integral and dynamic processes of eutrophication, provides information essential for proper management and handling. A growing problem of cyanobacteria in reservoirs around the world as a result of artificial eutrophication processes, generating a particular concern, because some species produce cyanotoxins, which can cause adverse effects on human health. The present work aims to characterize the spatial and temporal dynamics of phytoplankton, assessing their potential as ecological indicator of water quality in reservoirs semiarid region. The samples of water were collected monthly between 2009 and 2011, at three points along the dam Armando Ribeiro Gonçalves / RN. In each sample were measured physico - chemical analysis of water and biological components. We conducted a scientific dissemination activity, with distribution and reading primer on eutrophication, informative talk about water quality, questionnaires and performing a play in a public school in the city of Itajá / RN. The reservoir was considered eutrophic in three points, taking into account the values of chlorophyll -a and phosphorus, adopted to characterize eutrophic environments of semi-arid areas. High density of cyanobacteria, with a maximum value of $2.227.862 \text{ cél.ml}^{-1}$ and minimum of $43.456 \text{ cél.ml}^{-1}$ was recorded in lentic and semilêntico points throughout the study, exceeding the levels of drinking water ($20.000 \text{ cél.ml}^{-1}$) established in 2.914/2011 Ordinance of the Ministry of Health of Brazil. All samples contained microcystin, and 44 % had values superiores $1 \mu\text{g L}^{-1}$. The thermal pattern of the water column showed micro stratifications with differences of less than 1°C from five feet deep. The distribution pattern was the type profile clinogrado with oxygen deficit in the bottom of the reservoir. Oxiclina from 10 meters depth was observed during the rainy season (May-June) in the two years of study. The phytoplankton community was represented by 10 functional groups: *SI*, *M*, *HI*, *Lo*, *P*, *F*, *Sn*, *P*, *W2* and *R*. The assessment of the ecological status of the system by the index Q showed poor water quality. The results of the study show that the vertical variations were less pronounced than the seasonal variations of cyanobacteria and phytoplankton community in general in the reservoir. The presence of cyanotoxins confirms the need for the monitoring of water quality and measures to reduce eutrophication in water supply reservoirs semiarid RN and demonstrates the challenge for water managers and health authorities to ensure water quality and consequently minimize risks to human health. Compared to the lecture, the primer was considered more efficient in sensitizing the participants, featuring a dynamic practice, differentiated learning, create opportunities for students to rethink attitudes of respect and care for the environment, and shall have the opportunity to learn the subject content from your reality and living environment. The knowledge generated from the activity of scientific were seen as essential for raising awareness of some of the region's environmental problems , such as eutrophication .

Keywords: Semiarid, Cyanobacteria, Phytoplankton, Cyanotoxins, Scientific Dissemination.

LISTA DE FIGURAS

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

Figura 1: Localização geográfica da Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Nordeste, Brasil (Itajá, São Rafael e Jucurutu).....38

CAPÍTULO I - Cianobactérias tóxicas em reservatório eutrófico de abastecimento de água do semi-árido brasileiro

Figura 1. Localização geográfica dos pontos de coleta (p1:Itajá, p2: São Rafael, p3:Jucurutu) na Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves,Nordeste, Brasil.....84

Figura 2. Biovolume de cianobactérias em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....85

Figura 3. Densidade de cianobactérias em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....85

Figura4. Contribuição relativa das espécies mais abundantes em A) P1, B) P2, C) P3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....86

Figura 5.Mudanças sazonais de microcistina relacionado a população *Planktotrix agardhii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....87

Figura 6. Mudanças sazonais de microcistina relacionado a população *Cylindrospermopsis raciborskii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....88

Figura 7. Mudanças sazonais de saxitoxina relacionado a população *Cylindrospermopsis raciborskii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....89

CAPÍTULO II - Dinâmica vertical e temporal do fitoplâncton e aplicação do índice de assembléia em reservatório eutrófico tropical semi-árido, nordeste do Brasil.

Figura 1. Localização geográfica da Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Nordeste, Brasil (P1:Itajá e p2:São Rafael).....95

Figura 2. Variação do índice Q nos pontos 1 e 2 da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....98

Figura 3. Índice de Estado trófico de Carlson modificado (Toledo Jr. et al., 1983), mostrando a variação temporal da transparência (Secchi), clorofila (CHL) e fósforo total (PT) para os pontos 1(A) e 2 (B) Barragem Armando Ribeiro Gonçalves entre 2009 e 201198-99

Figura 4. Perfis verticais da temperatura da água (C°) e do oxigênio dissolvido da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2010.....100

Figura 5. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), temperatura da água (°C) e pH na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves.....101

Figura 6. Variação sazonal da transparência de Sechii na zona eufótica (Zeuf) nos pontos 1(A) e 2 (B) Barragem Armando Ribeiro Gonçalves entre 2009 e 2011.....102

Figura 7. Análise de Componentes Principais das variáveis abióticas da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011. (códigos da figura seguem a seguinte ordem: mês, ano, ponto (I=Itajá; S=São Rafael), zona (A= afótica; F=Fótica).....103

Figura 8. Contribuição relativa (%) dos grupos funcionais em A) P1 e B) P2 de abril/2009 a outubro/2011.....106

Figura 9. Análise de Correspondência Canônica aplicada as variáveis abióticas e grupos abióticas da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011.....107

CAPÍTULO III - Avaliação de cartilha educativa adaptada ao semiárido e divulgação científica para percepção sócio-ambiental

Figura 1. Percepção dos alunos sobre eutrofização.....131

Figura 2. Causas indicadas pelos alunos para o esverdeamento das águas da barragem.....133

Figura 3. Motivos indicadas pelos alunos para a coloração verde das águas da barragem.....133

Figura 4. Percepção dos alunos sobre cianobactérias.....134

Figura 5. Percentual das respostas dos alunos sobre a qualidade da água com cianobactérias.....136

LISTA DE TABELAS E QUADROS

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

Tabela 1. Características hidrológicas e morfométricas do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011: (Q=vazão liberada;Zmax= profundidade máxima; Zm=profundidade média;VMA= volume médio durante o estudo;TR= tempo médio de residência durante o estudo).....36

CAPÍTULO I - Cianobactérias tóxicas em reservatório eutrófico de abastecimento de água do semi-árido brasileiro

Tabela 1. Características hidrológicas e morfométricas do Reservatório Armando Ribeiro (abr 2009 – out 2011) - (Q=vazão liberada;Zmax= profundidade máxima; Zm=profundidade média;VMA= volume médio durante o estudo;TR= tempo médio de residência durante o estudo).....80

Tabela 2.Valores médios (desvio padrão) das variáveis estudadas nos pontos P1, P2e P3.....81

Tabela 3. Valores médios (desvio padrão) das variáveis estudadas (abr 2009 – out 2011).....82

CAPÍTULO II - Dinâmica vertical e temporal do fitoplâncton e aplicação do índice de assembléia em reservatório eutrófico tropical semi-árido, nordeste do Brasil.

Tabela 1. Resultados da ANCOVA para testar a diferença da zona (Afótica e eufótica) e período (Seca e chuva) sobre as variáveis abióticas e clorofila a.....99

Tabela 2. Coeficiente de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas analisadas no reservatório e os três primeiros eixos de ordenação na PCA.....103

Tabela 3. Matriz de correlação (teste de Spearman) entre o biovolume dos grupos funcionais e variáveis abióticas. (Apenas valores significativos são mostrados).....104

Tabela 4. Análise de Correspondência Canônica aplicada às variáveis abióticas e grupos funcionais.....107

CAPÍTULO III - Avaliação de cartilha educativa adaptada ao semiárido e divulgação científica para percepção sócio-ambiental

Quadro 1. Perguntas relativas ao eixo temático 1.....130

Quadro 2. Percentual das respostas sobre o que significa a palavra eutrofização?.....131

Quadro 3. Percentual das respostas sobre o que causa a eutrofização no açude?.....132

Quadro 4. Percentual das respostas sobre o que se poderia fazer, enquanto cidadão, para melhorar a cor e o cheiro da água da Armando Ribeiro?.....137

Quadro 5. Percentual das respostas sobre quem contamina a água da Armando Ribeiro desde Jucurutu até Itajá ?.....137

Quadro 6. Percentual das respostas sobre quais fontes alternativas de água poderiam recorrer caso a água da Armando Ribeiro ficasse poluída, ou seja, imprópria para consumo?.....138

SUMÁRIO

<i>INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA/FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</i>	15
Importância dos reservatórios e conseqüências da eutrofização	15
Atributos funcionais da diversidade do Fitoplâncton	19
Cianobactérias e Cianotoxinas	23
Educação Ambiental e sustentabilidade	30
<i>CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO</i>	36
<i>METODOLOGIA GERAL</i>	39
Amostragens	39
Variáveis Físico-químicas	39
Análises Biológicas	39
Análises Estatísticas	43
Educação Ambiental	44
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	45
<i>CAPÍTULO I</i>	59
<i>CIANOACTÉRIAS TÓXICAS EM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO</i>	59
RESUMO	60
INTRODUÇÃO	61
MÉTODOS	62
Área de estudo	62
Amostragem e análises	63
Análises Estatísticas	64
RESULTADOS	65
Caracterização limnológica	65
Dinâmica das cianobactérias e toxicidade das florações	65
DISCUSSÃO	68
AGRADECIMENTOS	73
REFERÊNCIAS	74
TABELAS	80
LEGENDA DAS FIGURAS	83
FIGURAS	84

<i>CAPÍTULO II</i> _____	90
<i>DINÂMICA VERTICAL E TEMPORAL DE ASSOCIAÇÕES FITOPLANCTÔNICAS E APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE ASSEMBLEIA EM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO TROPICAL SEMI-ÁRIDO, NORDESTE DO BRASIL.</i> _____	90
Resumo _____	92
Introdução _____	93
Área de estudo _____	94
Material e Métodos _____	95
Resultados _____	97
Índice Q e Índice de Estado Trófico _____	97
Variáveis abióticas _____	99
Variáveis bióticas _____	104
Discussão _____	108
AGRADECIMENTOS _____	114
Bibliografia _____	115
<i>CAPÍTULO III</i> _____	124
<i>AVALIAÇÃO DE CARTILHA EDUCATIVA ADAPTADA AO SEMIÁRIDO E DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA PARA PERCEPÇÃO SÓCIO-AMBIENTAL</i> _____	124
RESUMO _____	125
INTRODUÇÃO _____	126
METODOLOGIA _____	127
RESULTADOS E DISCUSSÃO _____	129
CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS _____	140
REFERÊNCIAS _____	141
<i>CONSIDERAÇÕES FINAIS</i> _____	144
<i>ANEXOS</i> _____	145

INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA/FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Importância dos reservatórios e consequências da eutrofização

A água é um recurso natural essencial à sobrevivência dos seres vivos. Economias regionais e nacionais dependem da disponibilidade adequada de água para geração de energia, abastecimento público, irrigação e produção de alimentos (Tundisi, 2008a). A escassez de água representa importante entrave no desenvolvimento social e econômico das populações rurais, e dentre elas, as do semiárido do Nordeste do Brasil (Silva *et al.*, 2006). Atualmente os recursos hídricos disponíveis para o abastecimento humano, além de escassos, estão cada vez mais pobres em qualidade. A qualidade da água nos ecossistemas de água doce é dependente de fatores e processos bióticos, abióticos e antrópicos, sendo que esses ecossistemas são permanentemente supridos por matéria orgânica terrestre (Moraes, 2009).

Em regiões semiáridas os ecossistemas aquáticos diferem por apresentar características intrínsecas ao clima quente como a elevada salinidade dos açudes decorrentes dos longos períodos de secas, nos quais os teores de íons dissolvidos são elevados, pois a intensa evaporação não é compensada pela precipitação (Barbosa e França, 2011). Além disso, os rios apresentam baixa vazão e tem em sua maioria caráter intermitente. Para Silva *et al.* (2006), a sazonalidade e a falta de sustentabilidade de algumas políticas públicas dificultam o desenvolvimento social nessas áreas e cria uma relação de dependência daquele que não tem água com “o dono da água”, gerando insegurança, impotência de ação e falta de autoestima nos mais pobres.

A região semiárida do nordeste brasileiro é caracterizada pela irregularidade na distribuição das chuvas e está exposta a extensos períodos de seca. Para solucionar os problemas advindos da seca, foram construídas barragens para fins de irrigação e perenização dos rios. Em virtude da maior escassez de água, os reservatórios apresentam uma vazão efluente reduzida e um elevado tempo de retenção hidráulica, além de um balanço hídrico negativo durante a maior parte do ano, favorecendo o acúmulo e a concentração de sais e nutrientes (Barbosa e França, 2011). Um longo tempo de residência da água também aumenta a acumulação de nutrientes, que direta e indiretamente promove o crescimento do fitoplâncton, em particular níveis elevados de nutrientes de origem antropogênica, por exemplo, agricultura e esgoto (Burford *et al.*, 2006).

A construção de reservatórios, regionalmente chamados de açudes no semi-árido brasileiro, foi vital para o desenvolvimento da região (Freitas *et al.*, 2011). Esses ecossistemas funcionam muitas vezes, como única fonte de água para a população local, além de serem ricos em biodiversidade (Barbosa e França, 2011). Os benefícios da construção de reservatórios foram sempre considerados em relação aos seus impactos negativos, tais como a perda de biodiversidade (aquático e terrestre), o declínio da qualidade da água do rio e as mudanças sociais e econômicas induzidas pela construção (Tundisi, 2008b).

Em geral, os reservatórios são "atratores" de desenvolvimento econômico, estimulam a migração e promovem uma reorganização geral dos sistemas locais e regionais. Isso tem uma consequência sobre a qualidade da água e os usos múltiplos do reservatório (Tundisi, 2008b). Eles são utilizados para múltiplas finalidades como o abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação animal, pesca, aquicultura e lazer, constituindo-se, portanto, em ecossistemas de grande valor sócio-econômico e cultural (Freitas *et al.*, 2011). Os usos múltiplos do reservatório e de bacias hidrográficas baseados em atividades humanas trazem mudanças nas entradas de nutrientes que são provavelmente a principal razão para induzir modificações no estado trófico do reservatório, nas assembleias de fitoplâncton e nas condições físico-químicas (Molisani *et al.*, 2010).

A construção de reservatórios é uma solução para os problemas associados à necessidade de água, assegurando a disponibilidade na época da seca. No entanto, os reservatórios são influenciados por fatores como tempo de residência da água, altas temperaturas e evapotranspiração que, juntamente com o despejo crescente de esgoto doméstico e industrial dos centros urbanos, têm infligido problemas ambientais como a eutrofização em reservatórios localizados no Nordeste do Brasil (Dantas *et al.*, 2008).

Em função da eutrofização, muitos reservatórios e lagos no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação (Figueirêdo *et al.*, 2007). Apesar de serem considerados de extrema importância para o desenvolvimento sócio-econômico regional, em função dos múltiplos usos associados, a maioria dos reservatórios da região semi-árida do nordeste brasileiro encontra-se em estado eutrófico ou hipereutrófico (Lazzaro *et al.* 2003). Na região semiárida do Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco, a eutrofização dos reservatórios foi identificada como o maior problema relativo à perda de qualidade de água (Bouvy, 2000; Costa *et al.*, 2006a; Eskinazi-Sant'Anna *et al.*, 2006; Vasconcelos, *et al.*, 2011).

A poluição dos ambientes aquáticos representa uma ameaça à qualidade das águas doces necessárias para as redes de abastecimento público. As fontes geradoras de impactos nos ecossistemas aquáticos podem ser pontuais, isto é, introduzidas por lançamentos individualizados, como os despejos de esgotos sanitários ou de efluentes industriais e fontes não pontuais ou difusas por não advirem de um ponto preciso de geração como as oriundas de campos agrícolas, explorações pecuárias, e de drenagem urbana (Moraes, 2009). A contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos tem produzido impactos como a eutrofização, com consequências para a qualidade da água, a biota aquática e o funcionamento de lagos, rios e reservatórios (Barbosa e França, 2011).

Em condição natural, sem que haja interferência das atividades humanas, a eutrofização é gradual e muito lenta, demora muitas décadas até estabelecer-se. Os lagos profundos e com baixa produtividade biológica sofrem processo de transformação, tornando-se rasos, com alta produtividade biológica e enriquecidos por nutrientes. Diferentemente, a eutrofização, artificial ocorre de forma brusca e muito rápida, trazendo diversos prejuízos às populações aquáticas e humanas. A mortalidade de peixes e outros organismos, por exemplo, é causada pela falta ou diminuição de oxigênio decorrente do crescimento excessivo do fitoplâncton, sem falar nas toxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias (Chorus e Bartram, 1999). Estudos realizados no nordeste do Brasil tem demonstrado freqüentes impactos de diferentes graus na qualidade da água, com consequências ecológicas, econômicas e sociais que se refletem na saúde humana (Bouvy *et al.*, 2003; Costa *et al.*, 2006).

Outra preocupação iminente refere-se aos efeitos da eutrofização atrelados às mudanças climáticas globais. As previsões mais otimistas esperam um aumento de 4 a 6°C no semiárido nordestino nos próximos 60 anos (Barbosa e França, 2011). Vários estudos demonstraram que o aquecimento climático favorece o crescimento das cianobactérias (Romo *et al.*, 2004; Paerl e Huisman, 2008, 2009; Kostén *et al.*, 2012). Futuros cenários de mudanças climáticas estimam aumento de temperaturas, maior estratificação vertical dos ecossistemas aquáticos, e alterações nos padrões climáticos sazonais e interanuais (incluindo secas, tempestades, inundações), e essas alterações contribuem para a formação de florações de cianobactérias nocivas em águas eutrofizadas (Paerl e Huisman, 2009). As implicações remetem a um clima mais quente, onde as concentrações de nutrientes precisam ser reduzidas substancialmente em muitos lagos para que a dominância de cianobactérias seja controlada (Kostén *et al.*, 2012).

A eutrofização artificial é um dos problemas ambientais de águas continentais mais difundidos e tem como consequência a proliferação de algas e macrófitas aquáticas. Como o meio é incapaz de decompor, dissipar ou assimilar a carga de esgotos excessiva, ele entra em

desequilíbrio, com oscilações bruscas entre crescimento e mortandade de algas e macrófitas (Moraes, 2009). O desenvolvimento exagerado dos produtores só ocorre porque existe, por um lado, grande quantidade de nutrientes disponíveis na água, e por outro lado, porque as populações de consumidores não são suficientemente numerosas para conseguirem, por herbivoria, eliminar o excesso de algas.

A avaliação do estado trófico de ecossistemas aquáticos pode ser adotada como instrumento de gestão de recursos hídricos, uma vez que contribui para o entendimento da resposta biológica ao incremento de nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo, nesses ambientes (Cunha *et al.*, 2008). Alguns critérios para determinação do estado trófico do ecossistema aquático são: as concentrações de oxigênio dissolvido, transparência da água (disco de Sechii), composição do fitoplâncton, concentração de nutrientes (fósforo total), medidas de biomassa (clorofila-a) e medidas de produção orgânica (Barbosa *et al.*, 2006; Lamparelli, 2004).

Considerando-se o crescente quadro de problemas gerados pelos acelerados processos de eutrofização em lagos e reservatórios do mundo, o completo entendimento dos inúmeros processos químicos, físicos e biológicos intrínsecos à eutrofização é um desafio para a eficiência de planos de manejo e recuperação (Crosseti, 2006). O aumento e a diversificação dos usos múltiplos, o extenso grau de urbanização e o aumento populacional resultaram em uma multiplicidade de impactos que exigem, evidentemente, diferentes tipos de avaliação, novas tecnologias de monitoramento e avanços tecnológicos no tratamento e gestão das águas (Tundisi, 2003).

Com o declínio da qualidade dos recursos aquáticos torna-se necessária a busca de novas soluções que visem a conservação, pois o problema da água é o resultado de múltiplas causas e efeitos interdependentes (Moraes, 2009). É fundamental promover, em âmbito nacional, um conjunto de estudos estratégicos sobre recursos hídricos e energia, recursos hídricos e economia, água e saúde humana, água e mudanças globais, com a finalidade de promover visões e cenários de longo prazo que estimulem políticas públicas consolidadas (Tundisi, 2008a). Acima de tudo, o futuro dos recursos hídricos depende de uma integração entre o conhecimento de dados biogeofísicos e a sócioeconomia regional, incluindo-se as tendências e a construção de cenários (Tundisi, 2003).

Atributos funcionais da diversidade do Fitoplâncton

Dentre as populações de organismos planctônicos, a que mais se destaca na classificação ecológica dos corpos d'água é a do fitoplâncton, justamente pela sua presença em todo tipo de água continental, além de incluir espécies tolerantes a presença de poluentes, que respondem prontamente as mudanças ocorridas (Gemelgo, 2008).

Reynolds (2006) define o fitoplâncton como o conjunto de microorganismos fotossintéticos, adaptados a viver em parte ou continuamente em águas abertas. Como tal, parte é fotoautotrófica e o maior produtor primário de carbono orgânico na área pelágica dos mares e das águas continentais. O fitoplâncton é composto por vários grupos taxonômicos (cianobactérias, clorofíceas, euglenofíceas, criptofíceas, crisofíceas, diatomáceas, dinofíceas, entre outros) o que confere a essa associação de microorganismos uma ampla diversidade morfológica, ecológica e fisiológica.

O ambiente aquático apresenta características especiais e particulares, como viscosidade, transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, fluxo, entre outras, que é de fundamental importância para que se possa entender o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Lampert e Sommer, 2007). Assim, a compreensão do significado destas variáveis torna-se fundamental para um perfil diagnóstico das condições ecológicas de um corpo aquático, contribuindo para o entendimento da dinâmica das comunidades aquáticas.

A composição e biomassa de espécies de fitoplâncton em reservatórios depende de uma complexa combinação de fatores, tais como temperatura, luz, disponibilidade de nutrientes e comunidade de zooplâncton (Dantas *et al.*, 2012). A sua distribuição espacial ocorre em função da circulação do lago, intensidade dos ventos, crescimento intensivo, migração vertical e predação pelo zooplâncton, sendo controlada basicamente pela sazonalidade, períodos de chuva e seca, quantidade de nutrientes na água, estratificação e circulação (dependente da profundidade) e conseqüente camada de mistura (Coquemala, 2005).

A variabilidade temporal e a estrutura e funcionamento da comunidade fitoplanctônica são de fundamental importância para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Como respostas aos processos interativos de variáveis físicas, químicas e biológicas, e organização na abundância e composição específica do fitoplâncton são freqüentemente observados. (Crossetti e Bicudo, 2008). Vários estudos recentes têm relacionado composição do fitoplâncton com fatores ambientais em uma tentativa de propor modelos e padrões para lagos e reservatórios sob estados tróficos distintos (Moura *et al.*, 2007).

O fitoplâncton pode ser estudado sob o ponto de vista qualitativo, em que são abordados aspectos taxonômicos, e quantitativos para definir, nas diversas escalas de espaço e tempo, padrões de distribuição espacial e temporal em relação aos parâmetros abióticos, tais como temperatura, transparência, nutrientes e condições climatológicas (Coquemala, 2005). Nos ambientes de água doce alterações qualitativa e/ou quantitativas da comunidade fitoplanctônica pode ter um significado importante para vários componentes do ecossistema e por sua vez a água se tornar inadequada para vários usos (Moura *et al.*, 2007).

As condições ambientais em reservatórios tropicais são influenciados por eventos de precipitação, que alteram o volume e nível do ecossistema e são especialmente importantes para a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (Dantas *et al.*, 2012). O Nordeste do Brasil tem áreas marcadas por uma estação seca bem definida, muitas vezes com a seca prolongada e uma estação chuvosa. Estas estações são influenciados por eventos climáticos que, por sua vez, afetam as comunidades biológicas em reservatórios, especialmente a comunidade fitoplanctônica (Moura *et al.*, 2011).

O conhecimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica, especificamente, é relevante não apenas por sua importância para a produção primária do ambiente pelágico, como também por serem as flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa, indicadoras eficientes das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos (Andrade, 2008; Carraro, 2009). Considerando a importância de estudos sobre a comunidade fitoplanctônica dos ecossistemas lênticos uma vez que estes organismos tem sido a base da cadeia trófica alimentar é um fator importante para a saúde pública (Moura *et al.*, 2007). Neste contexto, o conhecimento da comunidade fitoplanctônica, como parte integrante e dinâmica dos processos de eutrofização, fornece informações imprescindíveis para gestão e manejo adequados (Crosseti, 2006).

O conceito de estratégias adaptativas proposto por Grime (1979) para a vegetação terrestre, foi adaptado por Reynolds (1988) que classificou as espécies do fitoplâncton em três estratégias adaptativas (C-S-R) com base na sua suscetibilidade à perturbação do habitat, estresse e utilização de recursos limitados: C (invasivas-competidoras), S (estresse tolerantes) e R (ruderais). Neste modelo, as C-estrategistas dominam em lagos com baixa intensidade de perturbação e tensão, compreendendo espécies adaptadas a reprodução rápida e uma superior capacidade de dominar o meio, explorando parcialmente ambientes saturados de luz e nutrientes. As espécies S-estrategistas toleraram o estresse ou sobrevivem em ambientes com uma restrição severa de nutrientes essenciais e desenvolvem-se em situações de baixa

perturbação. As R-estrategistas, que são predominantes em ambientes verticais com grande estresse, aptas a explorarem ambientes turbulentos, turbidos e gradientes de luz.

A abordagem baseada nos traços funcionais permite fazer maiores generalizações do que uma abordagem baseada na filogenia, dessa perspectiva funcional surge o interesse em classificar espécies em grupos que se relacionam diretamente com as funções do ecossistema (Brasil e Huszar, 2011). Reynolds *et al.* (2002) propuseram um esquema de classificação funcional de espécies do fitoplâncton, que categoriza espécies com semelhanças morfológicas, fisiológicas e ecológicas em grupos funcionais nomeados a partir de caracteres alfa-numéricos. Os grupos funcionais consistem em espécies com semelhante morfologia e requisitos ambientais, mas eles não necessariamente pertencem à mesma grupo filogenético (Elif e Gönülol, 2010). De acordo com Weithoff (2003), uma característica funcional é uma característica ou propriedade de um organismo que é mensurável e influencia um ou mais processos funcionais essenciais, tais como crescimento, reprodução, aquisição de nutrientes, etc. Dessa forma, os caracteres funcionais abraçam características fisiológicas, morfológicas e fenológicas que governam o desempenho ecológico (McGill *et al.*, 2006;. Violle *et al.*, 2007).

Becker *et al.* (2010), apontaram duas idéias principais encontradas na base da teoria dos grupos funcionais: i) uma espécie funcionalmente bem adaptada é provavelmente mais tolerante a condições limitadoras de que uma espécie menos adaptada, ii) um habitat tipicamente limitado pela luz, P, C, N, ou outra variável de resposta é mais susceptível de suportar as espécies com adaptações apropriadas para funcionar ali.

Atualmente, 38 grupos funcionais são descritos (Reynolds *et al.*, 2002; Padisák *et al.*, 2009), cada um representado por símbolos alfanumérico, chamados de codões. As associações ajudam a caracterizar e entender aspectos ecológicos do ambiente (Coquemala, 2005). Os diferentes grupos do fitoplâncton dispõem em sua heterogeneidade morfológica, fisiológica e, conseqüentemente, funcional, de atributos indispensáveis para seu sucesso ecológico, fornecendo importantes informações sobre os ambientes aquáticos e sua limnologia, constituindo ferramentas indispensáveis ao monitoramento e manejo desses ecossistemas. (Crossetti, 2006). Moura *et al.* (2007a) afirmam que as associações fitoplanctônicas se constituem numa ferramenta para o entendimento de eventos de dominância dos reservatórios. Dessa forma, os estudos sobre grupos funcionais são importantes indicadores de condições ambientais e do estado de qualidade da água desses locais.

A comunidade fitoplanctônica pode funcionar como um "sensor" de mudanças nas características físicas e químicas dos ambientes aquáticos, sobretudo no que concerne à concentração de nutrientes, respondendo rapidamente a essas modificações, sendo usualmente

empregados como bioindicadores de condições ecológicas de ambientes aquáticos (Cunha *et al.*, 2008; Gemelgo *et al.*, 2009). Barbosa e França (2011) afirmam que o fitoplâncton tem grande importância como um potencial bioindicador das condições ambientais vigentes em que se encontram os corpos aquáticos, sendo também responsável por alguns problemas ecológicos quando se desenvolvem demasiadamente numa situação de excesso de nutrientes e de temperatura favorável.

Tendo em vista a relação existente entre os organismos e o meio onde vivem, e a capacidade da biota aquática responder a distúrbios (naturais ou antropogênicos), o fitoplâncton, sob certas condições, pode ser utilizado para o biomonitoramento de reservatórios, fornecendo informações sobre os estressores no sistema biológico, podendo eventualmente inferir sobre a qualidade da água (Buss *et al.*, 2008; Chellapa *et al.*, 2009). Num contexto mais amplo, associações fitoplanctônicas e suas estratégias de sobrevivência são boas ferramentas para caracterizar e prever a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Moura *et al.*, 2007). Assim, o fitoplâncton é importante para prever eventos ambientais e por consequência a interpretação do funcionamento dos reservatórios (Dantas *et al.*, 2008).

Padisák *et al.* (2006) desenvolveram um índice (Q) que fornece cinco graus de qualificação da água, a partir dos grupos funcionais do fitoplâncton *sensu* Reynolds (Reynolds *et al.*, 2002). Este índice foi desenvolvido para avaliação do estado ecológico da água pela “Water Framework Directive” (WFD), proposto pela comunidade europeia, que é um conceito amplo que objetiva o desenvolvimento sustentável de estratégias de manejo das águas na Europa (Padisák *et al.*, 2006). O índice Q leva em consideração o peso relativo dos grupos funcionais na biomassa total e um número fator estabelecido para cada grupo funcional em um determinado tipo de lago, o índice Q pode ser aplicado para avaliação ecológica do ambiente, sem limitação geográfica (Padisák *et al.*, 2006).

Diferentemente de qualquer outro índice desenvolvido, o índice Q de grupos funcionais não dá preferência a nenhum impacto humano em particular (mudança de estado trófico, acidificação, dessalinização/salinização, etc.), o que aumenta muito o campo de aplicação (Padisák *et al.*, 2006). Nesse sentido, o índice Q parece ser uma nova ferramenta a ser aplicada e avaliada para o incremento do uso do fitoplâncton como discriminador no monitoramento da qualidade de água (Crosseti, 2006).

Cianobactérias e Cianotoxinas

Cianobactérias (cianoprocaríotas, cianófitas ou algas verde-azuladas) representam um antigo, mas diversificado e abundante grupo de microorganismos que possuem estrutura de célula procariótica (bacteriana) e predominantemente dependente do CO₂ na evolução da fotossíntese aeróbica (Komárek, 2003). Oliveira *et al.* (2010) classificam as cianobactérias como organismos procariotos gram-negativos, portadores de características que as tornam verdadeiras máquinas de adaptação. Sua presença no planeta ocorre desde o surgimento da vida há 3,5 bilhões de anos, comprovada através de nanofósseis sedimentados em estromatólitos na Costa Noroeste da Austrália (Calijuri *et al.*, 2006). Como foram os primeiros seres a realizar fotossíntese, esses organismos são registros vivos da evolução que ocorreu em nosso planeta.

A distribuição geográfica e a taxonomia das cianobactérias tem sido estudada há muito tempo. Costa (2003), ressalta a importância da taxonomia para o uso de uma linguagem similar entre os cientistas. O sistema taxonômico que se desenvolveu durante séculos se baseava quase inteiramente em morfologia (Whitton e Potts, 2002). Anagnostidis e Komárek (1985, 1988, 1990) e Komárek e Anagnostidis (1986, 1989, 1999 e 2005) têm sido mais amplamente utilizados na identificação de cianobactérias. Atualmente, a taxonomia polifásica foi utilizada para caracterizar táxons de cianobactérias com mais precisão. Abordagens moleculares e fenotípicas têm contribuído na formação de grupos filogenéticos coerentes e tem resolvido muitos dos problemas na classificação destes organismos (Werner, 2012).

As cianobactérias apresentam uma considerável diversidade morfológica, elas podem ser unicelulares ou filamentosas, e estas podem ocorrer isoladamente ou agrupados em colônias. As formas filamentosas podem ocorrer como espiral, em linha reta ou cadeias torcidas de células, e às vezes tomar uma morfologia secundária como um resultado da agregação ou entrelaçamento de muitos filamentos (Whitton e Potts, 2002). As células podem ser esféricas, oblongas, cilíndricas, elípticas, fusiformes e piriformes com uma enorme variação de tamanho. Externamente a parede celular pode haver ou não uma bainha mucilaginosa que é composta por polissacarídeos. A reprodução é sempre assexuada por divisão binária.

Esse grupo de organismos se distribui nos mais variados habitats, são componentes naturais do fitoplâncton, encontrados em ambientes marinhos, tanto nas regiões neríticas como pelágicas; em águas salobras como mangues e estuários; e de água doce, tais como rios, lagos e reservatórios, e frequentemente formam florações que atingem elevada biomassa

(Panosso *et al.*, 2007; Costa, 2003). Algumas características como a habilidade de fixação do gás nitrogênio, tendo como fonte primária de energia a luz solar, fazem com esse grupo procariota despertem os mais variados interesses no homem.

Nos dias atuais, encontramos cianobactérias em praticamente todos os ambientes terrestres, sobretudo nos aquáticos. Para vencer a competição por alimentos, sempre acirrada nas águas do planeta, algumas adaptações foram surgindo, conferindo-lhes vantagens competitivas que as torna dominante e persistente em corpos d'água de diferentes estados tróficos, tais como, os heterocitos e os acinetos (Oliveira *et al.*, 2010). O primeiro é responsável pela captura de nitrogênio do ar (N₂), e o segundo são células que armazenam reservas de proteínas sob a forma de grânulos de cianoficina e são altamente resistentes ao dessecamento (Calijuri *et al.*, 2006).

Muitos fatores, tais como temperatura, luz, capacidade de regular sua posição na coluna da água, tolerância à reduzida luminosidade subaquática, à baixas concentrações de CO₂ e ao elevado pH, afinidade por fósforo e capacidade de estocar esse elemento nas células, baixa afinidade por nitrogênio, dominando em sistemas com reduzida razão entre nitrogênio e fósforo totais, bem como a capacidade de fixar nitrogênio molecular, resistência a predação e interações microbiológicas podem estar envolvidos no sucesso ecológico das cianobactérias (Bouvy *et al.*, 2001; Whitton e Potts, 2002; Crosseti, 2006; Becker *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2009; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010; Dantas *et al.*, 2011; Dolman *et al.*, 2012; Kosten *et al.*, 2012).

No entanto, estudos demonstram que o domínio destas algas ocorre devido ao sinergismo de uma combinação destes fatores, particularmente a influência “bottom up” e mudanças físicas (Briand *et al.*, 2002; Marinho e Huszar, 2002; Figueredo e Giani, 2009; Soares *et al.*, 2009a; Dantas *et al.*, 2011). Estudos mundiais sobre cianobactérias são há muito tempo realizados buscando a compreensão dos diferentes mecanismos e atributos de seu sucesso ecológico (Crosseti e Bicudo, 2005; Costa *et al.*, 2009; Dantas *et al.*, 2011; Bonilla *et al.*, 2011; Dolman *et al.*, 2012; Romo *et al.*, 2012).

A construção de grandes reservatórios no Brasil começou no início do século passado, e, nas últimas décadas alguns destes sistemas têm sofrido com uma eutrofização intensa, resultando em perda de qualidade da água e aumento na ocorrência de florações de cianobactérias (Dellamano-Oliveira *et al.*, 2008; Soares *et al.*, 2009). É crescente o problema de cianobactérias em reservatórios em todo o mundo como consequência dos processos de eutrofização artificial, que favorece a rápida proliferação de cianobactérias no ambiente aquático, conhecida como “floração” ou “*bloom*” (Bouvy *et al.*, 2001; Carneiro e Leite,

2008). Este crescimento excessivo de cianobactérias planctônicas está entre as principais ameaças que põem em perigo o uso da água em lagos rasos (Bonila *et al.*, 2011).

O crescimento massivo de cianobactérias nos ecossistemas aquáticos continentais limita utilização daqueles ambientes como áreas de recreação e de abastecimento em razão da redução na transparência da água, do odor e gosto desagradáveis gerado pelas florações, aspecto repugnante e, nos casos de degradação da floração, anoxia da coluna da água (Molica e Azevedo, 2009). Entretanto, o fato marcante em relação às cianobactérias é que cerca de 40 gêneros, dentre os aproximadamente 150 descritos, estão relacionados à produção de potentes toxinas (Apeldoorn *et al.* 2007), dos quais os principais são *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc* e *Oscillatoria-Planktothrix* (Carmichael, 2001).

Nem todas as florações de cianobactérias são tóxicas e algumas podem ser tóxicas durante apenas um período do ano, do mês ou da semana (Molica e Azevedo, 2009). O autor explica que a razão mais comumente aceita é a dominância de cepas tóxicas e não-tóxicas, as quais, quando são da mesma espécie, não podem ser separadas fenotipicamente. As florações de cianobactérias constituem uma preocupação especial, pelo fato das cianotoxinas provocarem efeitos adversos na saúde humana, os quais estão evidenciados em estudos epidemiológicos e toxicológicos (Fernandes, 2008). As intoxicações humanas sempre chamam a atenção. Contudo, em se tratando das toxinas desses microrganismos, o maior risco pode não estar nos grandes eventos de intoxicações; mas sim, em contaminações crônicas que podem afetar populações inteiras, tanto de organismos silvestres como de seres humanos (Oliveira *et al.*, 2010).

A contaminação pode ocorrer por simples contato ou pela ingestão de seres vivos contaminados. Além do risco de consumo de alimentos contaminados, o outro risco de intoxicação humana está relacionado com as águas para consumo, uma vez que na maioria das vezes a água é captada superficialmente em sistemas de captação, locais estes com características propícias para o desenvolvimento de cianobactérias (Fernandes, 2008).

Brandão (2008) afirma que alguns animais não resistem aos ambientes eutróficos dominados por cianobactérias, podendo morrer devido à ação das microcistinas. Porém nos casos de toxicidade subletal, os animais (moluscos, peixes e lagostas) conseguem sobreviver tempo suficiente para acumular as toxinas e transferi-las ao longo da cadeia alimentar, oferecendo risco ao consumo humano.

Casos de intoxicação humana por cianotoxinas já foram descritos em vários países. Na Austrália após a exposição dos indivíduos a contaminação da água potável e no Reino Unido,

onde recrutas do exército foram expostos ao nadare ao praticar canoagem (Apeldoorn *et al.*, 2007). No Brasil, um caso de contaminação ganhou repercussão mundial quando 52 pacientes morreram por hepatotoxicose aguda depois de submetidos a diálise renal, em um centro de hemodiálise de Caruaru, Brasil, em 1996, fato que ficou conhecido como “Síndrome de Caruaru” (Azevedo *et al.* 2002). Os autores explicam que análises prévias da água do reservatório de abastecimento da cidade indicaram cianobactérias como grupo dominante, bem como a presença de microcistinas no sistema de tratamento de água na clínica de hemodiálise e também no soro e em amostras de tecido do fígado dos pacientes.

Intoxicação animal pelo consumo de água contaminada com cianobactérias tóxicas também foi bem documentado em todo o mundo (Chorus e Bartram, 1999). Uma vez que ocorrem intoxicações por cianotoxinas não há antídotos para neutralizar seus efeitos e nem existem tratamentos para estas intoxicações (Brandão, 2008).

Vários trabalhos relatam que a expansão de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, tem-se se tornado um fenômeno comum em vários países do mundo (Davis e Koop, 2006; Apeldoorn *et al.*, 2007), no Brasil (Sant’Anna e Azevedo, 2000; Sant’Anna *et al.*, 2008), na região Nordeste (Azevedo *et al.*, 2002; Barbosa e Mendes, 2005; Bouvy *et al.*, 2000; Huszar *et al.*, 2000; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010) e na porção semi-árida do estado do Rio Grande do Norte (Costa *et al.*, 2006a, 2006b, 2009; Eskinazi-Sant’Anna *et al.*, 2006; Eskinazi-Sant’Anna *et al.*, 2007; Panosso *et al.*, 2007).

Apesar das medidas tomadas para reduzir as florações de cianobactérias, a sua frequência e duração estão aumentando (Kosten *et al.*, 2012). A contaminação da água por cianotoxinas constitui um sério problema de saúde pública, principalmente em áreas com escassez de água, como é o caso da região semi-árida brasileira, onde é elevada a demanda para múltiplos usos dos reservatórios, tais como abastecimento, pesca, aquíicultura e lazer (Panosso *et al.*, 2007). Bittencourt-Oliveira *et al.* (2010) e Soares *et al.* (2004) retratam essa mesma preocupação. Considerando que a qualidade da água é um fator limitante para o desenvolvimento econômico e social do semiárido, a presença excessiva de cianobactérias nos reservatórios representa uma ameaça constante (Eskinazi-Sant’Anna *et al.*, 2006).

É necessário o entendimento de que um padrão de potabilidade verdadeiramente seguro à saúde pública não poderá ser concretizado apenas numa estação de tratamento de água, e sim partir de um programa eficiente de saneamento básico fundamentado num controle que seja rigoroso com o destino dos efluentes domésticos, agrícolas e industriais, o que supostamente dificultaria a entrada de nutrientes que predisõem os mananciais aos processos

de eutrofização artificial e conseqüentemente a um de seus efeitos mais danosos à saúde pública: as florações de cianobactérias tóxicas (Brandão, 2008).

As toxinas produzidas por cianobactérias, denominadas de cianotoxinas, são um grupo diverso de toxinas naturais, tanto a partir do produto químico e do pontos de vista toxicológico (Chorus e Bartram, 1999). A célula cianobacteriana produtora de toxinas armazenam essas toxinas durante a maior parte da sua vida, sendo apenas liberadas durante a lise celular, quando as cianobactérias são ingeridas pelo zooplâncton ou peixes, quando estouram no processo de tratamento de água para consumo ou quando se decompõem naturalmente (Fernandes, 2008). Apeldoorn *et al.* (2007) afirmam que a liberação de toxinas parece ocorrer na maior parte, se não exclusivamente, durante a senescência celular, morte e lise, e não por excreção contínua, e é reforçada por tratamentos químicos para erradicação de cianobactérias, especialmente a utilização de algicidas, quer sulfato de cobre ou herbicidas orgânicos (Apeldoorn *et al.*, 2007).

A ocorrência de determinados tipos de cianotoxinas depende da composição das comunidades de cianobactérias, uma vez que diferentes espécies podem produzir toxinas diferentes e suas concentrações podem ser previstas pelo biovolume das espécies produtoras, (Dolman *et al.*, 2012). De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos (Chorus e Bartram, 1999). Entretanto, por suas ações farmacológicas, as três principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são: neurotoxinas e hepatotoxinas e citotoxina ou dermatotoxinas-LPS (Calijuri *et al.*, 2006).

As neurotoxinas produzidas por cianobactérias podem ser divididas em cinco subgrupos: anatoxina-a, homoanatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxina e neosaxitoxina (Dow e Swoboda, 2002). Essas toxinas agem em vertebrados através de diferentes mecanismos fisiológicos, entretanto, todas levam a morte por parada respiratória, que geralmente é bastante rápida (Molica e Azevedo, 2009).

Anatoxina e suas variantes são alcalóides neurotóxicos de baixo peso molecular e alta toxicidade (Carneiro e Leite, 2008), causando paralisia muscular por super estimulação das células musculares, nomeadamente as respiratórias, que acabam por paralisar por cansaço (Fernandes, 2008). Anatoxina-a tem sido encontrada em *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Aphanizomenon*, homoanatoxin-a a partir *Oscillatoria*, anatoxina-a(s) a partir de *Anabaena*, e saxitoxinas partir *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* e *Lyngbya* (Chorus e Bartram, 1999). A anatoxina-a(s) tem uma estrutura química diferente da anatoxina-a e apresenta uma sintomatologia que difere essencialmente no fato de provocar salivação (daí o

sufixo (s) no nome), inibindo a enzima acetilcolinesterase (Fernandes, 2008). A saxitoxina e neosaxitoxina interfere a neurotransmissão, ou seja, os impulsos nervosos, pelo bloqueio dos canais de sódio neuronal em toda o membrana do axônio (Dow e Swoboda, 2002).

As hepatotoxinas produzidas por espécies de *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Planktotrix*, *Nostoc* e *Nodularia* são as mais bem estudadas e são causadoras da maioria dos incidentes ambientais com cianobactérias tóxicas (Oliveira *et al.*, 2010). Elas apresentam uma ação mais lenta, podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias (Molica e Azevedo, 2009). As toxinas deste grupo são conhecidas como microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas.

As microcistinas são as hepatotoxinas mais comumente encontradas em *blooms* de água doce, são peptídeos cíclicos formados por sete aminoácidos (heptapeptídeos cíclicos) de pesos moleculares (PM's) entre 800 e 1100 (Carneiro e Leite, 2008). Em muitos aspectos, nodularinas possuem propriedades químicas semelhantes como microcistinas. Ambos são moléculas relativamente polares e são determinados muitas vezes com os mesmos métodos e mesmo dentro da mesma corrida analítica (Apeldoorn *et al.*, 2007).

O órgão alvo destes dois grupos, nos animais, é o fígado. Tanto as microcistinas como as nodularinas chegam aos hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares e promovem uma desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos, como consequência o fígado perde sua arquitetura e desenvolve graves lesões internas, a perda de contato entre as células cria espaços internos que são preenchidos pelo sangue que passa a fluir dos capilares para esses locais, provocando uma hemorragia intra- hepática letal, dentro de horas, ou insuficiência hepática, dentro de dias (Chorus e Bartram, 1999; Apeldoorn *et al.*, 2007). Este processo é irreversível pelo que, mesmo não havendo letalidade, as lesões persistem verificando-se disfunção hepática (Fernandes, 2008).

De acordo com a Portaria 2.914/2011 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, o valor máximo permitido de cianotoxinas em água para consumo humano é de 1,0 µg/L de microcistinas e 3,0µg/L de saxitoxinas.

Cilindrospermopsina é uma hepatotoxina também peptídica classificada como alcalóide guanídico cíclico (Brandão, 2008), foi inicialmente isolada a partir de uma cultura de *Cylindrospermopsis raciborskii* obtido a partir de um reservatório de abastecimento de água no norte da Austrália tropical (Chorus e Bartram, 1999). É uma citotoxina que em geral bloqueia a síntese de proteínas, e os primeiros sintomas clínicos de envenenamento são insuficiência renal e hepática (Apeldoorn *et al.*, 2007). Em sua forma pura, afeta

principalmente o fígado, além de induzir sintomas patológicos nos rins e coração (Carneiro e Leite, 2008). Por via oral, cilindrospermopsina pode causar gastroenterites, hepatite, insuficiência renal e hemorragia, decorrente das lesões no revestimento intestinal, nos hepatócitos, nas célula dos rins e nos vasos sanguíneos, respectivamente (Apeldoorn *et al.*, 2007). Essa cianotoxina tem ação lenta, requerendo de 5 a 7 dias para produzir seu efeito tóxico máximo (Molica e Azevedo, 2009).

A detecção e análise das cianotoxinas podem ser feitas recorrendo a métodos químicos, bioquímicos, biológicos ou imunológicos. De todas as cianotoxinas, as microcistinas são as que têm métodos de detecção e quantificação mais desenvolvidos (Fernandes, 2008). Os bioensaios utilizando camundongos têm sido o teste padrão para avaliação de toxicidade de cianobactérias, no que se refere à saúde pública (Brandão, 2008).

Embora existam numerosos estudos sobre toxinas individuais ou produtores de toxinas não existem estudos abrangentes que proporcionam informações sobre as concentrações de diferentes toxinas, biovolumes da taxa de cianobactérias, e concentrações de nutrientes dos lagos com diferentes estados tróficos (Dolman *et al.*, 2012).

O conhecimento sobre etapas importantes para remoção de microcistina durante o tratamento da água e sobre seus possíveis efeitos em doses não letais aos pacientes renais crônicos é também vago apesar da Sociedade Brasileira de Nefrologia (SBN) considerar que qualquer concentração mensurável de cianotoxina em águas de unidades de hemodiálise representa um risco potencial aos pacientes durante o procedimento e recomendar que a concentração de cianotoxinas em água destinada a este fim seja igual a zero (Brandão, 2008).

Costa (2003) considera que há limitações de métodos e técnicas devidamente testadas e seguras no tratamento e remoção de células de cianobactérias bem como suas toxinas. Para este autor o processo de tratamento convencional da água utilizado por empresas de e distribuição de água para o consumo humano não remove adequadamente as cianotoxinas, oferecendo riscos à saúde da população.

Infelizmente, as toxinas produzidas por cianobactérias não são removidas por processos convencionais de água de tratamento, tais como floculação, sedimentação filtração e cloração e processos de tratamento que incluem permanganato de potássio ou cloro, podem liberar as toxinas de cianobactérias que pode, portanto, alcançar as pessoas através da rede de abastecimento de água (Pitois, 2000 *apud* Apeldoorn *et al.*, 2007). Brandão (2008) corrobora essa informação, afirmando que as pesquisas têm demonstrado que as cianotoxinas em solução não são removidas por meio dos processos convencionais de tratamento, sendo inclusive resistentes à fervura.

Os estudos sobre as florações de cianobactérias potencialmente tóxicas em reservatórios brasileiros demonstram que populações de diversas localidades estão expostas a níveis subletais de cianotoxinas, entretanto é ainda falho e pouco abrangente o controle dos fatores que regulam a dominância destes organismos, apesar de haver no país legislação específica sobre o tema (Brandão, 2008).

A natureza e a extensão do "problema das cianobactérias" é geralmente mal compreendida e propensa a erros de interpretação, o que pode retardar significativamente o processo de conscientização ambiental. Uma quantidade considerável de esforços continuam sendo dedicados ao desenvolvimento de um nível transversal de sensibilização às causas e efeitos do crescimento de cianobactérias em águas superficiais (Harding, 2006). As questões que envolvem as cianobactérias e suas toxinas são comunicadas melhor por pessoas que estejam familiarizadas com o tema, daí a importância da sensibilização.

Educação Ambiental e sustentabilidade

As questões ambientais começaram a surgir devido a um conjunto de mudanças ocorridas pelo mundo, principalmente sob o argumento da industrialização acelerada que teve como consequência, a necessidade de apropriação cada vez maior e mais rápida dos recursos naturais e humanos, determinando amplas e profundas mudanças nas relações sociais e econômicas (Jardim, 2009). O quadro socioambiental que caracteriza as sociedades contemporâneas revela que o impacto do homem sobre o meio ambiente tem tido consequências cada vez mais complexas, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos (Jacobi, 2003). Nesse contexto, surge a necessidade de uma gestão ambiental, pois os espaços naturais necessitavam de uma atenção especial, e a partir daí o conceito de sustentabilidade como a surgir.

Para Jacobi (2003) o conceito de desenvolvimento sustentável surge para enfrentar a crise ecológica. Segundo esse autor as dimensões apontadas pelo conceito de desenvolvimento sustentável contemplam cálculo econômico, aspecto biofísico e componente sociopolítico, como referenciais para a interpretação do mundo e para possibilitar interferências na lógica predatória prevalecente.

O desenvolvimento sustentável envolve mudanças de pensamento e comportamento, constituindo uma preocupação com a espécie humana, colocando o indivíduo enquanto sujeito/objeto, na construção de uma sociedade sustentável (Pedrini e Brito 2006). Esse autor afirma que esse entendimento recai na garantia da viabilização de que os recursos sejam

preservados e/ou utilizados de forma racional, sem comprometer a capacidade suporte dos ecossistemas.

Uma ferramenta útil nesse processo de mudança e tentativa de redução dos impactos antrópicos sobre o meio ambiente como um todo é a Educação Ambiental. Pedrini e Brito (2006) destacam que a educação ambiental no Brasil não traçou um caminho linear, pois passou e vem passando muitos percalços para sua implantação e desenvolvimento no ensino formal, não-formal e informal.

Surgindo tardiamente, em meados da década de 80, a educação ambiental ganha dimensões públicas de grande importância como, por exemplo, a Constituição Federal em 1988 (Jardim, 2009). Esse crescimento significativo ocorre devido à transformação da problemática ambiental numa questão política de grande relevância, e a própria estratégia de desenvolvimento (Pedrini e Brito 2006). Atualmente, depois de três décadas do início das preocupações com as questões sócio-ambientais, é que a educação ambiental pode expressar-se sobre a necessidade de passar para a sociedade elementos éticos e conceituais a fim de estabelecer uma nova relação com a natureza, buscando superar seu caráter conservador que é muito forte na sociedade (Jardim, 2009).

A Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, que dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências, afirma no seu Capítulo I - Artigo 1º que Educação ambiental é um processo por meio do qual o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade. Em seu artigo 2º a lei enfatiza que a Educação Ambiental é um componente essencial e permanente da educação nacional, devendo estar presente de forma articulada, em todos os níveis de modalidades do processo educativo, em caráter formal e não formal.

A educação ambiental contribui para que o indivíduo seja parte atuante na sociedade, aprendendo a agir individual e coletivamente na busca de soluções para os problemas que hoje enfrentamos como é o caso do aquecimento global e a provável escassez de água potável no futuro (Belo, 2009). Jardim (2009) afirma que a educação ambiental é uma ação educativa que se desenvolve, através de uma prática, em que valores e atitudes promovem um comportamento rumo a mudanças perante a realidade, tanto em seus aspectos naturais como sociais, desenvolvendo habilidades e atitudes necessárias para dita transformação e emancipação.

Lima *et al.* (2007), dizem que é clara a necessidade de mudar o comportamento do homem em relação à natureza, no sentido de promover um modelo de desenvolvimento que assegure uma gestão responsável dos recursos do planeta, de forma a preservar os interesses das gerações futuras e, ao mesmo tempo, atender às necessidades das gerações atuais e à compatibilização de práticas econômicas e conservacionistas, gerando reflexos positivos junto à qualidade de vida de todos. A Educação Ambiental é um dos instrumentos mais importantes para a humanidade superar a crise ambiental em que se encontra, pois se acredita que, a partir da promoção de atividades educativas, os participantes vão internalizando os conceitos e valores necessários à construção de uma nova relação com o ambiente onde vivem, com novas atitudes e hábitos, bem como ajudam a propagar essas novas idéias. A educação para a cidadania representa a possibilidade de motivar e sensibilizar as pessoas para transformar as diversas formas de participação em potenciais caminhos de dinamização da sociedade e de concretização de uma proposta de sociabilidade baseada na educação para a participação (Jacobi, 2003). A Educação Ambiental vem contribuir em um processo interativo, participativo e crítico para o surgimento de uma nova Ética, esta vinculada e condicionada a mudanças de valores, atitudes e práticas individuais e coletivas (Abílio, 2011).

A educação ambiental é um processo pedagógico participativo que pretende incutir uma consciência crítica sobre a problemática ambiental, estendendo à sociedade a capacidade de captar a gênese e a evolução de problemas ambientais (Jardim, 2009). Para que a educação ambiental contribua na potencialização do desenvolvimento local, é preciso que a trajetória do seu processo educativo não se resuma exclusivamente à escola, mas que esteja articulada com o cotidiano das pessoas (Abílio, 2011). Jacobi (2003) afirma que a educação ambiental deve ser vista como um processo de permanente aprendizagem que valoriza as diversas formas de conhecimento e forma cidadãos com consciência local e planetária.

As atividades de Educação Ambiental são fundamentais para sensibilizar a população sobre a importância da água nos dias atuais. Nesse sentido, Abílio (2011) afirma que a Educação Ambiental, por si só, não pode resolver os problemas ambientais, mas é um dos principais instrumentos para promover a sensibilização dos atores sociais sobre a importância de se conservar o ambiente onde vivem. Se cada um cuidar adequadamente dos bens naturais que os cercam, essas ações vão se multiplicar e se transformar em consciência coletiva (Callisto e França, 2004). Logo, a educação ambiental se constitui em uma forma abrangente de educação, alterando a proposta de educação que conhecemos, visando à participação dos cidadãos nas discussões sobre educação ambiental (Jardim, 2009).

Entendida como um acervo de práticas no campo da comunicação, a divulgação científica deve propor a exposição pública (ou vulgarização) não só dos conhecimentos, mas dos pressupostos, valores, atitudes, linguagem e funcionamento da Ciência e Tecnologia, fazendo uso, para tanto, de uma ampla gama de meios disponíveis, dentre os quais a museologia (de observação e interativa), a dramaturgia (no teatro e televisão), a literatura e o jornalismo (de televisão, rádio e mídia impressa), além de outras iniciativas menos usuais, como os *café scientifique*, realizados primordialmente na Europa (Valério e Bazzo, 2008).

A educação desenvolvida na região semiárida nordestina, na maioria das vezes, é construída sobre valores e concepções equivocadas sobre a realidade da região. Nesse sentido a Educação Ambiental, sob a forma de ações de extensão é considerada uma ferramenta de divulgação científica, possibilitando a socialização do conhecimento, estreitando as barreiras existentes entre a sociedade e o conhecimento científico. Trata-se de um conhecimento que ultrapassa os limites institucionais e permeia os diferentes espaços educativos, ou seja, permitindo a prática e o aprendizado tanto na educação formal, como informal e não-formal (Abílio, 2011).

Feitosa (2011) diz que a formação de uma consciência ecológica nas diversas comunidades nordestinas do semiárido é fundamental pela atualidade do tema e pelo que a Educação Ambiental representa como instrumento básico na solução de cruciais problemas regionais e sua vinculação com as questões ambientais a nível mundial. A realidade atual exige uma reflexão cada vez menos linear, e isto se produz na inter-relação dos saberes e das práticas coletivas que criam identidades e valores comuns e ações solidárias diante da reapropriação da natureza, numa perspectiva que privilegia o diálogo entre saberes (Jacobi, 2003). O autor afirma que o momento atual exige que a sociedade esteja mais motivada e mobilizada para assumir um caráter mais propositivo, assim como para poder questionar de forma concreta a falta de iniciativa dos governos para implementar políticas pautadas pelo binômio sustentabilidade e desenvolvimento num contexto de crescentes dificuldades para promover a inclusão social.

O maior desafio encontrado para se alcançar a sustentabilidade é a ruptura com o paradigma dominante (Pedrini e Brito 2006). O importante é transformar, seja pela atividade consciente ou pela relação teoria-prática. A educação é um momento da práxis social transformadora, onde não se pretende considerar que a perspectiva 'ambiental' possa revolucionar a sociedade, mas sim que sem ela será complicado assim o fazer (Jardim, 2009). Torna-se cada vez mais necessário consolidar novos paradigmas educativos, centrados na preocupação de iluminar a realidade desde outros ângulos, e isto supõe a formulação de novos

objetos de referência conceituais e, principalmente, a transformação de atitudes (Jacobi, 2003).

Em síntese, os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos, têm acelerado e intensificado o processo de eutrofização artificial dos corpos hídricos, que provocam o surgimento de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, gerando problemas econômicos, ecológicos e sociais, uma vez que essas toxinas podem afetar o pescado e microorganismos aquáticos, desequilibrando a estrutura trófica desse ecossistema e, como consequência mais grave, representam um risco à saúde humana.

Diante do problema exposto fazem-se os seguintes questionamentos: Existe distribuição espacial e temporal diferenciada da comunidade fitoplânctonica ao longo do perfil vertical da coluna d'água de acordo com o regime de estiagem e seca? O fitoplâncton pode ser usado como um bom indicador de qualidade de água e discriminador das condições ambientais na região semiárida brasileira?

A partir de tais questionamentos, vislumbramos as seguintes hipóteses: a distribuição do fitoplâncton, especialmente cianobactérias, responde temporalmente aos padrões de chuva e estiagem, e elas apresentam estratégias diferenciadas ao longo de sua distribuição espacial e temporal; O fitoplâncton é um bom discriminador do estado ecológico do reservatório e pode ser usado como índice de qualidade de água; Trabalhos de educação ambiental ajudam a sensibilizar a população na preservação da qualidade de água dos reservatórios.

Para testar estas hipóteses, definimos como objetivo geral: caracterizar a dinâmica espacial e temporal do fitoplâncton, avaliando seu potencial como indicador ecológico da qualidade de água de açudes em região semiárida. As investigações foram realizadas em períodos de chuva e estiagem para atender os seguintes objetivos específicos: (i) Caracterizar a biodiversidade da comunidade fitoplanctônica, correlacionando-a com os fatores físico-químicos da água; (ii) Avaliar a presença de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e detectar e quantificar as cianotoxinas presentes no séston do reservatório; (iii) aplicar o índice de assembléia para investigar o fitoplâncton como discriminador ambiental; (iv) Difundir informações sobre a qualidade de água por meio de atividades educativas, visando contribuir na sensibilização da população local sobre a importância dos recursos hídricos e sobre o papel do poder público para o saneamento, monitoramento e sustentabilidade.

Em atendimento aos objetivos e conforme padronização estabelecida pelo programa, esta dissertação se encontra composta por esta introdução geral, uma caracterização geral da área de estudo, metodologia geral empregada para o conjunto da obra (dissertação) e por três

capítulos que correspondem a artigos científicos a serem submetidos à publicação. O cap. 1, intitulado **Cianobactérias tóxicas em reservatório eutrófico de abastecimento de água do semi-árido brasileiro**, foi submetido ao periódico *Freshwater Biology* e, portanto, está formatado conforme este periódico (normas no site do referido periódico [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-427/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-427/homepage/ForAuthors.html)); o cap. 2, intitulado **Dinâmica vertical e temporal de associações fitoplanctônicas e aplicação do Índice de assembléia em reservatório eutrófico tropical semi-árido, nordeste do Brasil**, será submetido ao periódico *Acta Limnologica Brasiliensia* e, portanto, está formatado conforme este periódico (normas no site http://www.ablimno.org.br/arquivos/acta_author_instructions.pdf); o cap. 3, intitulado **Avaliação de cartilha educativa adaptada ao semiárido e divulgação científica para percepção sócio-ambiental**, foi submetido à Revista Eletrônica do Mestrado de Educação Ambiental e, portanto, está formatado conforme este periódico (normas no site <http://www.seer.furg.br/remea/about/submissions#authorGuidelines>); Ao final será apresentada uma “conclusão geral”.

CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

A Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves é o maior reservatório destinado a irrigação da América Latina, com capacidade de armazenamento de 2,4 milhões de m³ d'água, e bacia hidráulica com área de 195 km². Com profundidade média de 12,3 m e máxima de 28 m, apresenta padrão polimítico quente e eutrófico a hipereutrófico, conforme registrado por Costa (2003).

O Reservatório está localizada no rio Piranhas, rio este inserido na Bacia Piranhas-Açu, 6 km a montante da cidade de Açu, entre as coordenadas 05°14'30" e 6°8'30" latitude S e 36°43'00" e 37°7'00" latitude W (Figura 1), inserida no polígono da seca, na zona do sertão, no estado do Rio Grande do Norte, região Nordeste do Brasil. Cobre uma área de cerca de 44.100 km², abrangendo a parte ocidental do Estado da Paraíba, onde o rio possui alguns trechos represados e apresenta grandes áreas alagadas, e o centro norte potiguar (Estado do Rio Grande do Norte), desembocando no Oceano Atlântico, na cidade de Macau, e contribui com 79,6% do volume total de água acumulada neste Estado. Esta região é caracterizada, por acentuada variação no regime pluviométrico, com precipitação média anual variando entre 400 e 800mm. As características hidrológicas e morfométricas do reservatório são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1. Características hidrológicas e morfométricas do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011: (Q=vazão liberada; Z_{max}= profundidade máxima; Z_m=profundidade média; VMA= volume médio durante o estudo; TR= tempo médio de residência durante o estudo).

Reservatório	Armando Ribeiro Gonçalves
Precipitação histórica média (mm)	517
Volume Máximo (m³)	2.400.000.000
Volume médio anual (m³)	2.055.460.944
Q(m³/s)	17,8
Cota (m)	53,2
Área (m)	137.105.760
Z_{máx} (m)	28,0
Z_m médio histórico (m)	11,1
TR (anos)	3,65
VMA/2009 m³ (%)	2.210.588.345 (95)
VMA/2010m³ (%)	1.857.765.432 (77,4)
VMA/2011m³ (%)	2.188.940.733 (91,2)

Fonte: DNOCS/RN (Departamento Nacional de Obras Contra As Secas); Costa (2009).

Com aproximadamente 3,6 anos de tempo de residência da água abastece uma população de 415.000 habitantes. O percentual de domicílios com abastecimento de água adequado, nesta bacia como um todo, atinge 43,6%, restando 56,4 % da população com abastecimento de água inadequado. Além da sua importância volumétrica este açude é usado para múltiplos fins, tais como abastecimento doméstico, industrial, pesca piscicultura, carcinocultura e lazer.

O Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves tem um dos mais longos conjuntos de dados do fitoplâncton para reservatórios do semiárido nordestino brasileiro (1998-2011). Costa *et al.* (1998, 2006a, 2006b, 2009) constataram condições eutróficas e eventualmente hipereutróficas, com constantes ocorrências de florações hepatotóxicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena*. Costa (2003) detectou o fósforo solúvel reativo, o fósforo total, o nitrogênio total dissolvido, CO₂ livre, a zona eufótica, chuvas e ventos como as variáveis ambientais de maior influência na distribuição das cianobactérias. Estudos de Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2006, 2007) revelaram que o zooplâncton é dominado principalmente por rotíferos e copépodos. Câmara *et al.* (2009) mostra que as alterações espaciais e temporais na estrutura da comunidade fitoplânctonica e nas concentrações de clorofila *a* estiveram associadas as flutuações nos níveis de nutrientes inorgânicos. Chellapa *et al.* (2009) enfatizou como as condições climáticas no semi-árido, especificamente precipitação, resulta em fluxos de alta descarga, com as mudanças no clima, luz e fluxo de nutrientes. Em estudo recente Vieira *et al.* (2011) confirma o crescente aumento do seu estado trófico.

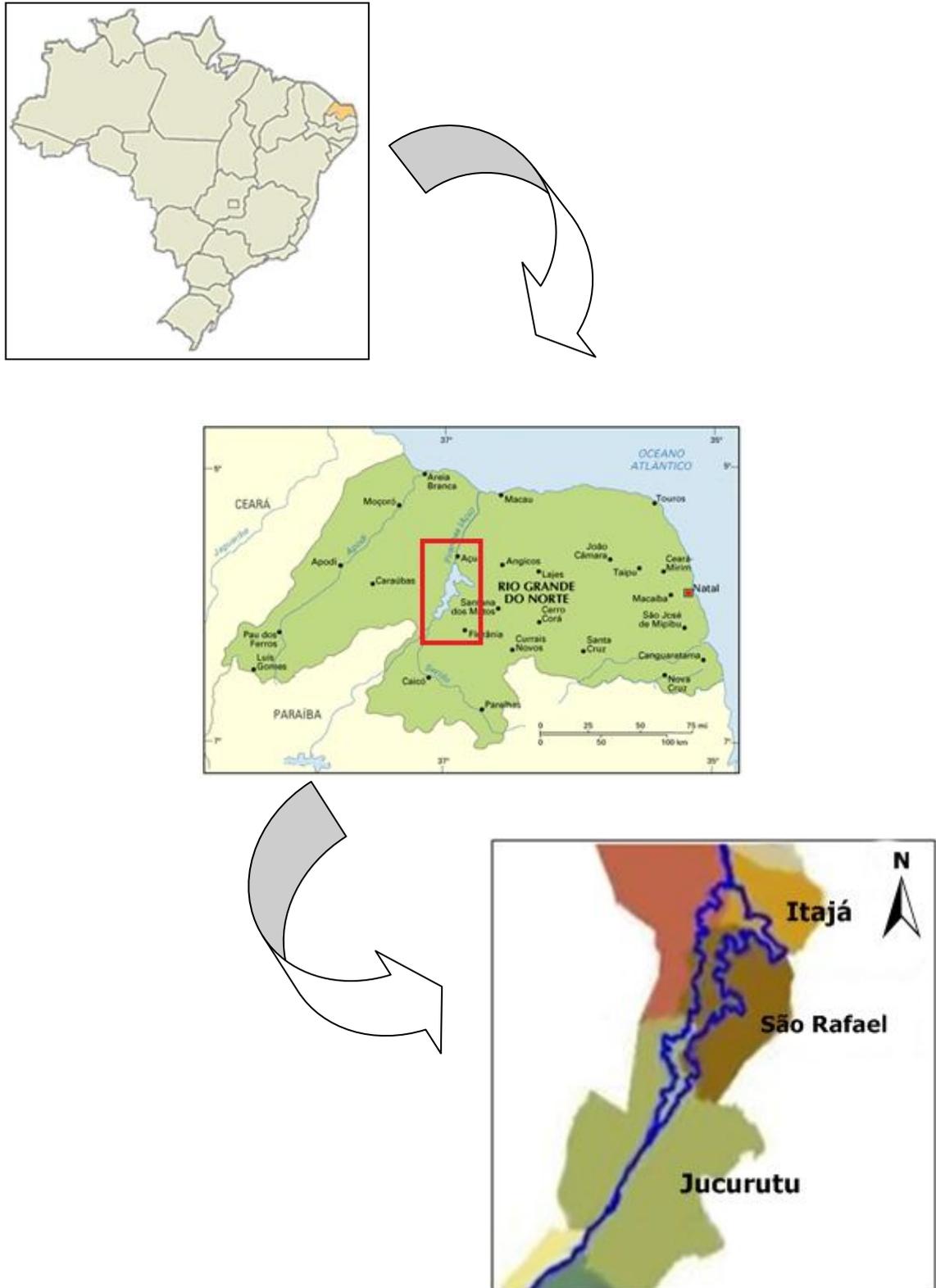


Figura 1: Localização geográfica da Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Nordeste, Brasil (Itajá, São Rafael e Jucurutu).

METODOLOGIA GERAL

Amostragens

As coletas foram realizadas mensalmente no período de abril de 2009 a outubro de 2011, em três pontos ao longo do eixo longitudinal da barragem: Itajá (região lacustre e de maior profundidade), São Rafael (região de transição) e Jucurutu (região próxima ao tributário, de grande influencia fluvial, e de baixa profundidade). Em cada ponto durante as coletas foram delimitados seis profundidades ao longo da coluna d'água-superfície, zona eufótica- Z_{euf} (1% da luz a que incide na superfície) e zona afótica. As amostras de água para análises físicas, químicas e biológicas foram coletadas com auxílio de uma garrafa de Van Dorn.

Variáveis Físico-químicas

Em cada amostragem, a transparência da coluna de água foi estimada pela extinção de profundidade do disco de Secchi. Perfis verticais de turbidez, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido e condutividade foram realizados com sonda multiparamétrica. A zona eufótica (Z_{euf}) foi calculada como 2,7 vezes a transparência da água medida com o disco de Secchi (Cole,1975) a razão $Z_{euf}/Z_{máx}$ foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na coluna da água. (Jennsen *et. al.* 1994).

As concentrações de nitrogênio total e fósforo total na água foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações de APHA (2000). A determinação do fósforo total foi feita pelo Método do Ácido Ascórbico após digestão das amostras em persulfato de potássio e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981). Os cálculos da razão atômica NT/PT foram feitos a partir dos resultados de nitrogênio e fósforo total.

Análises Biológicas

No fitoplâncton existem diversos pigmentos fotossintéticos, como as clorofilas *a*, *b* e *c*, os carotenos, as xantofilas e as ficobilinas. A clorofila *a* é o principal pigmento fotossintético de todos os organismos que realizam fotossíntese com liberação de oxigênio, sendo amplamente utilizada para estimar a biomassa fitoplanctônica nas águas doces superficiais (INAG, 2009).

As amostras obtidas para a análise dos pigmentos foram mantidas resfriadas (4 a 10 °C) e no escuro até serem filtradas. A filtração foi efetuada no período de 24 horas após a colheita. Para a determinação da clorofila-a, 250 ml das amostras foram filtradas em filtro 934-AH da Watman 25mm de diâmetro, com o auxílio de rampa de filtração e da bomba de vácuo. Com o auxílio de uma pinça os filtros foram retirados e colocados sobre papel absorvente para enxugar, em seguida foram dobrados e embrulhados em folha de alumínio devidamente identificada, colocados numa caixa hermética de plástico opaco e armazenados no escuro e em freezer (-20°C) por no máximo 1 mês e ali mantidos até o momento da extração. A extração foi realizada com 10 mL etanol a 100% *over night* (Lorenzen, 1967). As concentrações foram determinadas por espectrofotometria (665 e 750nm) de acordo com a metodologia de Jespersen e Christoffersen (1987). Convém realçar que todo o procedimento foi efetuado em ambiente com luz tênue e sempre com os tubos com o extrato devidamente protegidos da luz. As leituras espectrofotométricas foram realizadas de forma eficiente para evitar a evaporação do etanol e a consequente variação do volume do extrato.

A análise quantitativa do fitoplâncton consiste na identificação, contagem e no cálculo do biovolume dos organismos pertencentes a cada *táxon* num determinado volume da amostra recolhida. Para a identificação do fitoplâncton as amostras foram coletadas em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 µm) e fixadas com formol a 4%. Amostras do fitoplâncton vivo também foram coletadas, pois facilita a identificação de algumas espécies em que a utilização de fixadores mascara as características de diagnóstico de identificação.

Antes da contagem dos organismos presentes na amostra, um inventário geral dos táxons foi compilado através de rastreios visuais com diversas ampliações. Com este procedimento é obtida uma panorâmica da composição da comunidade fitoplanctônica, fator que pode determinar a estratégia de quantificação a adotar. A lista de táxons é posteriormente aperfeiçoada e concluída no decorrer do processo de quantificação.

Os organismos foram identificados até ao nível taxonômico previamente estabelecido com o apoio de fotografias, guias e chaves de identificação relevantes para a área geográfica em estudo. Para garantir uma correta identificação, foi prestada especial atenção à descrição das espécies, características ecológicas (distribuição, habitat, etc.) e às ilustrações. Nesta fase, foi feita uma compilação de uma coleção de referência com fotografias, desenhos e descrições das espécies observadas. Foi preferível uma correta identificação a um nível taxonômico baixo do que uma identificação duvidosa a um nível taxonômico mais alto.

Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foi o de Komárek e Anagnostidis (1999) para a Chroococcales, Anagnostidis e Komárek (2005) para as

Oscillatoriales Komárek e Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

As amostras de água para determinação da densidade fitoplanctônica foram coletadas na zona eufótica e afótica com garrafa de Van Dorn e integradas separadamente, para compor uma amostra única para cada estrato da coluna d'água. As amostras quantitativas do fitoplâncton foram preservadas com lugol a 1% e a quantificação seguiu o método de Ütermol (1958) usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70 e câmaras de sedimentação. A coluna, de volume variável, é preenchida com a amostra permitindo que as partículas sedimentem no fundo da câmara devido à força gravítica. As amostras foram contadas após cerca de 3 horas de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983).

Campos aleatórios foram usados para a contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos), sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% seguindo o critério de Lund *et al.* (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante e pela curva de estabilização das espécies, obtida a partir da adição de espécies novas adicionadas com o número de campos contados.

Para a determinação do biovolume, as células, colônias e filamentos foram medidos (largura, comprimento, diâmetro) com o auxílio de uma ocular milimetrada, e os seus volumes médios foram estimados com base nas fórmulas geométricas que melhor se ajustam a cada organismo (Hillebrand *et al.*, 1999). Foi determinado o volume médio de 30 indivíduos década espécie e depois multiplicado pela densidade de células obtida na quantificação.

Para definir as espécies abundantes e/ou dominantes, adotou-se os critérios de Lobo e Leighton (1986), quais sejam, espécies cujas densidades relativas superam 50% da densidade total da amostra são dominantes e aquelas cujas densidades relativas superam a densidade média da amostra são abundantes. Espécies raras foram as registradas em uma única amostra, quando considerado cada período do ciclo hidrológico estudado.

O enquadramento das associações fitoplanctônicas foi baseado na classificação fitossociológica de Reynolds *et al.* (2002), e foi calculado também o Índice ecológico-*Q* (Padisák *et al.*, 2006), baseado nas associações ecológicas, como segue:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F$$

Onde:

$p_i = n_i/N$;

n_i = biomassa do grupo funcional i ;

N = biomassa total;

F = fator estabelecido para cada grupo funcional i .

O índice Q varia entre 0 e 5 graus de avaliação dos sistemas ($5 \geq Q \geq 0$), onde:

0 - 1 = ruim;

1 - 2 = tolerável;

2 - 3 = médio;

3 - 4 = bom;

4 - 5 = excelente.

A análise de microcistinas e saxitoxinas totais (particulada e dissolvida) foi realizada com amostras integradas da coluna d'água, que foram preservadas em freezer (-4°). A extração foi feita por gelo-degelo (três vezes), seguida do processo de sonicação da amostra para rompimento das células e filtragem através Whatman GF / C, filtros de fibra de vidro. A detecção foi realizada por meio do Ensaio do Imunoabsorvente Ligado à Enzima (ELISA), usando Kit comercial ELISA Microcystin Plate Kit (ENVIROLOGIX INC.) e leitor de microplacas

Ensaio do Imunoabsorvente Ligado à Enzima é um método que utiliza anticorpos que foram desenvolvidos contra a microcistina-LR, a microcistina mais comum. Quando os anticorpos são fixados às toxinas, as enzimas podem ser usadas para produzir uma reação promovendo uma alteração de cor; esta é à base do ELISA. Este método apresenta as vantagens de ser altamente sensível e, adicionalmente, possibilitar a análise de grande quantidade de amostras num único dia, o que reduz custos por análise. Como desvantagens pode-se dizer que há alguma dificuldade de obtenção de anticorpos específicos para microcistinas e podem ocorrer interferências de outros componentes da amostra,

possibilitando falsos positivos e falsos negativos, além do custo dos kits e do leitor de placas (Calijuri *et al.*, 2006).

Análises Estatísticas

O tratamento estatístico dos dados foi feito a partir de análise descritiva dos parâmetros bióticos e abióticos usando a média aritmética como medida de tendência central. O grau de dispersão absoluta dos dados foi medido através do desvio padrão (DP) e como medida de dispersão relativa foi aplicada o coeficiente de variação de Pearson (CV). Com a finalidade de estabelecer o nível de significância dos valores obtidos para os diferentes pontos de coleta, profundidades e anos de amostragem, foram utilizadas técnicas de análises de variância de uma via (ANOVA) e teste de Tukey foram usados para examinar as diferenças significativas das variáveis entre anos e locais de amostragem. Coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para determinar as variáveis de correlação significativa entre pares. O programa estatístico usado foi Statistica para Windows, versão 7.0. Os dados foram log-transformados para normalidade da estatística.

Foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) como ferramenta de descrição dos dados e com a finalidade de eliminar variáveis que apresentam pouca representatividade ou variáveis correlacionadas. A partir da ACP, foi realizada uma matriz de correlação, entre as variáveis originais e os scores dos componentes principais para a escolha das variáveis representativas. Para a eliminação de variáveis foi utilizado os resultados da ACP e da matriz de correlação de Spearman entre variáveis bióticas e abióticas. Uma análise de correspondência Canônica também foi realizada para avaliar o padrão de distribuição dos grupos funcionais da comunidade fitoplanctônica em relação variáveis abióticas.

A comparação entre as diferenças das variáveis abióticas e clorofila entre estações de seca e chuva e zona afótica e afótica foi realizado por meio de uma Ancova. Para lidar com a inflação de zeros da biomassa de grupos funcionais, foi utilizada uma regressão logística para identificar variações significativas do grupo funcional de acordo com a precipitação e zona. As funções logísticas são recomendadas quando a variável resposta possui muitos zeros, e assim não atende ao pressuposto de homogeneidade da variância requerido pelos testes padrões como ANOVA ou ANCOVA. Assim, os dados de biovolume são transformados em dados de presença e ausência e aplicada a regressão. A partir disto, todos os zeros são excluídos e realizada um modelo linear generalizado (com função Gamma), para as relações que foram significativas.

Os dados abióticos foram padronizados para excluir os efeitos das unidades de medição e utilização antes da ACP e ACC. As variáveis abióticas e clorofila a foram transformadas ($\ln x+1$) para adequação aos critérios de normalidade e homogeneidade de variância. Todas as análises foram realizadas no software R (1.15.0).

Educação Ambiental

Foi realizada uma atividade de educação ambiental junto à comunidade escolar de Itajá, sob a forma de oficina educativa com distribuição e leitura de cartilha sobre eutrofização, palestra informativa sobre qualidade de água, aplicação de questionários e realização de peça teatral em uma escola pública situada neste município. As mesmas tinham o objetivo de verificar o nível de compreensão e preocupação dos participantes em relação aos problemas ambientais que ocorrem no reservatório da cidade, assim como sensibilizá-los quanto a essas questões tão importantes para o uso consciente dos recursos naturais.

Também foi desenvolvida uma atividade de divulgação científica para a sociedade civil que foi realizada na praça da cidade, constando de palestra e apresentação de pôster, oficina com jogos didáticos e microscópios para visualização das espécies fitoplanctônicas. Essas ações tiveram a finalidade de promover a sensibilização da população local quanto ao uso dos corpos hídricos, no sentido de reduzir a degeneração dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABÍLIO, F.J.P. Educação Ambiental: conceitos, princípios e tendências. In: ABÍLIO, F.J. P (Org.). *Educação Ambiental para o semiárido*. João Pessoa-PB. Ed. Universitária da UFPB, 2011. p 97-136.
- APELDOORN, M.E. ; EGMOND, H.P.; SPEIJERS, G.J. A & BAKKER, G.J.I. 2007. Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research*, 51: 7-60.
- APHA (American Public Health association).2000. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th Edição). Washington, USA.1193p.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3. Oscillatoriales. *Hydrobiologie/Algological Studies*.50 (53):327–472.
- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes.5. Stigonematales. *Archiv für Hydrobiologie/Algological Studies*. 59:1–73.
- ANDRADE, R.S. *Dinâmica do fitoplâncton, qualidade de Água e a percepção ambiental da Comunidade de pescadores em açudes da Bacia do rio Taperoá*. 2008. 150 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2008.
- AZEVEDO, S. M. F.O; AZEVEDO, S. M.F.O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.& EAGLESHAM, G. K. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*.181-182:441-446.
- BARBOSA, J.E. & MENDES, J. 2005. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e aspectos físicos e químicos das águas do reservatório Acauã, semi-árido. Reunião Brasileira de Ficologia, 10, 2004, Salvador. Anais da Reunião Brasileira de Ficologia, Rio de Janeiro, Museu Nacional, p.339-390

BARBOSA, J.E.L., ANDRADE, R.S., LINS, R.P. & DINIZ, C.R. 2006. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, Suplemento Especial (1): 81-89.

BARBOSA, J.E.L. & FRANÇA, J.C. Educação Ambiental e a conservação da biodiversidade aquática do semiárido. In: ABÍLIO, F.J.P (Org.). *Educação Ambiental para o semiárido*. João Pessoa-PB. Ed. Universitária da UFPB, 2011. p 359-384.

BECKER, V., HUSZAR, V.L.M., & CROSSETTI, L.O., 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137-151

BELO, C.L. A.; SANTOS, A. G. & PARANHOS, R. 2009. Aplicação de um kit de análise de água em escolas do rio de janeiro e suas contribuições para a educação ambiental. *Encontro Nacional de Pesquisa e Educação em Ciência*.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; SANTOS, D. M. S. & MOURA, N. A. 2010. Toxic Cyanobacteria in Reservoirs in Northeastern Brazil: Detection Using a Molecular Method. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (4):1005- 1010.

BONILLA, S., AUBRIOT, L., SOARES, M. C. S., GONZÁLEZ-PIANA, M., FABRE, A., HUSZAR, V. L.M., LÜRLING, M., ANTONIADES, D., PADISÁK, J. & KRUK, C. 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79: 594–607.

BOURRELLY, P. 1981. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 2: Les algues jaunes et brunes, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées. Paris: N. Boubée & Cie, 517 p.

BOURRELLY, P. 1985. Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 3: Les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Péridiens et Cryptomonadines. Paris: N. Boubée & Cie. 606 p.

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

BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil) 2003. *Aquatic Microbial Ecology*, 25: 215-227.

BRANDÃO, E. T. P. Cianobactérias e saúde pública no Brasil. 2008. Dissertação (Mestrado em biologia humana e ambiente) - Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

BRASIL. 1999. *Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

BRASIL. 2005. *Resolução nº 357 de 15 de março de 2005*. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 27p.

BRASIL. 2011. *Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011*. Brasília: Ministério da Saúde. Saúde. 8 p.

BRASIL, J. & HUSZAR, V. L. M. 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, 15(4): 799-834.

BRIAND JF, ROBILLOT C, QUIBLIER-LLOBERAS C, HUMBERT JF, COUTÉ A & BERNARD C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Res* 36: 3183–3192.

BURFORD MA & O'DONOHUE MJ. 2006. Comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. *Freshw Biol.* 51: 973–982.

BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R.B. & BAPTISTA, D.F. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecol. Bras.*, 12(3):339-345.

CARMICHAEL, W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The CyanoHABs. *Human and Ecological Risk Assessment*, 75: 1393-1407.

CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R. & EAGLESHAM, G. K. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, 181:441-446.

CALLISTO, M.; FRANÇA, J. S. 2004. Bioindicadores de Qualidade de Água: Transmissão de Metodologias para o Ensino Fundamental e Médio. Anais do 2º Congresso Brasileiro de Extensão Universitária.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.& SANTOS, A.C.A. 2006. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos. RIMA, 118p.

CARNEIRO, T.G. & LEITE, F. 2008. Cianobactérias e suas toxinas. *Revista Analytica*. 32:36-41.

CÂMARA, FRA., LIMA, AKA., ROCHA, O. & CHELLAPPA, NT. 2009. The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid tropical region. *Acta Limnol. Bras.*, 21(4): 431-439

CARRARO, F. G. P. *Estrutura do fitoplâncton e a sua utilização Como indicador de condições ecológicas no Reservatório de Pedra, Bahia*. 2009. 59f. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2009.

CHELLAPPA, NT.; CAMARA, FRA. & ROCHA, O. 2009. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 69(2): 241-251.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London, 1999. 416p.

COLE, G. 1975. Textbook of Limnology. Saint Louis: The C.V. Mosby, 283p.

COSTA I. A. S., CHELLAPPA, N. T.& ARAÚJO, M. F. F. 1998. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu-RN. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 10(1): 67-80.

COSTA I.A.S. *Dinâmica de Populações de Cianobactérias em Reservatório eutrofizado no semi-árido Nordestino Brasileiro*.2003. 232p.Tese (doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Paulo. 2003.

COSTA, I.A.S.; SANTOS, A.P.; SILVA, A.A.L.; MELO, S.G.; PANOSSO, R.F. & ARAÚJO, M.F.F., 2006a. Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potiguares. *Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte*, Natal,p. 14-16.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M.O. ; CHELLAPPA, N. T. ; SENNA, P.A.C. ; BERNARDO, R. R. & COSTA, S. M. 2006b. The occurrence of toxic-producing cyanobacterial blooms in a semi-arid reservoir in the northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Paulo, 66(1b):29-41.

COSTA, I. A. S.; CUNHA ,S. R. S.; R. F. PANOSSO; M. F. F. ARAÚJO; J. L. S. MELO & ESKINAZI-SANT'ANNA E. M. 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecol. Bras*, Rio de janeiro, 13(2):382-401

COQUEMALA,V. *Variação anual do fitoplâncton no reservatório Passaúna, Paraná*.2005. 92 f. Dissertação (Mestrado em Botânica). Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2005.

CROSSETTI, L. O. & C. E. M. BICUDO, 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic Reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*,541: 71–85.

CROSSETTI, L. O. *Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctonica no período de oito anos em ambiente eutrófico raso (Lago das Garças), Parque Estadual das Fontes do*

Ipiranga, São Paulo. 2006.198f.Tese (doutorado) - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 2006.

CUNHA, DGF., FALCO, PB. & CALIJURI, MC. 2008.Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. *Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Taubaté, 3(2):90-105.

DAVIS, J.R. & KOOP, P. 2006.Eutrophication in Australian rivers, reservoirs and estuaries – A southern hemisphere perspective on the science and its implications. *Hydrobiologia*, 559:23-76.

DANTAS EW, MOURA AN, BITTENCOURT-OLIVEIRA MC,ARRUDA-NETO JDT & CAVALCANTI ADC. 2008.Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Bot Brasil*. 22(4): 970–982.

DANTAS, Ê. W.; MOURA, A. N. & BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. 2011. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83(4): 1327-1338

DANTAS, E. W., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. & MOURA, A. N. 2012. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica*,42(1): 72-80.

DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J., VIEIRA, A.A.H., ROCHA, O. COLOMBO, V.,& SANT'ANNA, C.L., 2008. Phytoplankton taxonomic composition and temporal changes in a tropical reservoir. *Arch. Hydrobiol.* 171, 27–38.

DOLMAN AM, RUCKER J, PICK FR, FASTNER J, ROHRLACK T, MISCHKE, U., & WIEDNER, C.. 2012. Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS ONE*. 7(6): 1-14.

DOW, C.S., & SWOBODA, U.K., 2002. Cyanotoxins. In: Whitton, B.A., Potts, M. (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 613–632.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; PANOSSO, R.F.; ATTAYDE, J.L.; COSTA, I.S.; ARAUJO, M.; SANTOS, C.M. & MELO, J.L.S. 2006. Águas Potiguares: Oásis Ameaçados. *Ciência Hoje*, 231: 1-5.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.A.S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M.F.F. & ATTAYDE, J.L. 2007. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*. 11: 410-421.

FEITOSA, A.F.M.A. Educação para convivência no Contexto do semiárido. In: ABÍLIO, F.J.P (Org.). *Educação Ambiental para o semiárido*. João Pessoa-PB. Ed. Universitária da UFPB, 2011. p 137-204.

FERNANDES, S. S. *Biodisponibilidade de Cianotoxinas em Bivalves*. 2008. 51f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)- Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. D., TEIXEIRA, A. S., ARAÚJO, L. D. F. P., ROSA, M. F., PAULINO, W. D., MOTA, S., & ARAÚJO, J. C. 2007. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização; Evaluation of reservoirs environmental vulnerability to eutrophication. *Eng. sanit. ambient*, 12(4), 399-409.

FIGUEREDO, C.C. & GIANI, A. 2009. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciboskii*. *Limnologica*, 39: 264–272.

FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M. & ATTAYDE, J. L. 2011. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um Reservatório do semi-árido brasileiro. *Oecologia Australis*. 15(3): 655-665.

GEMELGO, Marcina Cecilia Ponte. *Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica dos reservatórios Billings e Guarapiranga, SP, Brasil*. 2008. Tese (Doutorado em Microbiologia) - Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

GEMELGO, M.C.P.; MUCCI, J.L.N. & NAVAS -PEREIRA, D. 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, 69: 1001-1013.

GRIME, J.P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons, Ltda, New York, NY. 222p.

HARDING, W. R. 2006. A research strategy for the detection and management of algal toxins in water sources. *Water Research Commission*. Printed in the Republic of South Africa, 277/06.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGER, U. & ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35: 403–424.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P. & SANTA'ANNA, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77.

INAG, I.P. 2009. Manual para avaliação da qualidade biológica da água. *Protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da água, I.P.

JACOBI, P. 2003. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. *Cadernos de Pesquisa*. 118: 189-205.

JARDIM, D. B. 2009. A educação ambiental e suas trajetórias, fundamentos e identidades. *Educação Ambiental em Ação*. 28(8).

JENSEN *et. al.* 1994. Impact of nutrients physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. J. Fish aquat. Sci.* 51:1692-1699.

JESPERSEN, A-M & CHRISTOFFERSEN, K .1987. Measurements of Chlorophyll-a from Phytoplankton Using Ethanol as Extraction Solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 109(3): 445 - 454.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1986. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 2-Chroococcales. *Archivfür Hydrobiologie/Algological Studies*, 43:157–226.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1989.Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4: Nostocales. *Algological Studies*, 56: 247-345.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1999.*Cyanoprokariota*, 1: Chroococcales. Pp. 1-548
In: H. Ettl; G. Gärtner; H. Heyning& D. Möllenhauer. (eds.). Süßwasserflora Von Mitteleuropa. V 19 (1). Gustav Fischer Verlag, Jena. 515p.

KOMAREK J. 2003. Planktic oscillatorialean cyanoprokaryotes (short review according to combined phenotype and molecular aspects). *Hydrobiologia*, 502:367–382.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 2005.*Cyanoprokariota*, 2: Oscillatoriales. Pp.1-758.
In: B. Büdel; L. Krienitz; G. Gärtner& M. Schagerl, (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa. V 19 (2).Elsevirgmbh, münchen. 758p.

KOSTEN, S., HUSZAR, V. L. M., BÉCARES, E., COSTA, L. S., VAN DONK, E., HANSSON, L.-A., JEPPESEN, E., KRUK, C., LACEROT, G., MAZZEO, N., DE MEESTER, L., MOSS, B., LÜRLING, M., NÖGES, T., ROMO, S. & SCHEFFER, M. 2012.Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18: 118–126.

LAMPARELLI, M. C. *Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo:avaliacão dos métodos de monitoramento.*2004 235 f. Tese (doutorado) -Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LAMPERT, W., & U. SOMMER. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams.* 2ª edição. New York, Oxford University Press Inc. 2007. 335p.

LAZARRO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R.; OLIVEIRA, V.; SALES, L.; VASCONCELOS, A. & MATA, M. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*, 48: 649-668.

LIMA, R.T.; MARQUES, A. B.; TAVARES, L. D.; MACIEL, C. P. & SILVA, B. M.A 2007. Educação Ambiental como ferramenta de apoio à Gestão de Recursos Hídricos. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*. 1(2):45-54.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estructuras de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 22:143-170

LORENZEN, C. J. 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography* (LOCAL) 12 (2): p. 343-346.

LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; Le & Le CREN, E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.

MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Editorial Ômega, Barcelona. 1009p.

MARINHO MM & HUSZAR VLM. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Arch Hydrobiol* 153(3): 443–468.

MCGILL, B.; ENQUIST, B.J.; WEIHER, E. & WESTOBY, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 178-185.

MOLICA, R. & S. AZEVEDO. 2009. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecol. Bras.*, 13: 229-246.

MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S.; BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M. & VASCONCELLOS, G.H. 2010. Trophic state, phytoplankton assemblages

and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 22(1): 1-12.

MORAES, L. A. F. 2009. A visão integrada da ecologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*. 13(4): 676-687.

MOURA, A. D. N., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. D. C., DANTAS, Ê. W., & ARRUDA NETO, J. D. D. T. 2007. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. *Acta Botanica Brasilica*, 21(3): 641-648.

MOURA, A. N., DANTAS, E. W., OLIVEIRA, H. S. B., & BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. 2011. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(2): 451-459.

OLIVEIRA, M.M.; FILHO, M. V. S.; BASTOS, J. C. & NEVES, M. H. C. B. 2010. Toxinas de cianobactérias e microalgas marinhas: um desafio para a ecotoxicologia aquática. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 4(1): 57-80.

PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; CUNHA, S.R.S.; ATTAYDE, J.L. & GOMES, F.C.F. 2007. Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do semi-árido potiguar, e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, 11(3): 433-449.

PADISAK, J., G. BORICS, G. FEHER, I. GRIGORSZKY, I. OLDAL A. SCHMIDT & Z. ZAMBO NE-DOMA. 2003. Dominant species and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*. 502: 157–168.

PADISAK, J., I. GRIGORSZKY, G. BORICS & E. SOROCZKI-PINTER,. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia* 553:1–14.

PAERL HW. & HUISMAN J. 2008. Climate—blooms like it hot. *Science*. 320: 57–58

PAERL, H. W. & HUISMAN, J. 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*. 1: 27–37.

PEDRINI, A. G. & BRITO, M. I. M. S. 2006. Educação ambiental para o desenvolvimento ou sociedade sustentável? Uma breve reflexão para a América Latina. *Educação Ambiental em Ação*. 17(5).

REYNOLDS, C.S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. Pp. 388-433. In: C.D. Sandgren (ed.). *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, NY. 442p.

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

REYNOLDS, C.S. *Ecology of phytoplankton: Ecology, biodiversity and conservation*. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. 335p.

ROMO, S., MIRACLE, M. R., VILLENA, M.-J., RUEDA, J., FERRIOL, C. & VICENTE, E. 2004. Mesocosms experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*, 49: 1593–1607.

ROMO, S., SORIA, J., FERNÁNDEZ, F., OUAHID, Y. & BARÓN-SOLÁ, Á. 2012. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*. p.1-10.

ROUND, F.E. 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal*, 6: 235-264.

SOARES MCS, ROCHA MIA, MARINHO MM, AZEVEDO AMFO, BRANCO CWC & HUSZAR VLM. 2009a. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquat Microb Ecol*. 57:137–149.

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.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. & CARVAHO, R.L. 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, 126: 251-265.

SILVA, M. M. P.; OLIVEIRA, L. A.; DINIZ, C. R.. & CEBALLOS, B. S. O. 2006. Educação Ambiental para o uso sustentável de água de cisternas em comunidades rurais da Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. 1: 122-136

SIMONSEN, R. 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*, 2: 9-71.

SOYLU, E.N. & GÖNÜLÖL, A. 2010. Functional classification and composition of phytoplankton in Liman Lake. *Turkish J. Fisheries Aquatic Sciences*, 10(1):53-59.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos: o futuro dos recursos. *MultiCiência*. Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos-SP, outubro 2003. Disponível em: <http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos_01/A3_Tundisi_port.PDF>. Acesso em: 12 de julho de 2012.

TUNDISI, J. G. 2008. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos avançados*, 22(63): 7-16.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, JEM.. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v. 68, n. 4, Nov. 2008 .

ÜTERMOHL, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitteilungen. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. *Limnologie*, 9: 1-38.

VALDERRAMA, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.

VASCONCELOS, J.F.; BARBOSA, J.E.L.; DINIZ, C.R.& CEBALLOS, B.S.O. 2011. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia* – 39(2).

VALÉRIO, M. & BAZZO, W.A. 2008. O papel da divulgação científica em nossa sociedade de risco: em prol de uma nova ordem de relações entre ciência, tecnologia e sociedade. *Revista de Ensino em engenharia*, 25 (1):31-39.

VIEIRA, P.C.S.; SILVA, A.P.C.& COSTA, I.A.S. Variações na distribuição do fitoplâncton e em variáveis limnológicas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN. In: Eliza Freire, Gesinaldo Cândido e Pedro Vieira (Org.). *Múltiplos olhares sobre o semiárido brasileiro: perspectivas interdisciplinares*. Natal, RN: EDUFRN, 2011. p115-146.

VIOLLE, C.; NAVAS, M.-L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I. & GARNIER, E. 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116: 882-892.

WEITHOFF, G. 2003. The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48: 1669-1675

WERNER V.R., LAUGHINGHOUSE IV H.D., FIORE M.F., SANT’ANNA C.L., HOFF C., SANTOS K.R.D.S., NEUHAUS E.B., MOLICA R.J.R., HONDA R.Y. & ECHENIQUE R.O. 2012. Morphological and molecular studies of Sphaerospermopsis storques-reginae (Cyanobacteria, Nostocales) from South American water blooms. *Phycologia* 51: 228–238.

WHITTON, B.A & POTTS, M. Introduction to the cyanobacteria. In: Whitton BA & Potts M (eds). *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands. 2002. pp. 1–11.

CAPÍTULO I

CIANOACTÉRIAS TÓXICAS EM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Priscila Cynara Soares Vieira¹; Ivaneide Alves Soares Da Costa².

**Artigo científico encaminhado, a
julgo, para o periódico *Freshwater Biology*–
ISSN: 0046-5070.**

CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS EM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Priscila Cynara Soares Vieira¹ ; Ivaneide Alves Soares Da Costa².

^{1, 2}Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Centro de Biociências – Depto. De Microbiologia e Parasitologia: Grupo de Pesquisas em Ecologia e Microbiologia de Ecossistemas Aquáticos – Campus Universitário S/N, BR 101, Lagoa Nova. Natal/RN. CEP:59.072.000.email: pcynara374@gmail.com

RESUMO

1. A eutrofização artificial é uma forma de degradação dos sistemas aquáticos, em decorrência do enriquecimento por nutrientes, resultante das descargas naturais ou antropogênicas. Em razão disso, inúmeros reservatórios no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação.

2. Foi realizado um estudo de 26 meses em 3 pontos (lêntico, semilêntico e lótico) de um reservatório eutrófico da região tropical semiárida (Nordeste, Brasil) para determinar efeito dos fatores ambientais sobre a dinâmica de cianobactérias e na produção de microcistinas e saxitoxinas.

5. Elevada biomassa de cianobactérias foi registrada nos pontos 1 e 2 ($30,5 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$), reduzindo significativamente para o ponto 3, que representou 4,3% da média da biomassa dos outros pontos durante todo o estudo.

6. A densidade de cianobactérias durante todo período deste estudo em p1 (lêntico) e p2 (semilêntico), excedeu ao limite de 20 mil cél. mL^{-1} estabelecido pela legislação brasileira (Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil)

7. Baixos níveis de microcistina foi detectada em todas as amostras analisadas, sendo 44% delas superiores a $1 \mu\text{g L}^{-1}$. O biovolume e a abundância de cianobactérias foram significativamente correlacionados com microcistina ($r = 0,30$, $p = 0,01$ e $r = 0,27$, $p = 0,02$), respectivamente.

7. A presença de microcistina e saxitoxinas confirma a necessidade do monitoramento da qualidade da água e tomada de medidas para minimizar a eutrofização em reservatórios de abastecimento de água do semiárido potiguar e demonstra o desafio para gestores de recursos hídricos e autoridades de saúde para garantir qualidade de água e, conseqüentemente, minimizar riscos a saúde humana.

Palavras-chave: eutrofização, cianobactérias, microcistinas, saxitoxinas, semiárido.

INTRODUÇÃO

A eutrofização artificial constitui-se numa forma de degradação dos sistemas aquáticos, configurando-se como um processo que promove mudanças negativas aos corpos d'água, em decorrência do enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, resultante das descargas naturais ou antropogênicas nos sistemas aquáticos (Tundisi, 2003).

Tais alterações trazem como consequência elevadas taxas de desenvolvimento da comunidade fitoplancônica, especialmente a população de cianobactérias, favorecendo a formação de florações tóxicas. Além dos nutrientes, pH neutro a alcalino, temperaturas acima de 20°C, altas intensidades luminosas também favorecerem a ocorrência de florações nesses ambientes (Chorus e Bartram, 1999). Em razão disso, inúmeros reservatórios no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação (Figueirêdo *et al.*, 2007).

As cianobactérias possuem ampla distribuição devido ao seu metabolismo versátil e às adaptações estruturais e enzimáticas, tais quais: ficobiliproteínas, que compõem um sistema antena que auxilia na captação de luz para fotossíntese; fixação de nitrogênio atmosférico por algumas espécies, através de estruturas especializadas denominadas heterocitos; capacidade de produzir células diferenciadas (acinetos) que funcionam como esporos de resistência em condições adversas; podem formar vacúolos gasosos (aerótopos), que permitem migração vertical na coluna d'água; toleram grandes variações de temperatura; são capazes de armazenar fósforo na forma de grãos de polifosfatos em seu citoplasma; e podem ser tóxicas a outros organismos (Fernandes *et al.*, 2009; Sant'Anna *et al.*, 2006).

Florações de algas nocivas estão relacionadas a um aumento vertiginoso de algumas espécies de cianobactérias, associado a uma produção de efeitos danosos ao ambiente e a saúde humana e de animais (Chorus e Bartram, 1999; Dow e Swoboda, 2002; Oliveira *et al.*, 2010). O aumento na frequência das florações tem produzido efeitos negativos na economia pesqueira, no turismo e na saúde humana, e isso se agrava na região nordeste do Brasil, que é marcada pela irregularidade pluviométrica e a baixa disponibilidade de água no Semi-Árido (Almeida *et al.*, 2009).

Normalmente os “blooms” de cianobactérias são formados por espécies potencialmente produtoras de toxinas. As cianotoxinas, como são chamadas as toxinas sintetizadas por determinadas espécies de cianobactérias que formam florações em corpos d'água, são geralmente agrupadas de acordo com o mecanismo de toxicidade (Chorus e Bartram, 1999).

Os efeitos de toxicidade de cianobactérias atualmente descritos e compreendidos são muito variados e vão desde hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos (Apeldoorn *et al.*, 2007; Chorus e Bartram, 1999; Falconer, 2001; Molica e Azevedo, 2009; Soares, 2009). Cerca de 40 gêneros, dentre os aproximadamente 150 descritos, estão relacionados à produção de potentes toxinas (Apeldoorn *et al.* 2007), dos quais os principais são *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc* e *Planktothrix* (Carmichael, 2001).

As cianotoxinas provocam intoxicações crônicas e agudas em seres humanos através da contaminação da água potável, em animais selvagens e domésticos, causando a morte por parada respiratória após poucos minutos de exposição. Também induz a mortalidade de peixes e elimina outros organismos da biota aquática (Falconer, 2001; Molica e Azevedo, 2009). No Brasil, um caso de contaminação por cianotoxinas ganhou repercussão mundial quando 52 pacientes morreram de hepatotoxicose depois de submetidos à diálise renal, em um centro de hemodiálise de Caruaru, Brasil, em 1996 (Azevedo *et al.*, 2002).

A detecção precoce de cianobactérias potencialmente tóxicas em reservatórios de água é aconselhável, a fim de evitar a contaminação e problemas de saúde pública. A previsão de florações tóxicas é muito importante em vista da sua ocorrência crescente nos sistemas de abastecimento de água e o alto custo da tecnologia atualmente utilizada para a sua remoção (Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010). No entanto, prever onde e quando blooms tóxicos se formarão é difícil, se não impossível, por isso a água utilizada para consumo humano deve ser regularmente monitorada (Apeldoorn *et al.*, 2007).

Neste estudo, visamos determinar o efeito de fatores ambientais sobre a dinâmica de cianobactérias e a produção de microcistinas e saxitoxinas em reservatório eutrófico de região tropical semi-árida por longo período de tempo.

MÉTODOS

Área de estudo

A Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves (05°14'30" S e 36°43'00" W) localiza-se no nordeste brasileiro, totalmente inserida em região semi-árida intensamente submetida a déficits hídricos constantes com precipitação média anual variando entre 400 e 800mm (figura 1). É o maior reservatório destinado a irrigação da América Latina e contribui com 79,6% do volume total de água acumulada no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, sendo responsável pelo abastecimento humano de >400 mil habitantes. Possui capacidade máxima de

armazenamento de 2,4 milhões de m³ d'água, profundidade média de 12,3 e apresenta padrão polimítico quente e eutrófico e elevado tempo de residência médio de 3,6 anos (tabela I). Além de irrigação é usado para atividades agrocivil pastoris, aquicultura, lazer e abastecimento industrial e doméstico.

Dados históricos revelam condições crescentes de eutrofia no reservatório (Costa *et al.*, 1998;Vieira *et al.*,2011), constantes ocorrências de florações hepatotóxicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e, *Anabaena* (Costa *et al.*, 1998; 2006a; 2006b; 2009;) e comunidade de zooplâncton dominada por rotíferos e copépodos (Eskinazi-Sant'Anna *et al.*,2006; 2007).

Amostragem e análises

Amostras de água foram coletadas (n=26) entre abril de 2009 e outubro de 2011, em uma frequência mensal, em três pontos ao longo do eixo longitudinal do reservatório (figura 1): P1 (região lântica e de maior profundidade), P2 (região de transição semi-lântica) e P3 (região lótica próxima ao tributário, de grande influencia fluvial, e de baixa profundidade). As amostras foram coletadas em cada ponto em seis profundidades ao longo da coluna d'água, sendo 3 na zona eufótica e três na zona afótica. Posteriormente as amostras de água foram integradas para compor uma amostra única de cada extrato.

Em cada amostragem, a transparência da coluna de água foi estimada pela extinção de profundidade do disco de Secchi. Perfis verticais de turbidez, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido e condutividade foram realizados com sonda multiparamétrica. A zona eufótica (Z_{euf}) foi calculada como 2,7 vezes a transparência da água medida com o disco de Secchi (Cole, 1975) a razão $Z_{euf}/Z_{máx}$ foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na coluna da água (Jensen *et al.*, 1994).

As concentrações de nitrogênio e fósforo total na água foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações de APHA (2000). A determinação do fósforo total foi feita pelo Método do Ácido Ascórbico após digestão das amostras em persulfato de potássio e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981).

Para a determinação da clorofila-a, 250 ml das amostras foram filtradas em filtro 934-AH da Whatman 25mm de diâmetro, com o auxílio de rampa de filtração e da bomba de vácuo. A extração foi realizada com 10 mL etanol a 100% *over night* (Lorenzen, 1967). As

concentrações foram determinadas por espectrofotometria (665 e 750nm) de acordo com a metodologia de Jespersen e Christoffersen (1987).

As amostras para a determinação da composição florística da população de cianobactérias foram coletadas em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 µm) e fixadas com formol a 4%. Os sistemas de classificação adotados para as Cianobactérias foi o de Komárek e Anagnostidis (1999) para a Chroococcales, Anagnostidis e Komárek (2005) para as Oscillatoriales e Komárek e Anagnostidis (1989) para as Nostocales. Para as demais classes do fitoplâncton, foram utilizadas as obras de Round (1971) para as Clorofíceas, Simonsen (1979) para as Diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos.

Para quantificação das espécies as amostras foram coletadas com garrafas de Van Dorn e preservadas com solução de lugol (1%). A quantificação seguiu o método de Ütermol (1958) e a contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) ocorreu em campos aleatórios, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% segundo o critério de Lund *et. al.* (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante. Para amostras com floração usamos o critério de 400 para um erro de 10% ambiente (Chorus e Bartram, 1998).

O biovolume foi calculado a partir da medição de células, colônias e filamentos (largura, comprimento, diâmetro) com o auxílio de uma ocular milimetrada, e os seus volumes médios foram estimados com base nas fórmulas geométricas que melhor se ajustam a cada organismo (Hillebrand *et al.*, 1999). Foi determinado o volume médio de 30 indivíduos de cada espécie e depois multiplicado pela densidade de células obtida na quantificação.

A análise de cianotoxinas (microcistinas e saxitoxinas) total (particulada e dissolvida) foi realizada com amostras integradas da coluna d'água. A extração foi feita por gelo-degelo (três vezes), seguida do processo de sonicação da amostra para rompimento das células e filtragem através Whatman GF / C, filtros de fibra de vidro. A detecção foi realizada por meio do Ensaio do Imunoabsorvente Ligado à Enzima (ELISA), usando Kit comercial ELISA Microcystin Plate Kit (ENVIROLOGIX INC.) e leitor de microplacas.

Análises Estatísticas

Antes da análise, os dados foram log-transformados, quando necessário, para a normalidade estatística. ANOVA e teste de Tukey foram usados para examinar as diferenças

significativas das variáveis entre anos e locais de amostragem. Coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para determinar as variáveis de correlação significativa entre pares.

RESULTADOS

Caracterização limnológica

O reservatório permanece eutrófico nos três pontos, de acordo com a classificação de Salas e Martino (2001), para lagos e reservatórios de regiões tropicais levando-se em consideração os valores de clorofila-a e fósforo, adotados para caracterizar ambientes eutróficos de zonas semiáridas. Os valores médios das concentrações de fósforo total e de clorofila-a foram superiores a $100 \mu\text{g L}^{-1}$ e $40 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, com exceção do ponto 3, onde o valor médio de clorofila-a foi de $12 \mu\text{g L}^{-1}$. As concentrações de fósforo total excederam o limite recomendado pela legislação brasileira que normatiza a classificação de águas para diferentes usos (Resolução CONAMA 357/2005) que é de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ para águas de classe II, que são águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; Os três pontos de coletas investigados apresentaram baixa transparência média de 0,7m, indicando elevada turbidez. O pH variou entre neutro e alcalino (6,6-9,6), bem como a temperatura entre 27,2 e 32,2°C. As concentrações de nitrogênio total detectadas apresentaram um valor médio de $674 \mu\text{g L}^{-1}$ e a razão NT/PT foi baixa mantendo média anual entre 1-16 durante o estudo em todos os pontos. Os resultados da razão TN/TP encontrados no presente estudo indicam uma possível limitação por nitrogênio.

Em relação às variáveis ambientais, foram observados diferenças significativas das concentrações de fósforo total, razão NT/PT, zona eufótica, condutividade, pH e profundidade média entre os 3 pontos de coletas ($p < 0.001$). O ponto 3, de menor profundidade média, apresentou maior razão Z_{euf}/Z_{max} e maiores concentrações de fósforo total, condutividade e pH. P1 e P2, com maior profundidade média, apresentaram maior razão NT/PT em relação a P1 e menor razão Z_{euf}/Z_{max} . As concentrações de nutrientes (fósforo total, nitrogênio total e razão NT/PT), e transparência da água foram fortemente correlacionadas ($p < 0.05$) com a distribuição das cianobactérias no reservatório.

Dinâmica das cianobactérias e toxicidade das florações

Cianobactérias representaram $> 90 \%$ da biomassa total do fitoplâncton durante o estudo, mas não apresentou um padrão definido de distribuição. Populações de *Planktotrix*

agardhii e *Cylindrospermopsis raciborskii* representou até 95 e 41%, respectivamente, do biovolume total do fitoplâncton, sendo consideradas as espécies mais representativas da comunidade, juntamente com *Sphaerocavum brasiliense*, *Microcystis* spp (*Microcystis aeruginosa* e *M. panniformis*). Florações tóxicas e mistas foram permanentes no reservatório durante todo o estudo, apresentando baixas concentrações de microcistina e saxitoxina.

Houve diferença significativa da biomassa de cianobactérias entre os pontos de amostragem ($p = 0.000$), mas não entre os anos ($p > 0.05$) (Tab 2 e 3). Elevada biomassa foi registrada nos pontos 1 e 2 ($30,5 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$), reduzindo significativamente no ponto 3, que representou 4,3% da média da biomassa dos outros pontos durante todo o estudo. Devido à influência fluvial deste ponto, apresentou um padrão diferente de P1 e P2, exibindo maior composição de espécies de outros grupos fitoplânctônicos como clorofíceas, diatomáceas e criptofíceas.

O biovolume médio de cianobactérias detectados nos pontos 1 e 2 do reservatório, de maior profundidade, durante o período de estudo foi $35,1$ e $25,9 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente, o que representa 91 e 85% do biovolume total do fitoplâncton. No ponto 3, de influência fluvial, a média do biovolume de cianobactérias foi bem inferior aos outros pontos de coletas ($1,3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$). A biomassa não apresentou um padrão de distribuição temporal bem definido em nenhum dos pontos estudados. Os valores mais expressivos foram registrados nos meses de fevereiro, abril e julho, com um pico de $104,67 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ de cianobactérias em fevereiro de 2011 no ponto 1. Com exceção do ano de 2010, que apresentou seus maiores registros de biomassa em setembro e outubro. De forma geral a biomassa de cianobactérias foi correlacionada com a razão NT/PT ($r = 0.40$, $p = 0.0007$), profundidade ($r = 0.69$, $p < 0.0001$), transparência ($r = 0.48$, $p < 0.0001$), pH ($r = 0.34$, $p = 0.005$) e condutividade ($r = -0.27$, $p = 0.02$).

A densidade média de cianobactérias dos pontos 1 e 2 do reservatório durante o período de estudo foi de 439.806 e 332.134 cél. ml^{-1} , respectivamente, o que representa 99 e 98% da densidade total do fitoplâncton. No ponto 3, a média da densidade de cianobactérias foi bem inferior aos outros pontos de coletas ($39.039 \text{ cél. ml}^{-1}$). Assim como a biomassa, a densidade não apresentou um padrão de distribuição temporal bem definido em nenhum dos pontos estudados. Durante os três anos de estudo foi registrado um pico de $2.227.862 \text{ cél. ml}^{-1}$ em p1 (jul/09). De forma geral a biomassa de cianobactérias foi significativamente correlacionada com a razão NT/PT ($r = 0.44$, $p = 0.0001$), profundidade ($r = 0.73$, $p < 0.0001$), transparência ($r = 0.53$, $p < 0.0001$), pH ($r = 0.33$, $p = 0.008$) e condutividade ($r = -0.30$, $p = 0.01$).

A densidade de cianobactérias durante todo período deste estudo em p1 e p2, apresentou-se acima dos níveis aceitáveis para água potável (50.000 cél. ml⁻¹) estabelecidos na Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Em p3 houve uma alternância de períodos com valores superiores ao permitido para o consumo humano com valores abaixo do limite estabelecido na Portaria (Fig. 3).

Florações de cianobactérias compostas de *Planktotrix agardhii* (604.160 cél. ml⁻¹), *Cylindrospermopsis raciborskii* (239.616 cél. ml⁻¹), *Microcystis* spp (818.230cél. ml⁻¹), e *Sphaerocavum brasilienses* e (1.400.784 cél. ml⁻¹) se alternaram temporalmente em p1 e p2 (Fig. 4). *Microcystis* spp e *Sphaerocavum brasiliense* foram dominantes na maior parte dos meses de 2009, representando até 87,3 e 60,7% das cianobactérias e estiveram relacionadas ao volume ($r = 0.51$, $p = 0.01$), vazão ($r = 0.55$, $p = 0.005$) e profundidade ($r = 0.45$, $p = 0.02$). Em 2010, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktotrix agardhii* se destacaram, representando até 75 e 51%. O ano de 2011 foi dominado por *Planktotrix agardhii*, que chegou a atingir 86% da população. Essa espécie foi correlacionada com o nitrogênio total ($r = 0.68$, $p = 0.0003$), transparência da água ($r = -0.51$, $p = 0.01$) e pH ($r = 0.61$, $p = 0.001$). *Cylindrospermopsis raciborskii* teve correlação com o nitrogênio total ($r = 0.45$, $p = 0.02$), fósforo total ($r = -0.38$, $p = 0.001$), com o volume de água ($r = -0.86$, $p < 0.0001$), vazão ($r = -0.71$, $p = 0.0001$). O ponto 3 apresentou maior riqueza de espécies e nenhuma espécie dominante em relação as outras, sendo as mais abundante as espécies *Aphanocapsa* spp., *Planktotrix agardhii*, *Aphanizomenon gracile* e *Sphaerocavum brasiliense*.

Todas as amostras analisadas continham microcistina, e 44% delas apresentaram valores superiores a 1 µg L⁻¹. A concentração média de microcistina foi de 1,01 µg L⁻¹ e variou entre 0,01 e 6,6 µg L⁻¹ para o período de estudo. Houve significativa diferença interanual da microcistina ($p = 0.002$), sendo 2010 o ano em que os valores de microcistina estiveram mais elevados. Tanto o biovolume quanto a abundância de cianobactérias foram significativamente correlacionados com microcistina ($r = 0.30$, $p = 0.01$; $r = 0.27$, $p = 0.02$). Uma correlação positiva também foi observada entre as concentrações de microcistina e o biovolume de *Planktotrix agardhii* ($r = 0.25$, $p = 0.04$) e *Cylindrospermopsis raciborskii* ($r = 0.30$, $p = 0.01$) (Fig 5 e 6).

As concentrações de saxitoxina detectadas neste estudo foram muito baixas e sempre inferiores a 1 µg L⁻¹ durante todo o estudo (Fig. 7). Houve significativa diferença interanual da saxitoxina ($p = 0.003$), essa diferença foi significativa entre 2009 e 2010, sendo este o ano em que os valores de saxitoxina estiveram mais elevados. As maiores concentrações de saxitoxina

(0,76 $\mu\text{g L}^{-1}$) foram encontradas no ponto 2 (ago/2010). Houve correlação positiva de saxitoxina com biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* ($r = 0.59$, $p = 0.002$) e *Planktotrix agardhii* ($r = 0.45$, $p = 0.03$), e negativa com o volume de água do reservatório ($r = -0.59$, $p = 0.002$) e vazão de liberação da água ($r = -0.44$, $p=0.03$).

DISCUSSÃO

O estudo revelou constante eutrofização no reservatório, com permanência de florações de cianobactérias tóxicas. A persistente condição de eutrofia ocorre não somente pela ação de atividades humanas na bacia do reservatório, mas também pelo favorecimento de características climáticas de região tropical semi árida. Nesta região, os baixos índices pluviométricos e longas estiagens associadas à elevada taxa de evaporação e grande bacia de drenagem com solos muito rasos são considerados fatores chaves para a dinâmica de processos ecológicos nos reservatórios (Souza *et al.*, 2008). Esse quadro já vem sendo constatado por outros estudos desenvolvidos nesse mesmo reservatório (Costa *et al.* 2006a ; Costa *et al.*, 2009; Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2007; Souza *et al.*,2008), cuja persistente predominância e abundância de espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas está intimamente ligada ao alto grau de eutrofização, com registros de elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo total, além da elevada biomassa algal. Elevada incidência de florações de cianobactérias tóxicas é também muito freqüente em outros reservatórios do semi-árido brasileiro (Bouvy *et al.*, 1999, 2003; Molica *et al.*, 2002, 2005)

As cianobactérias foram dominantes em todo período do estudo, e isto deve-se, dentre outros fatores, ao seu metabolismo versátil e às adaptações estruturais e enzimáticas, que permitem sua sobrevivência em condições adversas (Fernandes *et al.*, 2009). Espécies bem adaptadas a ambientes turvos de baixa luminosidade como *Planktotrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram mais representativas da comunidade, juntamente com *Sphaerocavum brasiliense* e *Microcystis* spp (*Microcystis aeruginosa* e *M. panniformis*).

No reservatório estudado, florações de cianobactérias e ocorrência de cianotoxinas foram relacionadas com altas concentrações de nitrogênio e fósforo total, variações na transparência da água, além da vazão da água. Alternância de dominância entre população de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* com períodos de co-dominância foi fortemente influenciada pela vazão, zona eufótica e concentração de fósforo, mas não por nitrogênio. Bonilla *et al.* (2011) verificaram em vários lagos no mundo que *C. raciborskii* e *P. agardhii* sobrepõem-se na sua distribuição em relação à temperatura, luz e estado trófico,

diferindo em suas distribuições de biovolume ao longo desses gradientes. No entanto, mais importante que caracterizar condições gerais que favoreceram a ocorrência de cianobactérias como grupo, é entender características individuais de cada espécie, que possam estar relacionadas com a dinâmica temporal de composição e biomassa. Neste trabalho, os resultados indicam um efeito sinérgico de nutrientes e fatores físicos. Kosten *et al.* (2012), verificou que a sinergia de alguns fatores ambientais, aliada a adaptações específicas pode explicar o padrão de substituição das principais espécies e, especialmente, as florações de *C. Raciborskii*, *P. agardhii* e *Microcystis* spp. Naselli-Flores (2000) mostrou que reservatórios de diferentes estados tróficos caracterizados por constantes flutuações no nível da água influenciam fortemente a composição do fitoplâncton, mais do que nutrientes.

Houve uma correlação positiva entre as populações de *Planktotrix agardhii* e as concentrações de microcistina, assim como *Cylindrospermopsis raciborskii* com saxitoxina e microcistina na água do reservatório. Estudos sobre a detecção molecular de cianotoxinas em cianobactérias detectaram a presença da expressão gênica (genes *mcyA* e *mcyB*) para produção de microcistina em *Cylindrospermopsis raciborskii*, em um reservatório que apresentava alternância na predominância de população de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010; Piccin-Santos e Bittencourt-Oliveira 2012). *Cylindrospermopsis raciborskii* é reconhecidamente produtora de saxitoxinas em águas brasileiras, como Lagos *et al.* (1999) comprovaram com a primeira evidência dessa toxina nesta espécie e também a ocorrência de cianobactéria produtora dessa toxina em países sul-americanos. De acordo com Bittencourt-Oliveira *et al.* (2010), a presença dos genes da síntese de microcistinas não indica necessariamente a produção de microcistinas, mas indica o potencial para a sua produção.

Uma questão de grande preocupação é se a ocorrência e as concentrações de cianotoxinas podem ser previstas a partir da abundância de espécies produtoras (Dolman *et al.*, 2012). Kaebernick e Neilan (2001) afirmam que identificar as espécies produtoras de cianotoxinas é difícil porque cada grupo de toxina pode ter um número de taxons produtores diferente, cada taxon pode ter cepas toxigênicas e não-toxigênicas que podem ou não co-ocorrer, e o teor de toxinas celulares de determinadas cepas toxigênicas pode variar devido às condições ambientais. *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktotrix agardhii* e espécies do gênero *Anabaena* são frequentes em corpos de água no Brasil. No entanto, nem todos esses organismos ou populações, necessariamente, têm um potencial para a produção de microcistina (Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010).

O presente estudo revelou que as maiores concentrações de microcistinas não foram correspondentes aos picos no biovolume de *Planktotrix agardhii*, apesar de apresentar uma correlação positiva entre eles. Resultado semelhante foi encontrado por Kardinaalet *al.*(2007) e Welker *et al.* (2003) com o gênero *Microcystis*, tal dinâmica pode resultar de uma sucessão de estirpes tóxicas para não tóxicas. Por outro lado, em estudos realizados por Dolman *et al.* (2012), as concentrações de microcistinas foram fortemente correlacionadas com o biovolume de *Planktotrix agardhii*.

Valores de microcistinas detectados neste estudo foram maiores do que saxitoxinas, ultrapassando o limite permitido pela Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, que estabelece o limite de $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ de microcistinas. As concentrações encontradas de saxitoxinas foram baixas, estando dentro do limite estabelecido por esta Portaria. Costa *et al.*(2006), em estudo nesse mesmo reservatório, também detectaram baixos valores de saxitoxina em amostras de seston da água bruta, não ultrapassando $3 \mu\text{g L}^{-1}$. Chellappa *et al.*(2008) em estudo num outro açude do semiárido brasileiro localizado na mesma bacia hidrográfica, constataram uma concentração média de $3,5 \mu\text{g L}^{-1}$ na água do seston.

Esse perfil de baixa concentração de saxitoxinas também foi encontrado em outros reservatórios de abastecimento no norte, nordeste e sudeste do Brasil. Molica *et al.* (2005), verificou uma concentração de saxitoxina de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ no reservatório Tapacurá/PE, e explica que a falta de quantidades detectáveis de saxitoxinas nas amostras, parece ser devido à degradação da toxina durante o congelamento. Piccin-Santos e Bittencourt-Oliveira (2012) encontraram uma concentração máxima de $2,27 \mu\text{g L}^{-1}$ de microcistina em reservatórios do nordeste e sudeste; Ferrão-Filho *et al.* (2009), registrou concentrações de microcistinas variando de $1,2$ a $4,5 \mu\text{g L}^{-1}$, e saxitoxinas do seston variou de zero (abaixo do limite de detecção) a $3,48 \mu\text{g L}^{-1}$. Na região norte do Brasil, Sá *et al.* (2010) mostraram uma concentração de $0,55 \mu\text{g L}^{-1}$ de saxitoxina na água bruta. Uma possível explicação para esse perfil de baixa concentração de saxitoxinas é a não expressão gênica para produção de saxitoxina, fenômeno que ainda precisa ser elucidado e também a diluição dessa toxina no próprio ambiente aquático. Estudos realizados em vários lagos do mundo (Dolman *et al.*,2012; Davis *et al.*,2009; Romo *et al.*,2012) revelaram concentrações de microcistina mais elevadas em regiões temperadas, que variam de $0,1$ a $154 \mu\text{g L}^{-1}$.

Foi observada diferença espacial no biovolume das cianobactérias, clorofila-a e concentrações de microcistina e saxitoxina, assim como de variáveis ambientais como:

fósforo total, nitrogênio total, NT/PT, profundidade, transparência e pH. A variação na composição de espécies e da biomassa esteve condicionada a mudanças na profundidade do reservatório, zona eufótica e vazão. Na maior parte do período estudado, os pontos P1 e P2 de maior profundidade e de reduzida zona fótica apresentaram maior biovolume e predominância de cianobactérias em relação ao ponto 3, mais raso e de maior influência fluvial. Costa *et al.* (2009), em estudo realizado durante dois anos no ponto 1 neste mesmo reservatório mostraram que as condições hidrológicas do reservatório foram importantes na dinâmica do reservatório. Eles observaram que a diminuição do volume e da profundidade dos reservatórios na estiagem promoveu alta turbidez diminuindo a disponibilidade de luz e favorecendo a prevalência e o aumento da biomassa de espécies bem adaptadas a baixas condições de luz. A redução do volume de água de outros reservatórios, também interferiu fortemente na dinâmica do fitoplâncton e nutrientes, influenciando a seleção de espécies de cianobactérias, conforme explica Naselli-Flores (2003). Romo *et al.*, (2012) também constataram a influência da vazão na biomassa de espécies quando estudou o efeito do tempo de residência na variação da população, como por exemplo, observou a diminuição do biovolume de *Microcystis aeruginosa* com o aumento do fluxo da água.

Neste estudo, o biovolume de *Cylindrospermopsis raciborskii* aumentou com a diminuição da vazão, indicando maior crescimento com maior estabilidade da água. *Planktotrix agardhii* esteve relacionada a variações do nitrogênio total, transparência e pH, aumentando sua biomassa, de acordo com o aumento na concentração de nitrogênio e pH e redução da transparência. Câmara *et al.* (2009) também mostraram que as alterações espaciais e temporais na estrutura da comunidade fitoplânctonica e nas concentrações de clorofila *a* estiveram associadas as flutuações nos níveis de nutrientes inorgânicos.

Os nutrientes são controladores da capacidade suporte do fitoplâncton e da contribuição de cianobactérias em águas rasas, e, conseqüentemente, um fator essencial para a qualidade da água (Moss *et al.*, 2004). Concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo total foram associadas positivamente com o biovolume e abundância das cianobactérias, conforme padrão encontrado em estudos recentes (Davis *et al.*, 2009; Jeppesen *et al.*, 2009, 2011; Bonilla *et al.*, 2012; Kosten *et al.*, 2012; Dolman *et al.*, 2012). Nossos resultados revelaram uma relação positiva entre o biovolume de *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* spp. e a concentração de nitrogênio total, além de correlação negativa entre *C. raciborskii* com o fósforo total. Resultado igual foi encontrado por Bonilla *et al.* (2012), em que o biovolume de *C. raciborskii* foi inversamente relacionado como fósforo total. O biovolume e a abundância de cianobactérias aumentaram continuamente com a concentração

de N, indicando potencial limitação por N, como foi descrito também por Dolman *et al.*(2012). Este autor explica que os biovolumes de todos os táxons de cianobactérias foram maiores nos lagos com concentrações de nitrogênio e fósforo conjuntos acima da média, embora os biovolumes relativos de algumas espécies da ordem Nostocales foram maiores em lagos menos enriquecidos. O autor ainda ressalta que *Aphanizomenon gracile* e *Cylindrospermopsis raciborskii* frequentemente atingiram os mais altos biovolumes em lagos com elevada concentração de nitrogênio em relação ao fósforo.

A eutrofização é um dos vários mecanismos pelos quais algas nocivas estão aumentando em extensão e duração em muitos locais. Embora importante, não seja a única explicação para surtos de florações tóxicas. Enriquecimento por nutrientes tem sido fortemente ligado à estimulação de algumas espécies nocivas, no entanto para outras não tem sido um fator que contribui aparentemente (Anderson *et al.*, 2002). No presente estudo, nitrogênio e fósforo foram fortemente relacionados ao desenvolvimento de florações tóxicas. Dolman *et al.* (2012) mostram claramente que as cianobactérias têm diferentes respostas variando no enriquecimento de nitrogênio versus fósforo e não devem ser tratadas como um único grupo ao considerar os efeitos da carga de nutrientes na estrutura da comunidade fitoplanctônica, isto é de particular importância quando se considera a ocorrência de cianotoxina. Conforme o autor explica, os táxons mais abundantes foram os não-fixadores de nitrogênio atmosférico como as Oscillatoriales filamentosas finas dos gêneros *Pseudanabaena*, *Limnothrix* e *Planktolyngbya*, e a espécie *P. agardhii*, que apresentaram respostas contrastantes em relação ao enriquecimento do nitrogênio versus fósforo. As Oscillatoriales filamentosas finas foram encontradas preferencialmente em lagos com alta concentração de N e baixa concentração de P, enquanto o inverso era verdadeiro para *P. agardhii* (Dolman *et al.*, 2012).

A combinação de alta biomassa de cianobactérias e a presença de microcistinas e saxitoxinas na água em todas as amostras analisadas neste estudo, indica o potencial risco de toxicidade para a população desta região. Tais fatos confirmam a necessidade do monitoramento da qualidade da água e tomada de medidas para minimizar a eutrofização em reservatórios de abastecimento de água do semiárido potiguar e demonstra o desafio para gestores de recursos hídricos e autoridades de saúde para garantir qualidade de água e, conseqüentemente, minimizar riscos a saúde humana.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES (Fundação para a Coordenação do Ensino Superior e Formação de Pós-Graduação) pela bolsa de mestrado para Priscila Vieira, e pelo financiamento do Projeto de Cooperação Acadêmica/Novas Fronteiras (PROCAD/NF), por meio de parceria entre o PRODEMA/UFRN e o Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais/UFCG. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pelos recursos alocados ao projeto CT-HIDRO/CT-SAÚDE (576887/2008-0): *Água e Saúde em Região Semi-Árida: Bactérias Patogênicas, Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios Utilizados para Abastecimento Público no Estado do Rio Grande do Norte.*

REFERÊNCIAS

- Almeida V.L.S., Dantas Ê.W., Melo-Júnior M., Bittencourt-Oliveira M.C. & Moura, A.N. (2009) Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, 69,57-65.
- Anderson D.M., Glibert P.M. & Burkholder J.M. (2002) Harmful Algal Blooms and Eutrophication Nutrient Sources, Composition, and Consequences. *Estuaries*, 25, 704-726.
- Apeldoorn M.E., Egmond H.P., Speijers G.J.A. & Bakker G.J.I. (2007) Toxins of cyanobacteria. *Molecular Nutrition & Food Research*, 51, 7-60.
- APHA- American Public Health association. (2000) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th Edição). Washington, USA.1193p.
- Aubriot L., Bonilla, S. & Falkner G. (2011) Adaptive phosphate up take behaviour of phytoplankton to environmental phosphate fluctuations. *FEMS Microbiol Ecol*, 77, 1–16.
- Azevedo S.M.F.O., Carmichael, W.W., Jochimsen E.M., Rinehart K.L., Lau S., Shaw G.R. & Eaglesham G.K. (2002) Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, 181, 441-446.
- Bittencourt-Oliveira M.C., Santos D.M.S. & Moura N.A. (2010) Toxic Cyanobacteria in Reservoirs in Northeastern Brazil: Detection Using a Molecular Method. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 1005- 1010.
- Bonilla S., Aubriot L., Soares M.C.S., González-Piana M., Fabre A., Huszar V.L.M., Lürling, M., Antoniadis D., Padisák J. & Kruk C. (2011) What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79, 594–607.
- Bouvy M. & Molica R.J.R. (1999) Avaliação da ingestão de *Cylindrospermopsis* pelo zooplâncton: testes em laboratório. Anais do VII Congresso Brasileiro de Ficologia. Porto de Galinhas, Brasil, p. 161.
- Bouvy M., Molica R., Oliveira S.D., Marinho M. & Becker B. (1999) Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom *Cylindrospermopsis raciborskii* in a shallow reservoir in the semi-arid northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20, 285-297.
- Bouvy M., Falcão D., Marinho M., Pagano M. & Moura A. (2000) Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 23, 13-27.
- Bouvy M., Nascimento S.M., Molica R.J.R., Ferreira A., Huszar V. & Azevedo, S.M.F.O. (2003) Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brasil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, 493, 115–130.
- Brasil. (2005) *Resolução n.º. 357 de 15 de março de 2005*. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 27p.

Brasil. (2011) *Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011*. Brasília: Ministério da Saúde. Saúde. 8 p.

Calijuri M.C., Alves M.S.A. & Santos A.C.A. (2006) Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos. RIMA, 118p.

Câmara F.R.A., Lima A.K.A., Rocha O. & Chellappa N.T. (2009) The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid tropical region. *Acta Limnol. Bras.*, 21, 431-439.

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. (2001) Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, 109, 663-668.

Chellappa N.T., Chellappa S.L. & Chellappa S. (2008) Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51, 833-841.

Chellappa N.T., Câmara F.R.A. & Rocha O. (2009) Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 69, 241-251.

Chorus I. & Bartram J. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London, 1999. 416p.

Cook C., Vardaka E. & Lanaras T. (2004) Toxic cyanobacteria in Greek freshwaters, 1997–2000: Occurrence, toxicity and impacts in the Mediterranean region. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 32, 107–124.

Costa I.A.S., Chellappa N.T. & Araújo M.F.F. 1998. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu-RN. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 10, 67-80.

Costa I.A.S., Santos, A.P., Silva, A.A.L., Melo S.G., Panosso R.F. & Araújo M.F.F. (2006a) Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potiguares. *Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte*, Natal, p. 14-16.

Costa I.A.S., Azevedo S.M.O., Chellappa N.T., Senna P.A.C., Bernardo R.R. & Costa S.M. (2006b) The occurrence of toxic-producing cyanobacterial blooms in a semi-arid reservoir in the northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 29-41.

Costa I.A.S., Cunha S.R.S., Panosso R.F., Araújo, M.F.F., Melo J.L.S. & Eskinazi-Sant'anna E.M. (2009) Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecol. Bras*, 13, 382-401

Catherine A., Quiblier C., YePreMian C., Got P., Groleau A., Vinc On-Leite B., Bernard C. & Troussellier M. (2008) Collapse of a *Planktothrix agardhii* perennial bloom and microcystin dynamics in response to reduced phosphate concentrations in a temperate lake. *FEMS Microbiol Ecol*, 65, 61–73.

- Dantas Ê.W., Moura A.N. & Bittencourt-Oliveira M.C. (2011) Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83, 1327-1338
- Davis T.W., Berry D.L., Boyer G.L. & Gobler C.J. (2009) The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 8, 715–725.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., & Wiedner, C. (2012). Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS one*, 7(6), 1-14.
- Dow C.S. & Swoboda U.K., 2002. Cyanotoxins. In: Whitton, B.A., Potts, M. (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 613–632.
- Eskinazi-Sant'anna E.M., Panosso R.F., Attayde J.L., Costa I.S., Araújo M., Santos, C.M. & Melo J.L.S. (2006) Águas Potiguaras: Oásis Ameaçados. *Ciência Hoje*, 231, 1-5.
- Eskinazi-Sant'anna E.M., Menezes R., Costa I.A.S., Panosso R., Araújo M.F.F. & Attayde J.L. (2007) Composição da comunidade zooplânctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, 11, 410-421.
- Falconer I.R. & Humpage A.R. (2001) Preliminary evidence for in vivo tumour Initiation by oral administration of extracts of the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* containing the toxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*, 16, 192-195.
- Fernandes V.O., Cavati B., Oliveira L.B. & Souza B.D.A.S. (2009) Ecologia de cianobactérias: Fatores promotores e consequências das florações. *Oecologia Brasiliensis*, 13, 247-258.
- Ferrão Filho A.S.; Soares M. C.; Rocha, M. I. A.; Magalhães, V. F. & Azevedo, S.M. F. O. (2009) Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. *Oecologia Brasiliensis*, 13, 346-365.
- Figueiredo D.R., Azeiteiro U.M., Esteves S.M., Gonçalves F.J.M. & Pereira M.J. (2004) Microcystin-producing blooms-a serious global public health issue. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59, 151–163
- Figueirêdo M.C.B., Teixeira A.S., Araújo L.F.P. Rosa M.F. Paulino W.D., Mota S. & Araújo J.C. (2007) Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Eng. Sanit. Ambient.*, 12, 399-409.
- Hillebrand H., Dürselen C.D., Kirschtel, D., Pollinger U. & Zohary T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, 35, 403–424.
- Istvanovics V., Shafik H.M., PreSing M. & Juhos S. (2000) Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in through flow cultures. *Freshwater Biology*, 43, 257–275.

Jensen *et.al.*(1994) Impact of nutrients physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. J. Fish aquat. Sci.*, 51,1692-1699.

Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Bekliogluc, M., Özenc, A. & Olesen, J. E. (2009). Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1930-1941.

Jeppesen E., Kronvang B., Olesen J.E., Audet, J., Søndergaard, M., Hoffmann, C. C., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Larsen, S. E., Beklioglu, M., Meerhoff, M., Ozen, A. & Ozkan, K. (2011) Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663, 1–21.

Jespersen A.M. & Christoffersen K. (1987) Measurements of Chlorophyll-a from Phytoplankton Using Ethanol as Extraction Solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 109, 445 - 454.

Kardinaal W.E.A., Tonk L., Janse I., Hol S., Slot P., Huisman J. & Visser, P.M. (2007) Competition for light between toxic and nontoxic strains of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Applied and Environmental Microbiology*, 73, 2939–2946.

Kaebernick, M. & Neilan B. A. (2001) Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 35,1-9.

Kokocinski M., Stefaniak K., Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K. & Soininen J. (2010) The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypereutrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta). *Eur J Phycol*, 45, 365–374

Kosten S., Huszar V.L.M., Bécares E., Costa L. S., Van Donk E., Hansson L.A., Jeppesen E., Kruk C., Lacerot G., Mazzeo N., De Meester L., Moss B., Lürling M., Nöges T., Romo, S. & Scheffer M. (2012) Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, 18, 118–126.

Lagos N., Onodera H., Zagatto P.A., Andrinolo D., Azevedo, S.M.F.Q. & Oshima, Y.(1999)The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37, 1359–1373.

Lorenzen C. J. (1967) Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography*, 12, 343-346.

Margalef R. (1983) *Limnologia*. Editorial Ômega, Barcelona. 1009p.

Molica R., Onodera H., Garcia C., Rivas M., Andrinolo D., Nascimento S., Meguro H., Oshima O., Azevedo S. & Lagos N. (2002) Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil , including demonstration of a new saxitoxin analogue. *Phycologia*, 41, 606-611.

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. (2005) Occurrence of saxitoxins and anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae*, 4, 743-753.

Molica R. & Azevedo S. (2009) Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecol.Bras.*, 13, 229-246.

Stephen, D., Balayla, D. M., Bécares, E., Collings, S. E., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., & Moss, B. (2004) Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49, 1633–1649.

Naselli-Flores L. (2000) Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationship between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, 424, 1-11.

Naselli-Flores L. & Barone R. (2003) Steady state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of *Microcystis* ecomorphological variability in maintaining an apparent equilibrium. *Hydrobiologia*, 502, 133-143.

Naselli-Flores L. (2003) Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr. Deep Lake and Mr. Shallow Lake. *Hydrobiologia*, 506, 13-21.

Oliveira M.M., Filho M.V.S., Bastos J.C. & Neves M.H.C. B. (2010) Toxinas de cianobactérias e microalgas marinhas: um desafio para a ecotoxicologia aquática. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 4, 57-80

Paerl H.W. & Huisman J. (2009) Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 27–37.

Piccin-Santos V. & Bittencourt-Oliveira M.C. (2012) Toxic Cyanobacteria in Four Brazilian Water Supply Reservoirs. *Journal of Environmental Protection*, 3, 68-73.

Posselt A.J. & Burford M.A. (2009) Pulses of phosphate promote dominance of the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Journal of Phycology*, 45, 540–546.

Romo S., Fernandez F., Ouahid Y. & Baron-Sola A. (2011) Assessment of microcystins in lake water and fish (Mugilidae, *Liza* sp.) in the largest Spanish coastal lake. *Environmental Monitoring and Assessment*. Doi: 10.1007/ s10661-011-2011-0.

Romo S., Soria J., Fernández F., Ouahid Y. & Barón-Solá Á. (2012) Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x

Sá L.L.C., Vieira J.M.S., Mendes R.A., Pinheiro S.C.C., Vale E.R., Alves F.A.S. *et al.* (2010) Ocorrência de uma floração de cianobactérias tóxicas na margem direita do Rio Tapajós, no Município de Santarém (Pará, Brasil). *Rev Pan-Amaz Saude*, 1, 159-166.

Salas, H.; Martino, P. (2001) Metodologias Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. LIMA: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, 52 p.

Sant'anna C.L., Azevedo M.T.P. Agujaro L.F., Carvalho M.C., Carvalho L.R. & Souza R.C.R. (2006) Identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. 58p.

Soares R.M. (2009) Toxicologia de cianotoxinas: microcistinas as estrelas do tema. *Oecologia Brasiliensis*, 13, 259-271.

Soares M.C.S., *et al.* (2012) Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologia*, doi:10.1016/j.limno.2011.11.002

Tundisi J. G. (2003) Recursos Hídricos: o futuro dos recursos. *MultiCiência*. Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos-SP. Disponível em: <http://www.multiciencia.unicamp.br/artigos_01/A3_Tundisi_port.PDF> Acesso em: 12 de julho de 2012.

Ütermohl H. (1958) Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 1-38.

Valderrama J.C. (1981) The simultaneous analysis of total and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10, 109-122.

Vieira P.C.S., Silva A.P.C. & Costa, I.A.S. (2011) Variações na distribuição do fitoplâncton e em variáveis limnológicas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN. *In: Eliza Freire, Gesinaldo Cândido e Pedro Vieira (Org.). Múltiplos olhares sobre o semiárido brasileiro: perspectivas interdisciplinares*. Natal, RN: EDUFRRN, p115-146.

Wagner C. & Adrian R. (2009) Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 2460–246.

Welker M., Von Döhlen H., Tauscher H., Steinberg C.E.W. & Erhard M. (2003) Toxic *Microcystis* in shallow Lake Muggelsee (Germany): dynamics, distribution, diversity. *Archiv für Hydrobiologie*, 157, 227–248

TABELAS

Tabela 1. Características hidrológicas e morfométricas do Reservatório Armando Ribeiro (apr 2009 – out 2011) - (Q=vazão liberada;Zmax= profundidade máxima; Zm=profundidade média;VMA= volume médio durante o estudo;TR= tempo médio de residência durante o estudo).

Reservatório	Armando Ribeiro Gonçalves
Precipitação histórica média (mm)	517
Volume Máximo (m³)	2.400.000.000
Volume médio anual (m³)	2.055.460.944
Q(m³/s)	17,8
Cota (m)	53,2
Área (m)	171.658.142
Zmáx (m)	40,0
Zm médio (m)	12,2
TR (anos)	3,65
VMA/2009 m³ (%)	2.210.588.345 (95)
VMA/2010 m³ (%)	1.857.765.432 (77,4)
VMA/2011 m³ (%)	2.188.940.733 (91,2)

Fonte: DNOCS/RN (Departamento Nacional de Obras Contra As Secas); Costa (2009).

Tabela 2. Valores médios (desvio padrão) das variáveis estudadas nos pontos P1, P2e P3.

	Mean (\pm sd)	p1	p2	p3	F	<i>p</i>
Total phosphorus ($\mu\text{g L}^{-1}$)	122,8 (\pm 43,3)	92,8	103,3	172,5	23	***
Total nitrogen ($\mu\text{g L}^{-1}$)	633,3 (\pm 120,2)	577	771	552	-	<i>ns</i>
NT/PT	6,3 (\pm 2,7)	7,6	8,1	3,2	11	***
Depth (m)	15,3 (\pm 12,8)	25,4	19,6	1,0	1618	***
transparency (m)	0,7 (\pm 0,2)	0,9	0,9	0,5	18	**
pH	8,3 (\pm 0,4)	8,6	8,5	7,9	5,7	**
conductivity ($\mu\text{s cm L}^{-1}$)	141,3 (\pm 34,6)	119,7	123,0	181,2	5	***
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	28,6 (\pm 1,0)	29,2	29,2	27,4	-	<i>ns</i>
Phytoplankton total biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$)	23,6 (\pm 19)	38,4	30,3	2,2	60,2	***
Cyanobacteria total biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$)	20,8 (\pm 17,5)	35,1	25,9	1,3	67,4	***
Cyanobacteria total abundance (cel. mL^{-1})	271x10 ³ (\pm 208)	440x10 ³	334x10 ³	38x10 ³	76,7	***
<i>Planktothrix agardhii</i> biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$)	14,9 (\pm 13)	26,0	17,8	0,8	20,0	***
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$)	1,0 (\pm 0,9)	1,8	1,4	0,1	14,8	***
<i>Microcystis aeruginosa</i> biovolume ($\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$)	2,3 (\pm 2)	3,2	3,8	0,1	4,9	***
Chlorophyll a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	36 (\pm 21)	49	47	12	28,4	*
Water microcystins ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1,0 (\pm 0,3)	1,3	1,0	0,7	-	<i>ns</i>
Water saxtoxin ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,1 (\pm 0,02)	0,06	0,11	0,07	-	<i>ns</i>

A última coluna resume os resultados da ANOVA para testar diferenças entre os pontos.

Probabilidades são: *P < 0.05, **P < 0.01, ***P < 0.001, ns = não diferem significativamente

Tabela 3. Valores médios (desvio padrão) das variáveis estudadas (abr 2009 – out 2011)

	Mean (\pm sd)	2009	2010	2011	F	p
Volume (m ³)	2.104x10 ⁶ (\pm 207)	2.281x10 ⁶	1.876x10 ⁶	2.156x10 ⁶	29	***
Flow (m ³ s ⁻¹)	18,8 (\pm 3)	21,4	15,7	19,4	55,2	***
Residence time (years)	4 (\pm 0,2)	3,4	3,8	3,6	7,8	***
Total phosphorus (μ g L ⁻¹)	121 (\pm 2)	120	120	124	-	ns
Total nitrogen (μ g L ⁻¹)	638 (\pm 166)	450	748	728	9,7	***
NT/PT	6,4 (\pm 1,6)	4,9	8,1	6,2	4,8	*
Depth (m)	16 (\pm 2,6)	14	15	19	-	ns
transparency (m)	0,8 (\pm 0,1)	0,8	0,7	0,7	-	ns
pH	8,3 (\pm 0,5)	7,9	8,4	8,8	9,3	***
conductivity (μ s cmL ⁻¹)	142 (\pm 18)	126	139	162	-	ns
Temperature (°C)	28,6 (\pm 2)	29,3	30,1	26,3	-	ns
Phytoplankton total biovolume (mm ³ L ⁻¹)	24,8 (\pm 9)	23,8	16,9	35,1	-	ns
Cyanobacteria total biovolume (mm ³ L ⁻¹)	22 (\pm 10,6)	16,4	16,4	34,7	-	ns
Cyanobacteria total abundance (cel. mL ⁻¹)	280x10 ³ (\pm 37)	318x10 ³	243x10 ³	280x10 ³	-	ns
<i>Planktothrix agardhii</i> biovolume (mm ³ L ⁻¹)	22,7 (\pm 16)	9,4	17,7	41,0	8,2	*
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> biovolume (mm ³ L ⁻¹)	1,1 (\pm 0,9)	0,5	2,2	0,7	9,5	***
<i>Microcystis aeruginosa</i> biovolume (mm ³ L ⁻¹)	4,2 (\pm 4,8)	9,0	0,8	0,7	5,8	**
Chlorophyll a (μ g L ⁻¹)	37,5 (\pm 4,5)	38	33	42	-	ns
Water microcystins (μ g L ⁻¹)	1 (\pm 0,8)	0,6	1,8	0,4	6,7	**
Water saxtoxin (μ g L ⁻¹)	0,08 (\pm 0,1)	0,01	0,2	0,1	6,1	**

A última coluna resume os resultados da ANOVA para testar diferenças entre os anos.

Probabilidades são: *P < 0.05, **P < 0.01, ***P < 0.001, ns = não diferem significativamente

LEGENDA DAS FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica dos pontos de coleta (p1:Itajá, p2: São Rafael, p3:Jucurutu) na Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Nordeste, Brasil.

Figura 2. Biovolume de cianobactérias em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Figura 3. Densidade de cianobactérias em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Figura 4. Contribuição relativa das espécies mais abundantes em A) P1, B) P2, C) P3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Figura 5. Mudanças sazonais de microcistina relacionado a população *Planktotrix agardhii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Figura 6. Mudanças sazonais de microcistina relacionado a população *Cylindrospermopsis raciborskii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Figura 7. Mudanças sazonais de saxitoxina relacionado a população *Cylindrospermopsis raciborskii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

FIGURAS

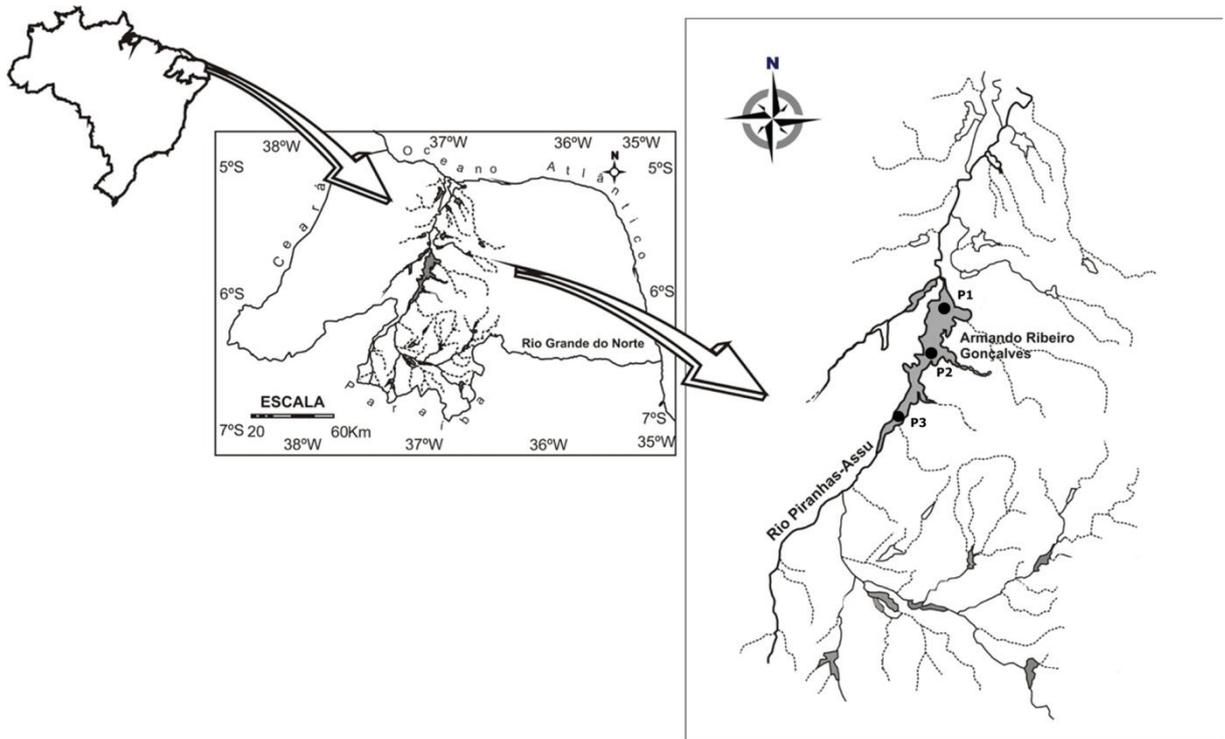


Figura. 1. Localização geográfica dos pontos de coleta (p1:Itajá, p2: São Rafael, p3:Jucurutu) na Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, Nordeste, Brasil.

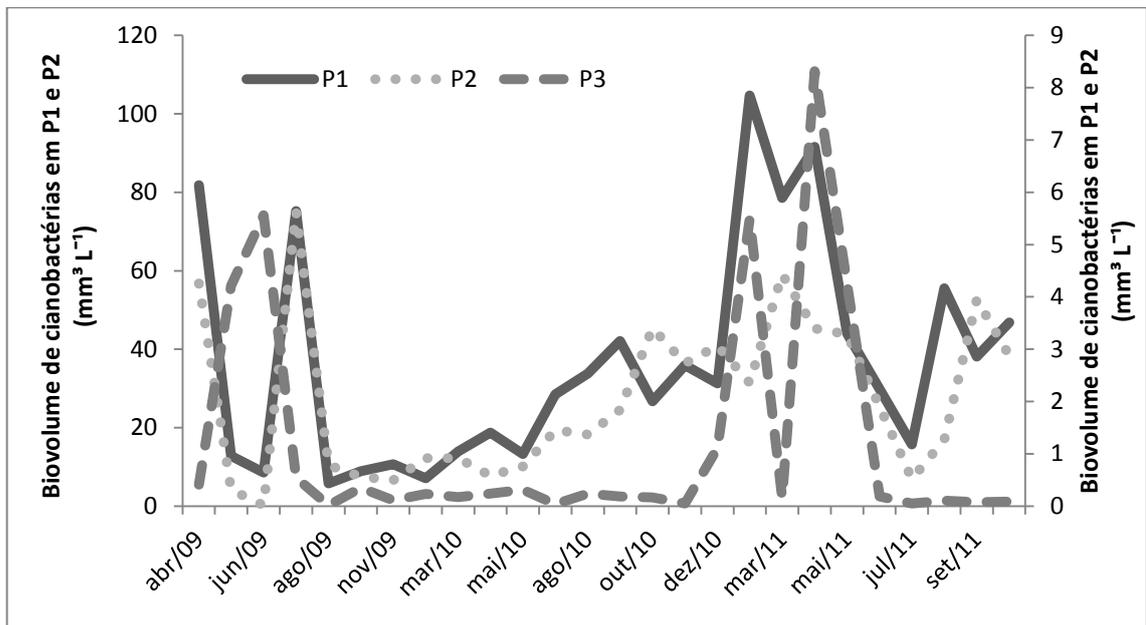


Figura 2. Biovolume de cianobactérias em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

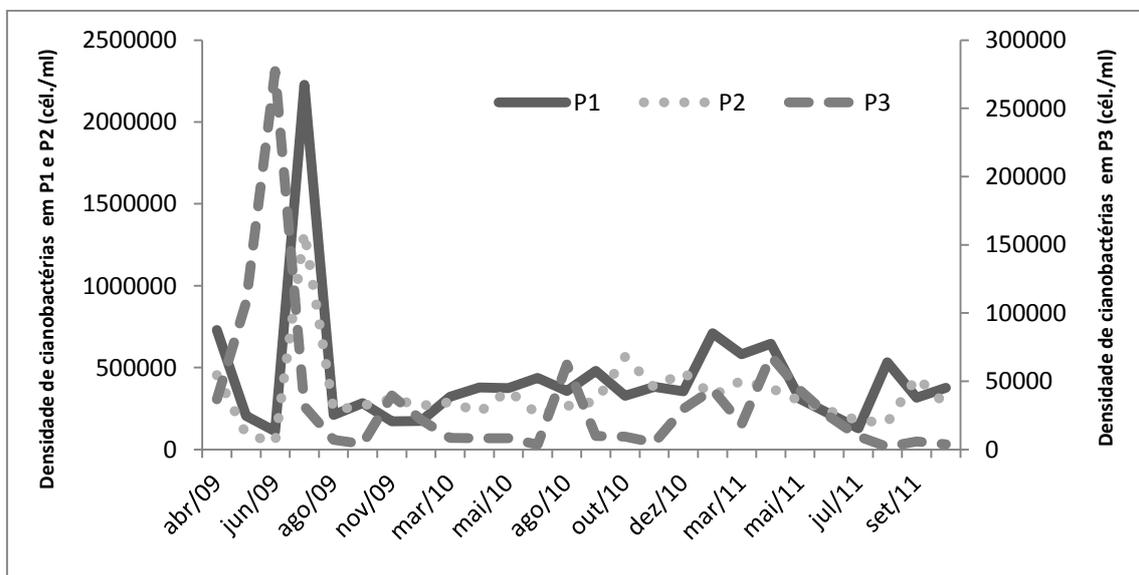


Figura 3. Densidade de cianobactérias em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

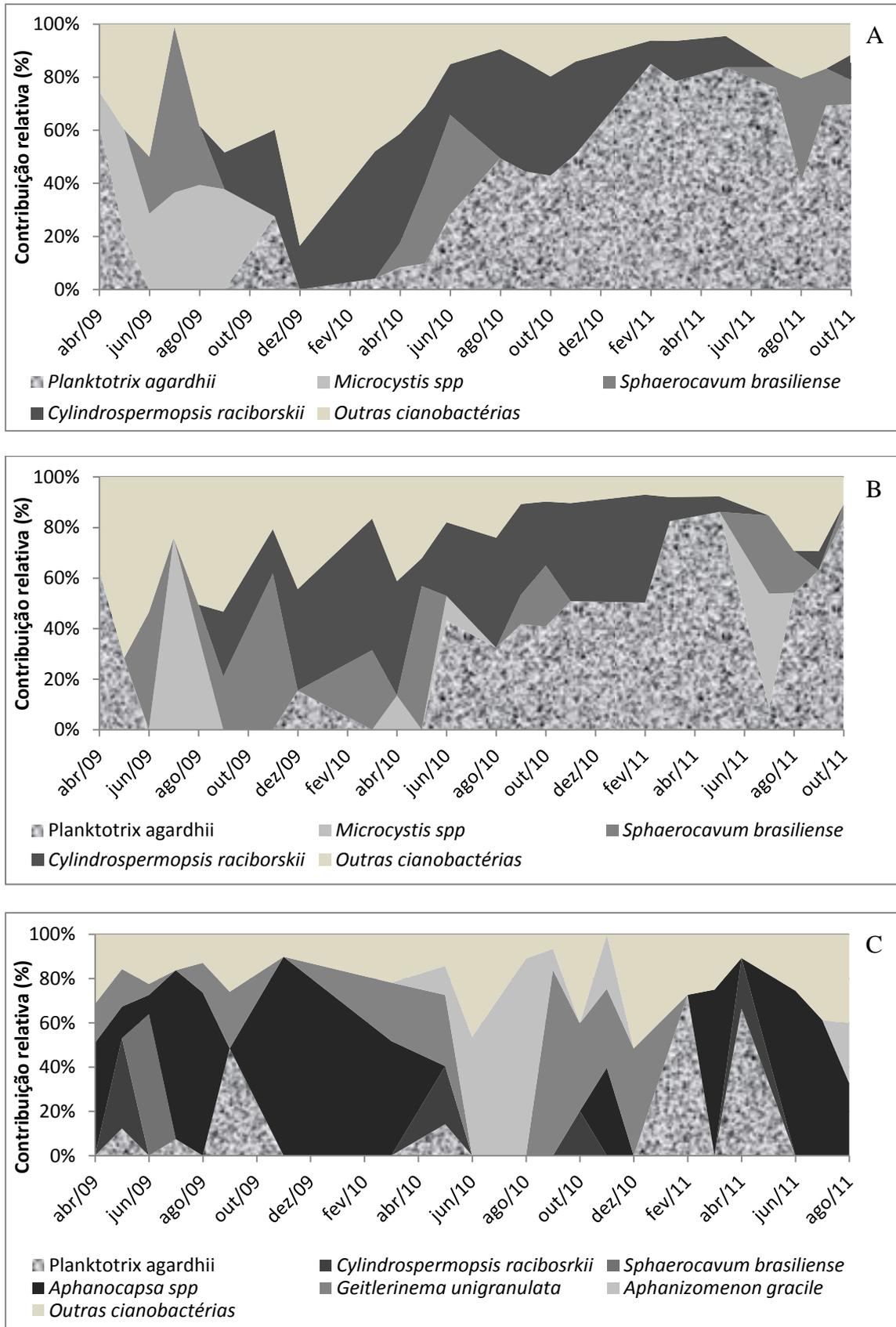


Figura 4. Contribuição relativa das espécies mais abundantes em P1(A), P2 (B), P3 (C) no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

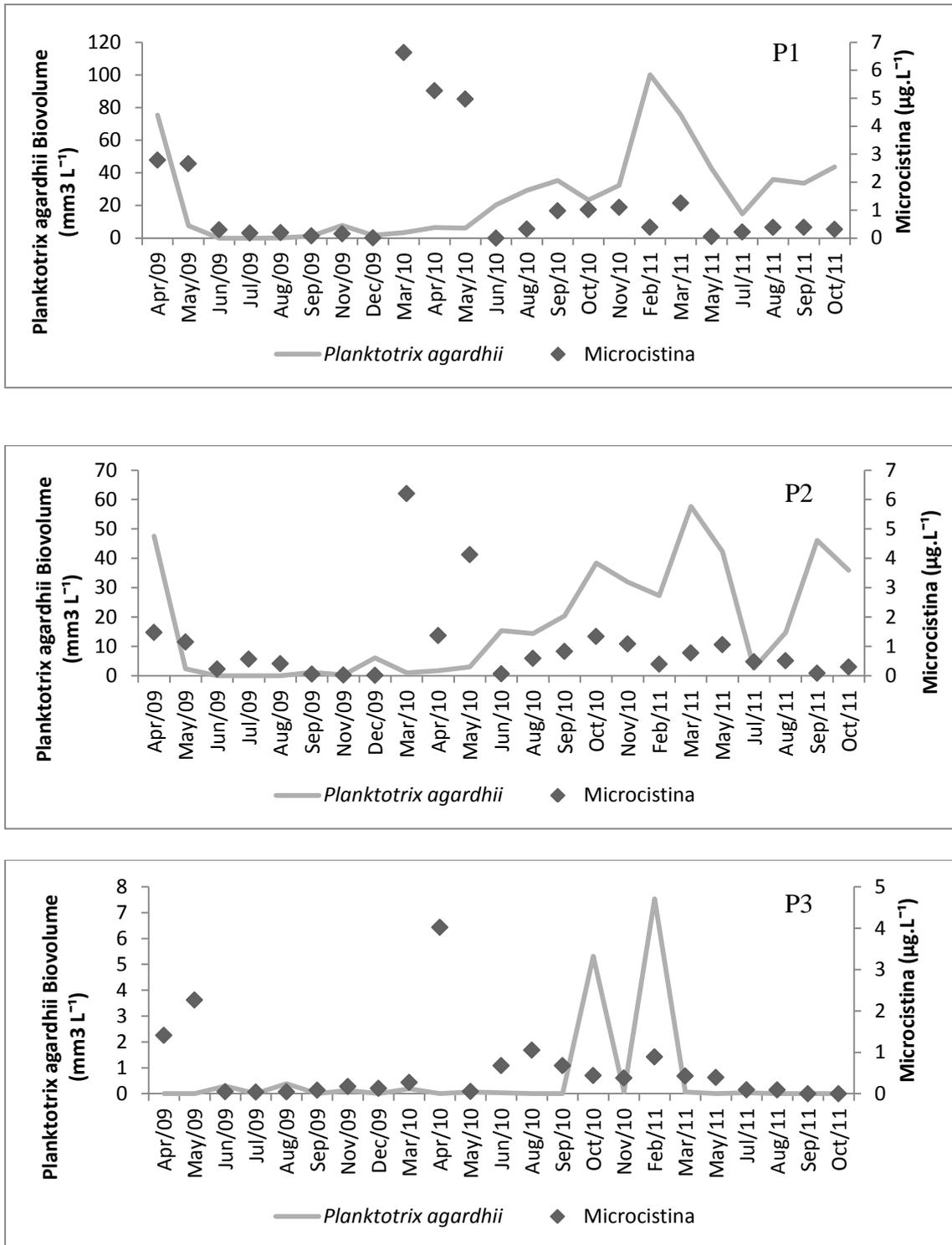


Figura 5. Mudanças sazonais de microcistina relacionado a população *Planktotrix agardhii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

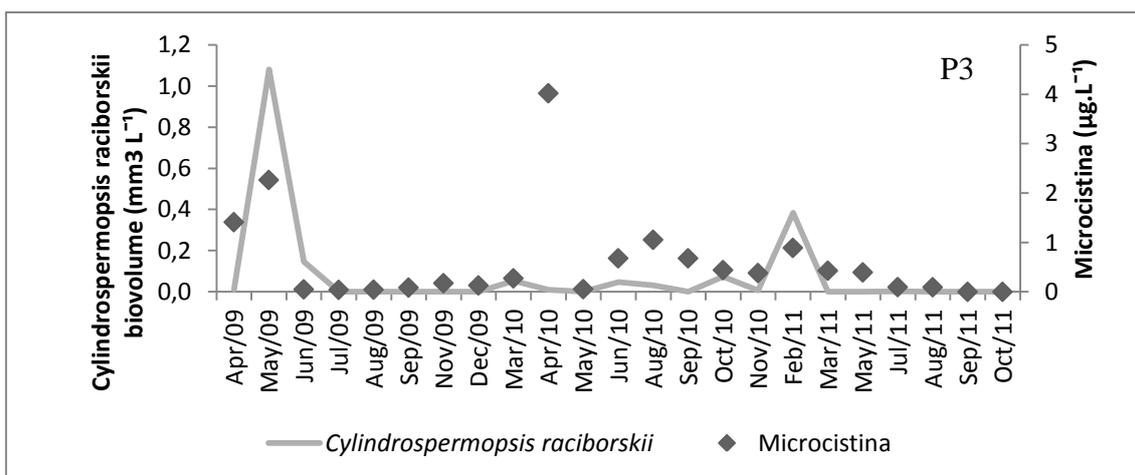
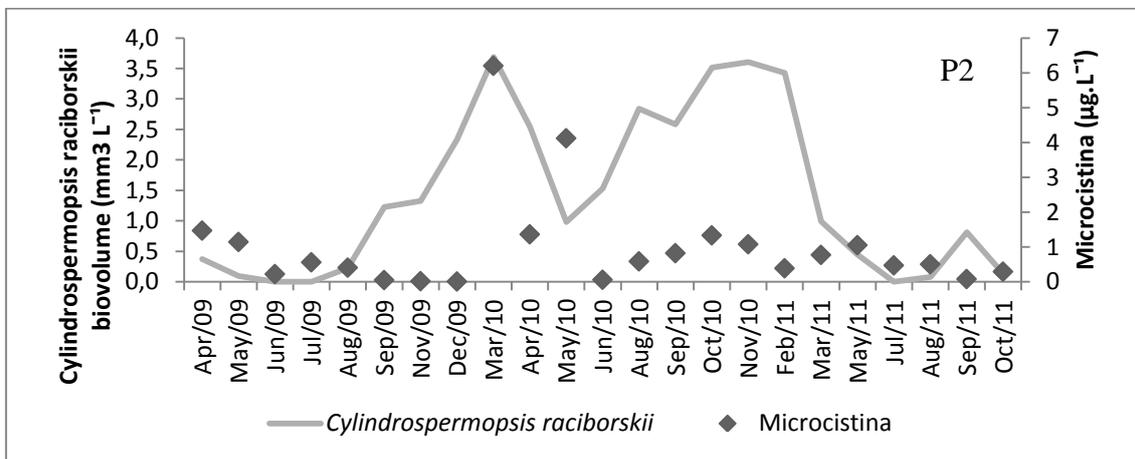
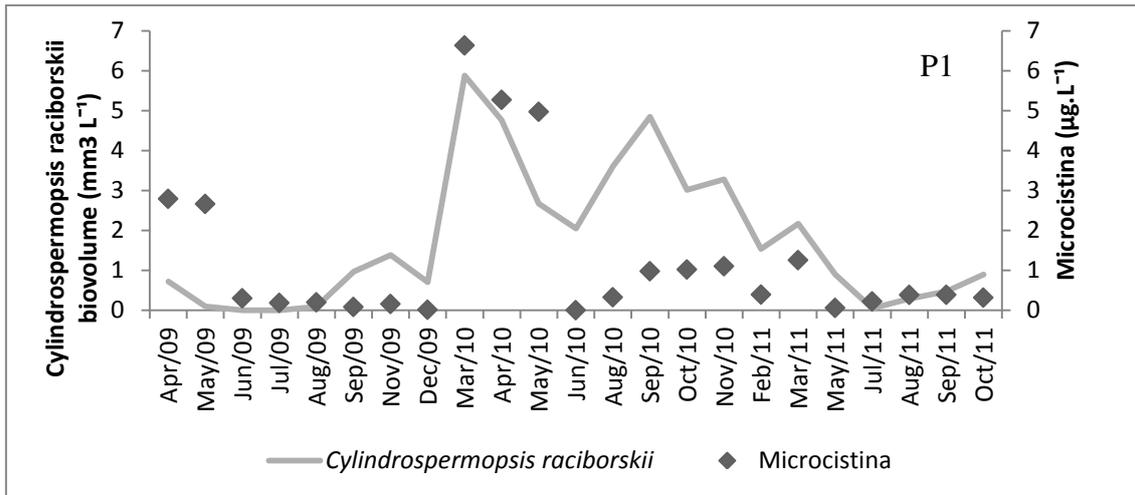


Figura 6. Mudanças sazonais de microcistina relacionado a população *Cylindrospermopsis raciborskii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

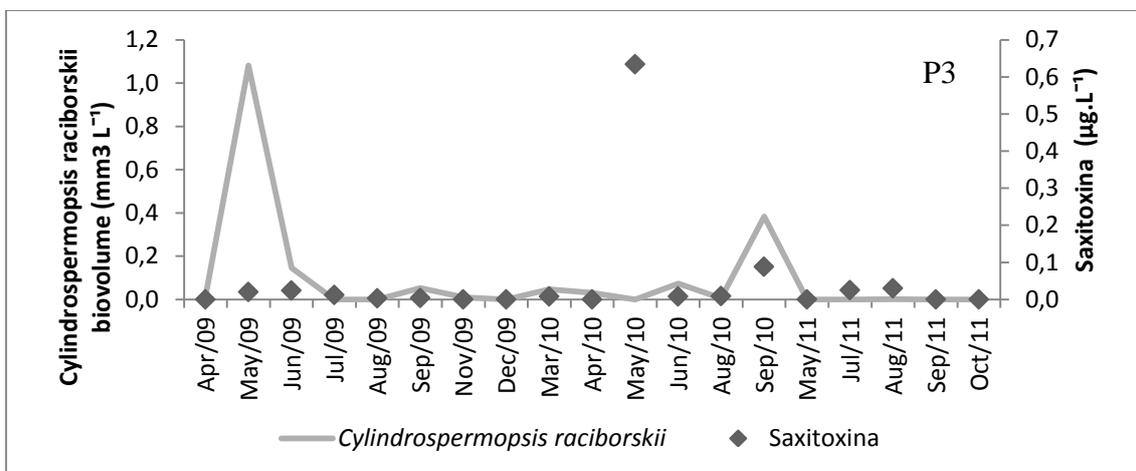
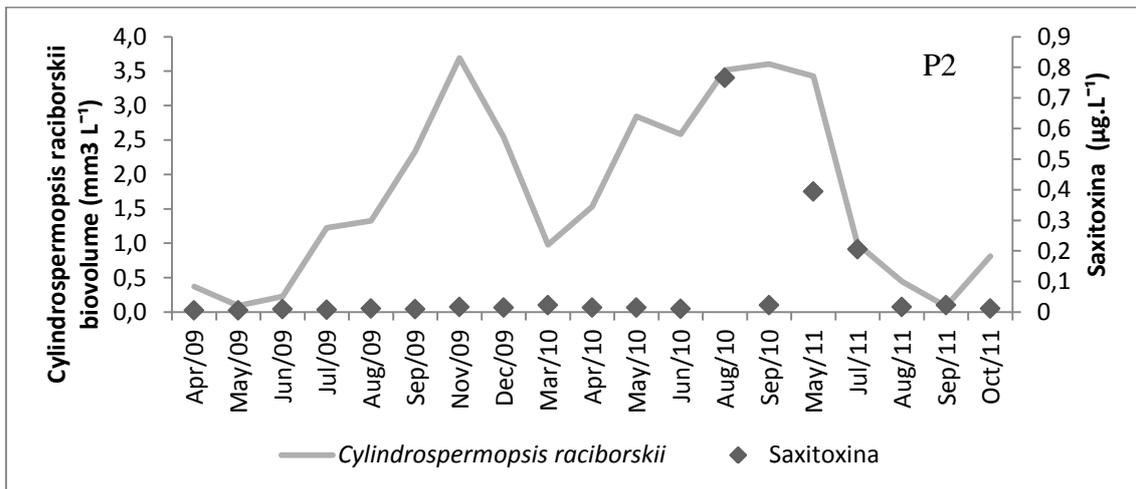
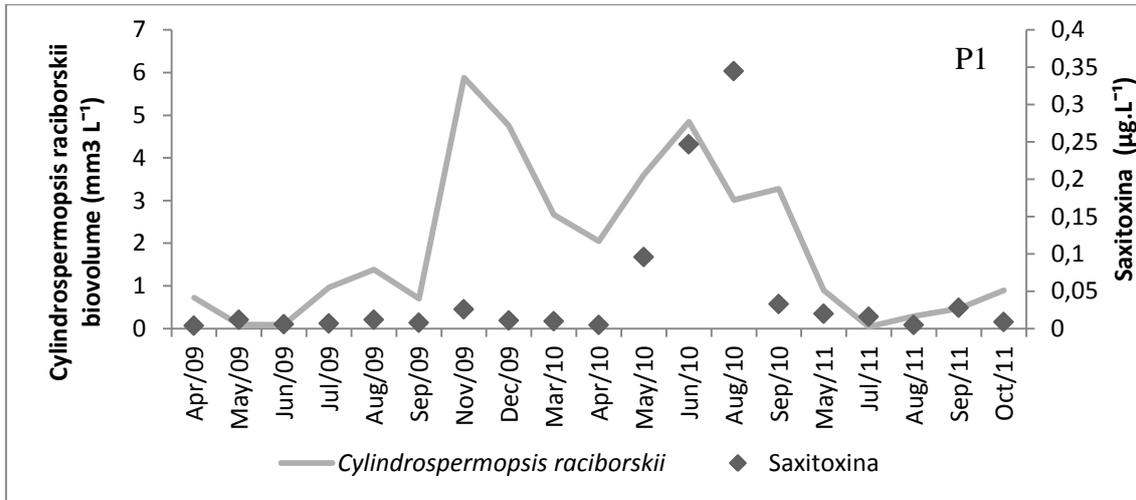


Figura 7. Mudanças sazonais de saxitoxina relacionado a população *Cylindrospermopsis raciborskii* em p1, p2 e p3 no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

CAPÍTULO II

DINÂMICA VERTICAL E TEMPORAL DE ASSOCIAÇÕES FITOPLANCTÔNICAS E APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE ASSEMBLEIA EM RESERVATÓRIO EUTRÓFICO TROPICAL SEMI-ÁRIDO, NORDESTE DO BRASIL.

Priscila Cynara Soares Vieira¹; Ivaneide Alves Soares Da Costa².

**Artigo científico ser encaminhado, a
julgo, ao periódico *Acta Limnologica Brasiliensia*
ISSN 0102-6712**

Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and application index eutrophic reservoir assembly in tropical semi-arid northeastern Brazil.

Dinâmica vertical e temporal de associações fitoplanctônicas e aplicação do índice de assembléia em reservatório eutrófico tropical semi-árido, nordeste do Brasil.

Pryscila Cynara Soares Vieira¹ and Ivaneide Alves Soares Da Costa².

^{1,2}Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Centro de Biociências – Depto. De Microbiologia e Parasitologia: Grupo de Pesquisas em Ecologia e Microbiologia de Ecossistemas Aquáticos – Campus Universitário S/N, BR 101, Lagoa Nova. Natal/RN.
CEP:59.072.000.email: pcynara374@gmail.com

Abstract. Objective: To determine the composition and biomass of functional groups across the vertical gradient and temporal correlation with environmental conditions and apply the index Q in a water supply reservoir. Methods: Water samples were collected monthly (n = 26) between 2009 and 2011, in two points of the tank for physico-chemical and biological. Results: The assessment of the ecological status of the system by the index Q showed poor water quality. The pH, dissolved oxygen and water temperature showed significant differences between the photic and aphotic zones ($p < 0,05$). The variation of physical-chemical parameters of dissolved oxygen and water temperature, analyzed as a function of depth, showed a profile of stratification. The phytoplankton community was represented by 10 functional groups: *SI, M, HI, Lo, P, F, Sn, P, W2* and *R*. Conclusions: The functional group approach was sensitive and responsive to environmental changes and hydrodynamic reservoir studied, proving to be an appropriate tool for reservoir monitoring tropical semi-arid. The species were abundant in strata both photic and aphotic showed that variation in temperature and oxygen.

Keywords: phytoplankton, stratification, functional groups, index Q, reservoir.

Resumo. Objetivo: determinar a composição e a biomassa dos grupos funcionais em todo o gradiente vertical e temporal, correlacionando com as condições ambientais e aplicar o índice Q num reservatório de abastecimento. Métodos: Amostras de água foram coletadas mensalmente (n=26) entre 2009 e 2011, em dois pontos do reservatório para análises físico-químicas e biológicas. Resultados: A avaliação do estado ecológico do sistema pelo índice Q demonstrou má qualidade da água. O pH, Oxigênio dissolvido e temperatura da água apresentaram diferenças significativas entre as zonas eufótica e afótica ($p < 0,05$). A variação dos parâmetros físico-químicos de oxigênio dissolvido e temperatura da água, analisados em função da profundidade, mostrou um perfil de estratificação. A comunidade fitoplanctônica foi representada por 10 grupos funcionais: *SI, M, HI, Lo, P, F, Sn, J, W2* e *R*. Conclusões: A abordagem dos grupos funcionais mostrou-se sensível e adequada às mudanças ambientais e hidrodinâmicas do reservatório estudado, mostrando ser uma ferramenta apropriada para monitoramento de reservatórios tropicais semi-árido. As espécies foram abundantes nos estratos tanto fótico como afótico que apresentaram variação de temperatura e oxigênio.

Palavras-chave: fitoplâncton, estratificação, grupos funcionais, índice Q, reservatório.

Introdução

A comunidade fitoplanctônica é o ponto focal de estudos biológicos sobre os efeitos da eutrofização por várias razões tais como, a resposta rápida ao aumento na disponibilidade de nutrientes e da forte influência que a composição dessa comunidade pode ter sobre a qualidade da água (Hennemann e Petrucio, 2010). Os ecossistemas aquáticos mostram variabilidade espacial e temporal promovidos por altos níveis de incerteza em relação às comunidades do fitoplâncton (Moura *et al.*, 2007). De acordo com este autor, esta variabilidade é resultado de fatores bióticos e abióticos, provocando constante reorganização tanto em abundância relativa como na composição das associações fitoplanctônicas.

As comunidades fitoplanctônicas exibem um potencial de mudança que pode levar à substituição, eliminação ou a adição de espécies (Chellappa *et al.*, 2008). De acordo com Salmaso (2003), mudanças temporais na composição do fitoplâncton pode representar um complexo gradiente ambiental de sucessão anual. Assim, as variáveis ambientais podem agir em conjunto forçando a seleção de grupos sazonais de espécies que partilham requisitos semelhantes. Durante sua dinâmica anual, o fitoplâncton passa por vários estágios sucessionais, cuja composição pode chegar ao equilíbrio em períodos mais curtos ou mais longos (Padisák *et al.*, 2003). O conhecimento da dinâmica do fitoplâncton é relevante porque as flutuações temporais e espaciais na sua composição e da biomassa podem ser eficientes indicadores de alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos (Moura *et al.*, 2007).

Estudos demonstraram como os padrões espaciais e temporais de distribuição da comunidade fitoplanctônica são influenciados por fatores ambientais a favor do aumento ou diminuição da diversidade, culminando na dominância de cianobactérias (Bouvy *et al.*, 2003; Costa *et al.*, 2006; Rangel *et al.*, 2009). Vários estudos têm procurado explicar o sucesso das cianobactérias em ecossistemas de água doce, com diferentes características ambientais (Brandão e Domingos, 2006; Costa *et al.*, 2009; Fernandes *et al.*, 2009; Molica e Azevedo *et al.*, 2009; Kosten *et al.*, 2012; Romo *et al.*, 2012). No entanto, a distribuição e a composição vertical depende dos efeitos sinérgicos de variáveis climáticas e hidrológicas, bem como das características particulares de cada espécie em relação a estratégia de sobrevivência (Moura *et al.*, 2011).

A composição e biomassa de espécies do fitoplâncton em reservatórios dependem de uma combinação complexa de fatores, tais como a temperatura, a luz, a disponibilidade de nutrientes e comunidade zooplânctônica (Dantas *et al.*, 2012). Reynolds *et al.* (2002)

utilizaram esses fatores para o estabelecimento de uma classificação funcional capaz de refletir a ecologia das espécies. E a partir da revisão feita por Padisák *et al.*, (2009), as espécies do fitoplâncton foram agrupadas em 38 assembléias, designadas por códigos alfanuméricos, com base em suas estratégias de sobrevivência, tolerâncias e sensibilidades. Estes grupos são frequentemente polifiléticos e possuem características adaptáveis, baseados em aspectos fisiológicas, morfológicas e ecológicas das espécies (Becker *et al.*, 2009; 2010).

Numa abordagem atual, um índice para avaliar a qualidade de corpos hídricos usando grupos funcionais fitoplanctônicos foi desenvolvido por Padisák *et al.* (2006). O índice Q oferece 5 níveis de qualificação do corpo aquático e leva em conta o peso relativo dos grupos funcionais na biomassa total e um fator numérico atribuído a cada assembléia (Padisák *et al.*, 2006). Crossetti e Bicudo (2008) aplicaram com sucesso esse índice num reservatório tropical urbano e Becker *et al.* (2009) em um reservatório subtropical de abastecimento de água, chegando a conclusão de que é uma ferramenta promissora na avaliação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, independentemente da região geográfica.

Conforme afirmam Crossetti e Bicudo (2008), o perfeito funcionamento do índice Q na determinação de qualidade da água, sugere a necessidade de testes em outros sistemas tropicais, com grupos funcionais característicos, no sentido de sua melhor avaliação e aprimoramento. Como os reservatórios do Nordeste do Brasil oferecem condições favoráveis para a ocorrência de diferentes populações do fitoplâncton com variação vertical acentuada na biomassa, o objetivo do estudo foi determinar a composição e a biomassa dos grupos funcionais entre as zonas fótica e afótica, correlacionando as populações com as condições ambientais durante as estações seca e chuvosa, e aplicar o índice Q para avaliação da qualidade da água.

Área de estudo

A Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves (05°14'30" S e 36°43'00" W) localiza-se no nordeste brasileiro, totalmente inserida em região semi-árida intensamente submetida a déficits hídricos constantes com precipitação média anual variando entre 400 e 800mm (figura 1). É o maior reservatório destinado a irrigação da América Latina e contribui com 79,6% do volume total de água acumulada no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, sendo responsável pelo abastecimento humano de >400 mil habitantes. Possui capacidade máxima de armazenamento de 2,4 milhões de m³ d'água, profundidade média de 12,3 metros e apresenta padrão polimítico quente e eutrófico e elevado tempo de residência médio de 3,6 anos (tabela

D). Além de irrigação é usado para atividades agrocivil pastoris, aquicultura, lazer e abastecimento industrial e domestico.

Dados históricos revelam condições crescente de eutrofia no reservatório (Costa *et al.*, 1998;Vieira *et al.*,2011), constantes ocorrências de florações hepatotóxicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e, *Anabaena* (Costa *et al.*, 1998; 2006a; 2006b; 2009;) e comunidade de zooplâncton dominada por por rotíferos e copépodos (Eskinazi-Sant’Anna *et al.*,2006; 2007).

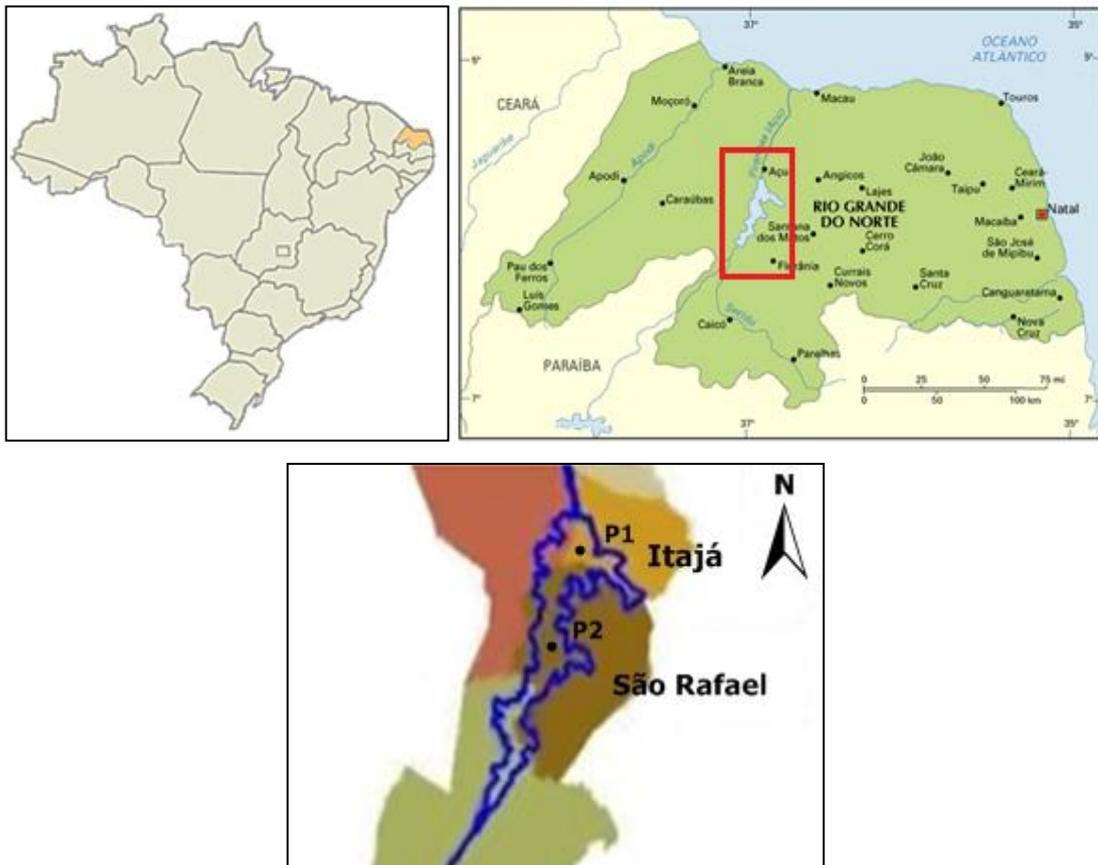


Figura 1. Localização geográfica da Barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves,Nordeste, Brasil (P1:Itajá e p2:São Rafael).

Material e Métodos

Amostras de água foram coletadas (n=26) entre abril de 2009 a outubro de 2011, em uma frequência mensal, em dois pontos ao longo do eixo longitudinal do reservatório (figura 1): P1 (região lântica e de maior profundidade) e P2 (região de transição semi-lântica). As amostras foram coletadas em cada ponto em seis profundidades ao longo da coluna d’água,

sendo 3 na zona eufótica e três na zona afótica. Posteriormente as amostras de água foram integradas para compor uma amostra única de cada zona.

Em cada amostragem, a transparência da coluna de água foi estimada pela extinção de profundidade do disco de Secchi. Perfis verticais de turbidez, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido e condutividade foram realizados com sonda multiparamétrica. A zona eufótica (Z_{euf}) foi calculada como 3 vezes a transparência da água medida com o disco de Secchi (Cole,1994) a razão $Z_{euf}/Z_{máx}$ foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na coluna da água (Jensen *et al.*, 1994).

As concentrações de nitrogênio e fósforo total na água foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações de APHA (2000). A determinação do fósforo total foi feita pelo Método do Ácido Ascórbico após digestão das amostras em persulfato de potássio e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981).

Para a determinação da clorofila-a, 250ml das amostras foram filtradas em filtro 934-AH da Whatman 25mm de diâmetro, com o auxílio de rampa de filtração e da bomba de vácuo. A extração foi realizada com 10 mL etanol a 100% *over night* (Lorenzen, 1967). As concentrações foram determinadas por espectrofotometria (665 e 750nm) de acordo com a metodologia de Jespersen e Christoffersen (1987).

As amostras para a determinação da composição fitoplânctonica foram coletadas em arrastos verticais e horizontais com rede de plâncton (20 μ m) e fixadas com formol a 4%. Para quantificação das espécies as amostras foram coletadas com garrafas de Van Dorn e preservadas com solução de lugol. A quantificação seguiu o método de Ütermol (1958) e a contagem dos indivíduos (células, colônias e filamentos) ocorreu em campos aleatórios, sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% segundo o critério de Lund *et al.* (1958). O número de campos variou de uma amostra para outra e a finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos da espécie dominante. Para amostras com floração usamos o critério de 400 para um erro de 10% ambiente (Chorus e Bartram,1998).

O biovolume foi obtido por aproximação geométrica, multiplicando a densidade de cada espécie pelo volume médio de suas células, considerando, sempre que possível, a dimensão média de 30 amostras individuais de cada espécie (Hillebrand *e tal.*,1999). Grupos funcionais fitoplanctônicos foram definidos de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e Pádisak *et al.*(2009) a partir das espécies que contribuíram com pelo menos 5% do biovolume relativo em pelo menos uma amostra. Estas espécies foram consideradas como dominantes. O índice

de assembleia (Q), desenvolvido por Padisák *et al.*(2006) foi usado para avaliar o estado ecológico do reservatório. O estado trófico dos reservatórios foi obtido usando o índice de trofia proposto por Carlson modificado (Toledo Jr. *et al.*, 1983) para ambientes tropicais.

Foi utilizada uma Análise de Componentes Principais como ferramenta de descrição dos dados e com a finalidade de eliminar variáveis que apresentam pouca representatividade ou variáveis correlacionadas. A partir da ACP, foi realizada uma matriz de correlação, entre as variáveis originais e os “scores” dos componentes principais para a escolha das variáveis representativas. Para a eliminação de variáveis foram utilizados os resultados da ACP e da matriz de correlação de Spearman entre variáveis bióticas e abióticas. Após a ACP, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica para avaliar a relação entre os grupos funcionais e as variáveis abióticas.

A comparação entre as diferenças das variáveis abióticas e clorofila entre estações de seca e chuva e zona afótica e afótica foi realizada através de uma Ancova. Para lidar com a inflação de zeros da biomassa de grupos funcionais, foi utilizada uma regressão logística a fim de identificar variações significativas do grupo funcional de acordo com a precipitação e zona. A partir disto, todos os zeros são excluídos e realizada um modelo linear generalizado (com função Gamma), para as relações que foram significativas.

Os dados abióticos foram padronizados para excluir os efeitos das unidades de medição e utilização antes da ACP e ACC. As variáveis abióticas e clorofila a foram transformadas ($\ln x+1$) para adequação aos critérios de normalidade e homogeneidade de variância. Todas as análises foram realizadas no software R (1.15.0).

Resultados

Índice Q e Índice de Estado Trófico

Os resultados da avaliação do estado ecológico do sistema pelo índice Q demonstraram má qualidade da água para os dois pontos investigados (Fig.2). A avaliação do ponto 1 variou entre as classificações ruim e tolerável, sendo tolerável o mês de junho de 2009, que foi caracterizado por uma distribuição mais equitativa do biovolume entre os grupos **S1**, **M**, **H1**, **Lo**, **P**, **J** e **Sn**. A partir de junho de 2010 a aplicação do índice Q revelou valores ruins, influenciado pela dominância do grupo funcional **S1**, representado por *Planktothrix agardhii*. O ponto 2 apresentou valores de médio a ruim, a fase mediana ocorreu no início do período de estudo (maio/09), que se explica pela presença de diferentes grupos funcionais (**M**, **H1**, **Lo**, **F**, **Sn** e **P**). Seguido de uma fase que oscilou entre tolerável e ruim (jun – dez/09), enquanto em

2010 e 2011 foi classificado como ruim, devido à maior biomassa do grupo **Sn**, e principalmente **S1**.

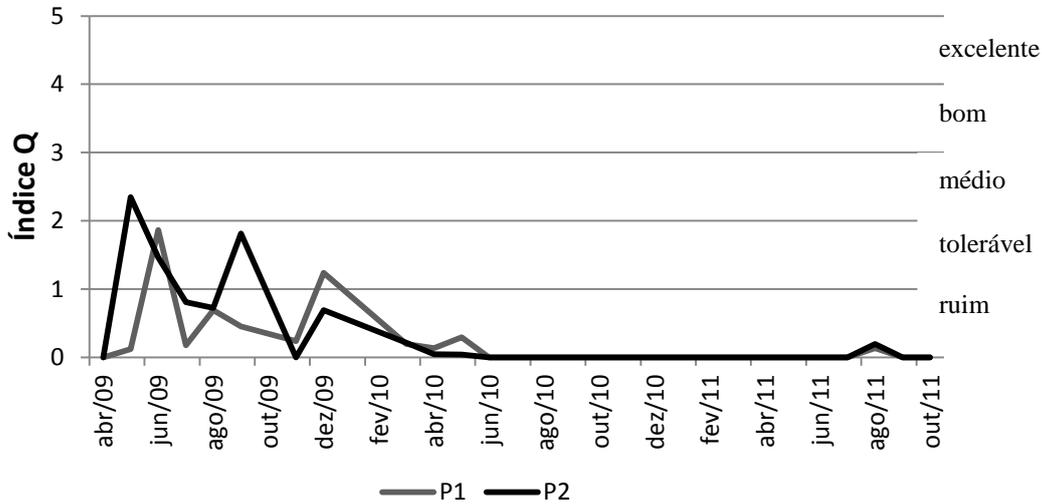
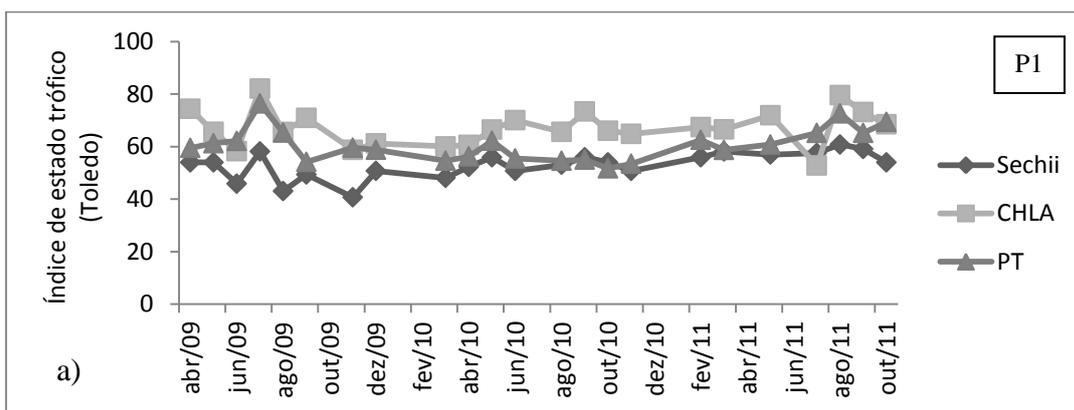


Figura 2. Variação do índice Q nos pontos 1 e 2 da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Segundo o índice de Carlson modificado (Fig3), em relação à transparência, fósforo e clorofila-a o ponto 1 apresentou valores relativos a ambientes eutróficos. No ponto 2, o reservatório foi considerado eutrófico para a transparência, e hipereutrófico considerando os valores de fósforo e clorofila-a.



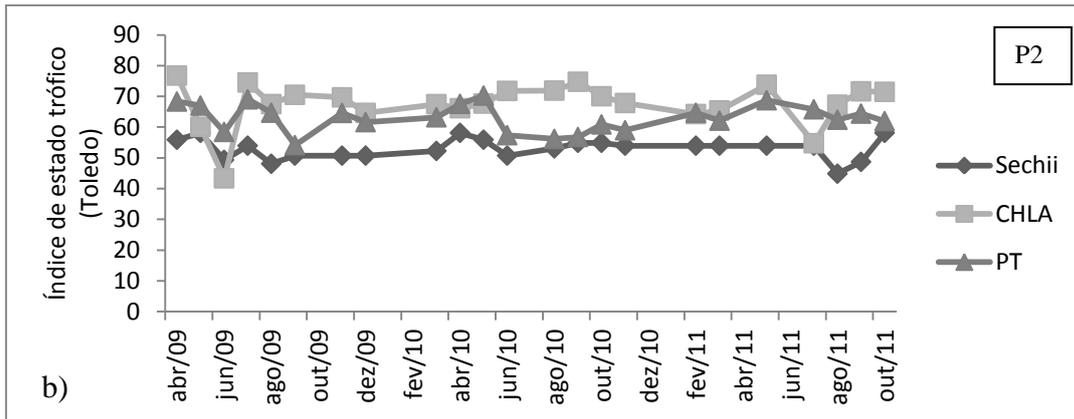


Figura 3. Índice de Estado Trófico de Carlson modificado (Toledo Jr. et al., 1983), mostrando a variação temporal da transparência (Secchi), clorofila (CHL) e fósforo total (PT) para os pontos 1(a) e 2 (b) Barragem Armando Ribeiro Gonçalves entre 2009 e 2011.

Variáveis abióticas

Três variáveis apresentaram diferenças significativas tanto sazonal quanto vertical. O pH, Oxigênio dissolvido e temperatura da água diferiram significativamente entre as zonas eufótica e afótica (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados da ANCOVA para testar a diferença entre as zonas afótica e eufótica e os períodos de seca e chuva sobre as variáveis abióticas e clorofila a.

Variável	Período		Profundidade	
	F	P	F	P
Fósforo total	0.031	0.859	0.274	0.601
Nitrogênio total	0.725	0.397	0.597	0.442
Razão N:P	1.435	0.234	0.135	0.714
pH	1.775	0.186	20.76	0.000*
Condutividade	0.534	0.466	0.951	0.332
Oxigênio Dissolvido	1.035	0.312	9.304	0.003*
Temperatura	5.34	0.023*	15.6	0.000*
Clorofila a	0.018	0.892	2.56	0.113

* Valores significativos.

O padrão térmico da coluna da água apresentou microestratificações com diferenças inferiores de 1°C a partir de cinco metros de profundidade. O padrão de distribuição foi do tipo perfil clinogrado com déficit de oxigênio no fundo do reservatório. Oxiclina a partir dos 10 metros de profundidade foi observada no período de chuva (maio a junho) nos dois anos de estudos. (Fig. 4).

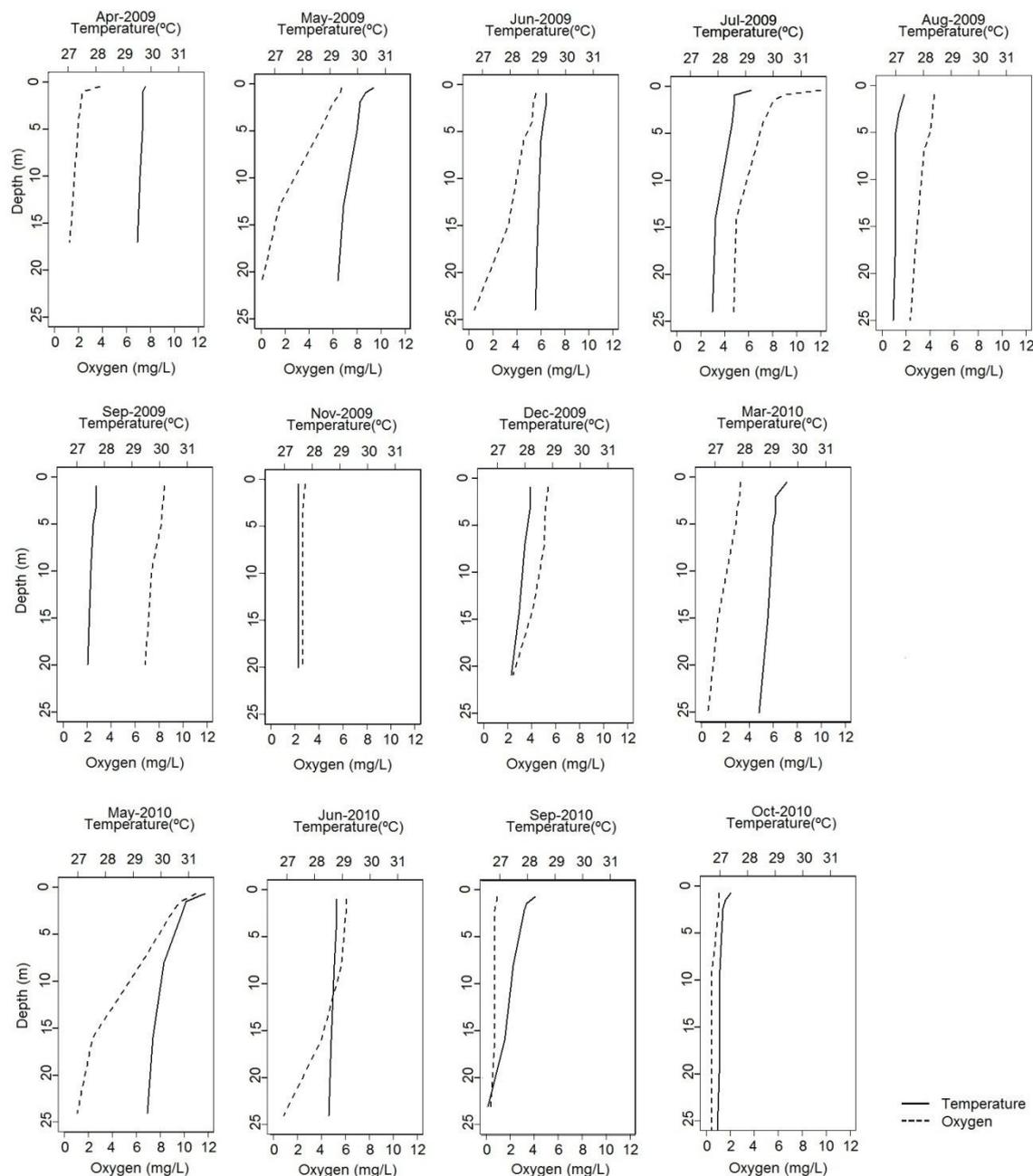


Figura 4. Perfis verticais da temperatura da água (°C) e do oxigênio dissolvido da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2010.

Os meses mais quentes coincidiram com o período chuvoso, as quais ocorreram sempre no primeiro semestre dos anos estudados. A precipitação média mensal variou de 0,0 mm a 253,2 mm. A temperatura variou aproximadamente 1°C entre as zonas fótica e afótica e sua diferença foi maior com o aumento das chuvas. A variação sazonal da temperatura atingiu 4°C, sendo a mínima 27°C e a máxima de 31°C (Fig. 4).

Os valores de pH, e oxigênio dissolvido foram maiores na zona eufótica (Figura 5). As maiores concentrações de oxigênio dissolvido na água foram medidas em julho de 2009,

quando ocorreu uma floração de *Microcystis aeruginosa*. As características químicas do reservatório foram diretamente influenciadas pela alta produtividade algal durante a floração, que coincidiu com os maiores valores de fósforo total, e um dos menores valores de transparência da água.

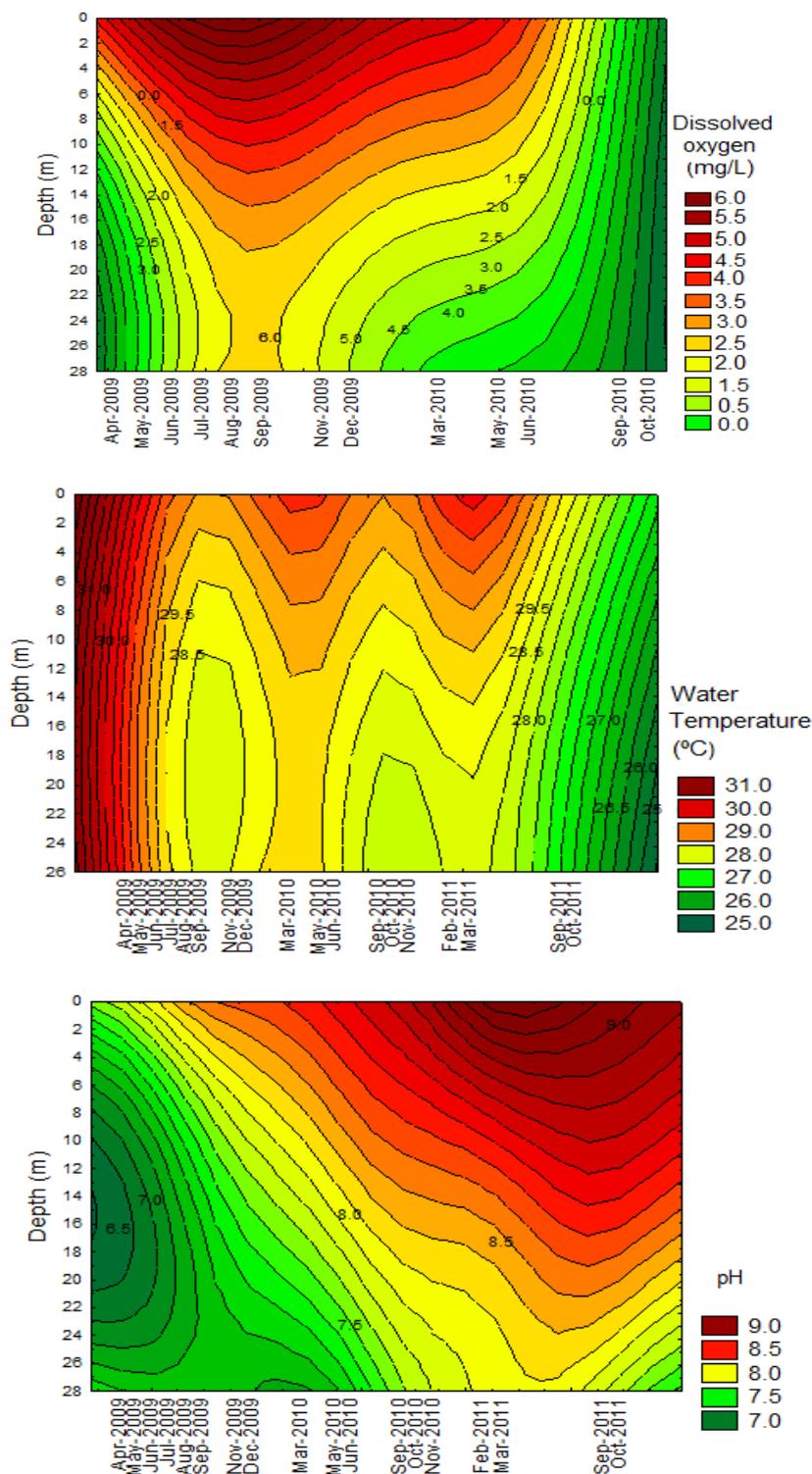


Figura 5. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e pH na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves.

O ponto 1, que se localiza em Itajá e caracteriza-se por ser um região lântica, apresentou transparência média de 0,9 m, variando entre 0,5 e 2 m durante o período amostral, indicando elevada turbidez. A zona eufótica (Zeuf) chegou, no máximo, a 6 m de profundidade, não alcançando o fundo do reservatório em nenhuma das coletas (Fig. 6). A razão Zeu:Zmax também foi reduzida variando entre 6 e 27%, o maior valor foi registrado em novembro de 2009.

No ponto 2, localizado em São Rafael e caracteriza-se por ser um região semilântica, os valores de transparência variaram entre 0,6 e 1,5 m, padrão semelhante ao ponto 1, com valores médios também de 0,9 m. A zona eufótica (Zeuf) chegou, no máximo, a 4,5 m de profundidade, também não alcançando o fundo do reservatório em nenhuma das coletas (Fig. 6). A razão Zeu:Zmax também foi reduzida variando entre 8 e 23%, o maior valor foi registrado em agosto de 2009.

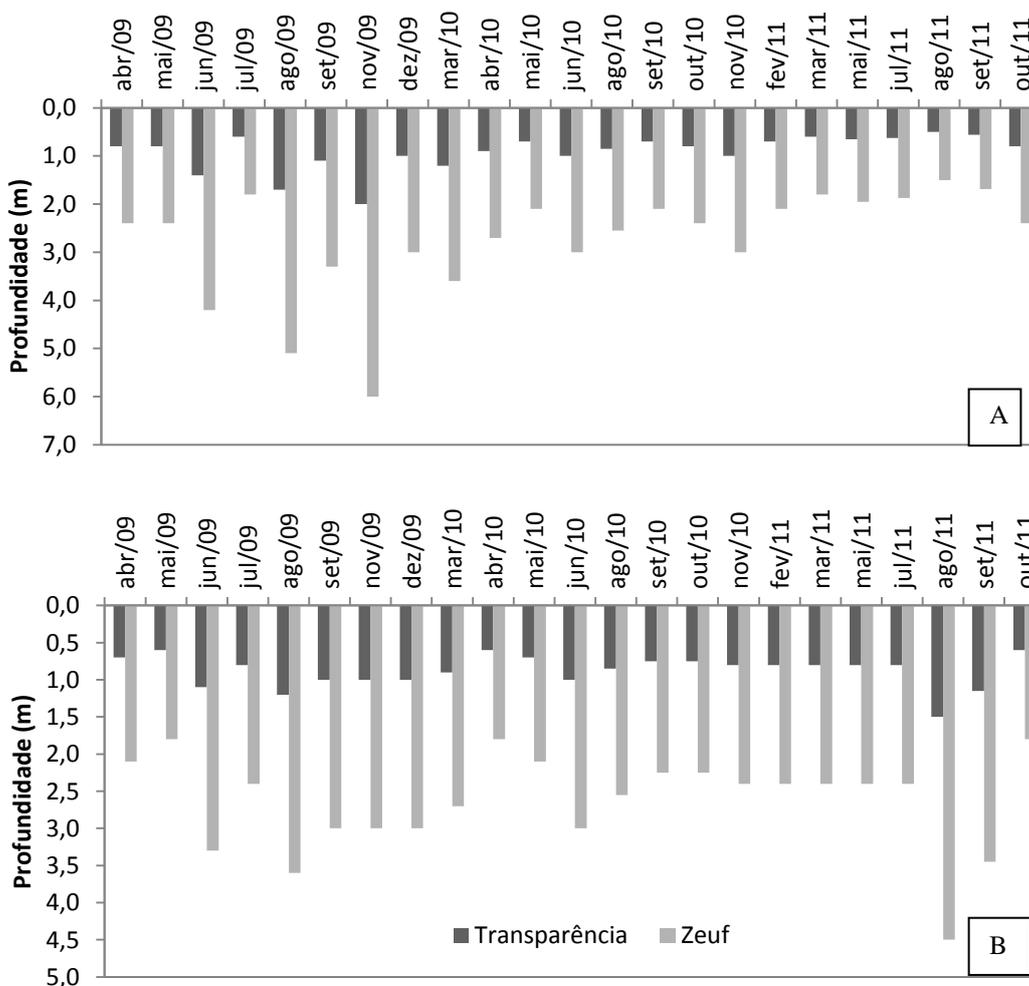


Figura 6. Variação sazonal da transparência de Secchi na zona eufótica (Zeuf) nos pontos 1(A) e 2 (B) Barragem Armando Ribeiro Gonçalves entre 2009 e 2011.

A Análise de Componentes Principais revelou que as variáveis mais representativas no primeiro eixo (o qual explica 51.5% das variações nos dados) foram à razão NT/PT, o oxigênio dissolvido, fósforo total e volume de água no reservatório. No segundo eixo (explicando 21.4%), a variável de maior correlação foi o oxigênio dissolvido, seguido da razão NT/PT e Condutividade (Tabela 2).

Tabela 2. Coeficiente de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas analisadas no reservatório e os três primeiros eixos de ordenação na PCA .

	PCA Axis		
	1	2	3
Volume	-0.65*	-0.10	-0.05
Runoff	0.45*	-0.15	-0.14
Residence Time	0.04	0.11	0.14
PT	0.67*	0.22*	0.65*
NT	-0.45*	-0.21*	0.58*
NT/PT	-0.86*	-0.46*	0.19
pH	0.04	-0.08	0.39*
Conductivity	-0.15	0.31*	0.48*
Dissolved Oxygen	0.76*	-0.63*	0.00
Temperature	0.22*	-0.17	-0.04

*Valores significativos

Na análise da PCA, não foi observado padrões de agrupamento de zona (fótica e afótica) nem de ponto de coleta (Itajá e São Rafael), apenas alguns agrupamentos de meses (Figura 7).

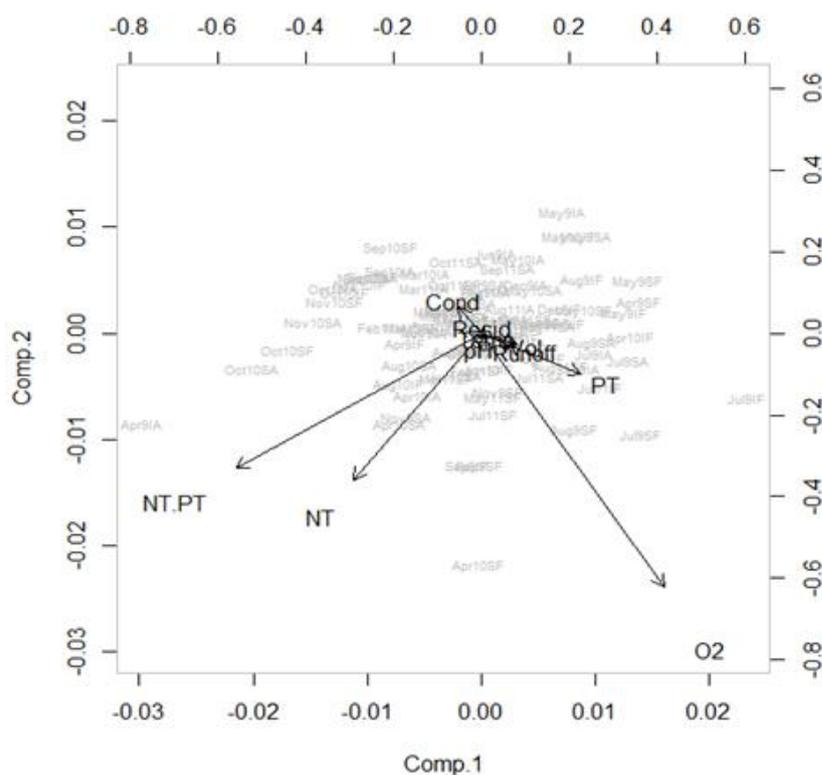


Figura 7. Análise de Componentes Principais das variáveis abióticas da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011. (códigos da figura seguem a seguinte ordem: mês, ano, ponto (I=Itajá; S=São Rafael), zona (A= afótica; F= Fótica).

Variáveis bióticas

A comunidade fitoplanctônica foi representada por 10 grupos funcionais: **S1, M, H1, Lo, P, F, Sn, J, W2 e R**. Desses grupos, o que mais se destacou foi o **S1**, representado pela cianobactéria *Planktotrix agardhii*. No primeiro mês do estudo (abr/09) chegou a contribuir com mais de 90% do biovolume total, a partir de maio de 2009 sua contribuição relativa diminuiu bruscamente, chegando à nulidade (0%) entre junho a agosto de 2009, em seguida passou por um período de oscilações, onde sua participação variou, até alcançar uma estabilidade a partir de junho de 2010 que durou até o final do estudo (out/11), chegando a atingir 97,5% do biovolume total. O grupo **S1**, foi negativamente relacionado ao volume e ao oxigênio dissolvido, e positivamente relacionado à razão NT/PT (Tab. 3).

Tabela 3. Matriz de correlação (teste de Spearman) entre o biovolume dos grupos funcionais e variáveis abióticas.

	S1	H1	M	Lo	P	F	Sn	J	W2	MP	R
Vol.	-0.35		0.26		0.33	0.42	-0.72				
Runoff					0.32	0.38	-0.61				
Resid					-0.22	-0.22					
PT			0.44				-0.4				
NT	0.26		-0.21		-0.33	-0.33	0.28		-0.28		
NT/PT	0.46	-0.20	-0.22		-0.22	-0.28	0.39		-0.22		
pH	0.38		-0.24		-0.37	-0.28			-0.26	-0.24	
Cond.			-0.28		-0.21						
O2	-0.40	0.21	0.53			0.37	-0.33				

Apenas valores significativos são mostrados.

O Grupo **M**, formado pelas cianobactérias coloniais *Microcystis aeruginosa* e *Sphaerocavum brasiliense*, também foi muito representativo na comunidade fitoplânctônica do reservatório. Seus maiores valores de biovolume ocorreram nos meses de menor representatividade do grupo **S1**, ou seja, de junho a setembro de 2009 (Fig. 8). Esse grupo apresentou correlação positiva com o volume, fósforo total, e oxigênio dissolvido, enquanto correlacionou-se negativamente com nitrogênio total, razão NT/PT, ph e condutividade.

As cianobactérias estiveram presentes em mais quatro grupos funcionais: **H1, Lo, Sn e R**. O grupo **H1** foi representado pelas espécies *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon gracile*,

que se destacaram apenas em março e abril de 2010 (Fig. 8). A razão NT/PT e o oxigênio dissolvido foram as variáveis que se correlacionaram com esse grupo. *Coelosphaerium evidente marginata* foi a representante do grupo **Lo**, cuja contribuição foi relativamente maior em dezembro de 2009 (42% do biovolume). O Grupo **Sn** cuja representante é a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, esteve presente de setembro de 2009 a fevereiro de 2011, destacando-se em março de 2010, quando foi dominante com uma contribuição de 42 % para o biovolume total (Fig. 8). Esse grupo apresentou alta correlação negativa com o volume, vazão, fósforo total e oxigênio dissolvido, e positiva com o nitrogênio total e razão NT/PT (Tab. 3). O Grupo **R** da espécie *Planktotrix mougeoti*, foi pouco representativo, aparecendo somente no primeiro mês do estudo (abr/09).

Os grupos **J**, **P** e **F** não tiveram grande destaque e foram representados por uma única espécie cada, respectivamente, *Coelastrum microporum*, *Closterium sp* e *Botryosphaera sp*, todas clorofíceas. Os grupos **P** e **F** apresentaram correlação positiva com o volume e vazão, e negativa com o nitrogênio total e pH (Tab. 3).

As euglenofíceas estiveram representadas pelo grupo **W2**, formado pelo gênero *Trachelomonas*. Sua participação aumentou em maio de 2009, e teve correlação negativa com nitrogênio total, razão NT/PT e pH. O Grupo **MP**, formado pela diatomácea *Cocconeis sp*, contribuiu pouco para o biovolume total ao longo do estudo, sendo o pH a única variável correlacionada com ele (Tab. 3).

Nenhum dos grupos funcionais apresentou variação significativa entre as zonas fótica e afótica. Entretanto, os grupos funcionais **S1** e **Sn** mostraram variação significativa com a precipitação ($p = 0.035$ e $p = 0.004$), respectivamente. O grupo funcional **S1** ocorreu tanto em períodos de chuva, como seca. A probabilidade de ocorrência do grupo em períodos de ausência de chuva foi de 67.4%, mas a partir de 55 mm de chuva ao mês, a probabilidade de ocorrência do grupo foi de 100%. O grupo funcional **Sn** aumentou a probabilidade de ocorrência com a redução das chuvas. Em meses sem chuva a probabilidade de ocorrência do grupo é de 74.4%, com 10mm de chuva, a probabilidade de ocorrência é de apenas 10.1% e a partir de 18mm de chuva, sua probabilidade de ocorrência é mínima (<1%).

Os resultados da Análise de regressão logística, indicam que apesar dos grupos **S1** e **Sn** terem apresentado variação significativa com a precipitação para os dados de presença e ausência, o biovolume não se relacionou significativamente com a precipitação ($p = 0.203$ e $p = 0.373$), respectivamente.

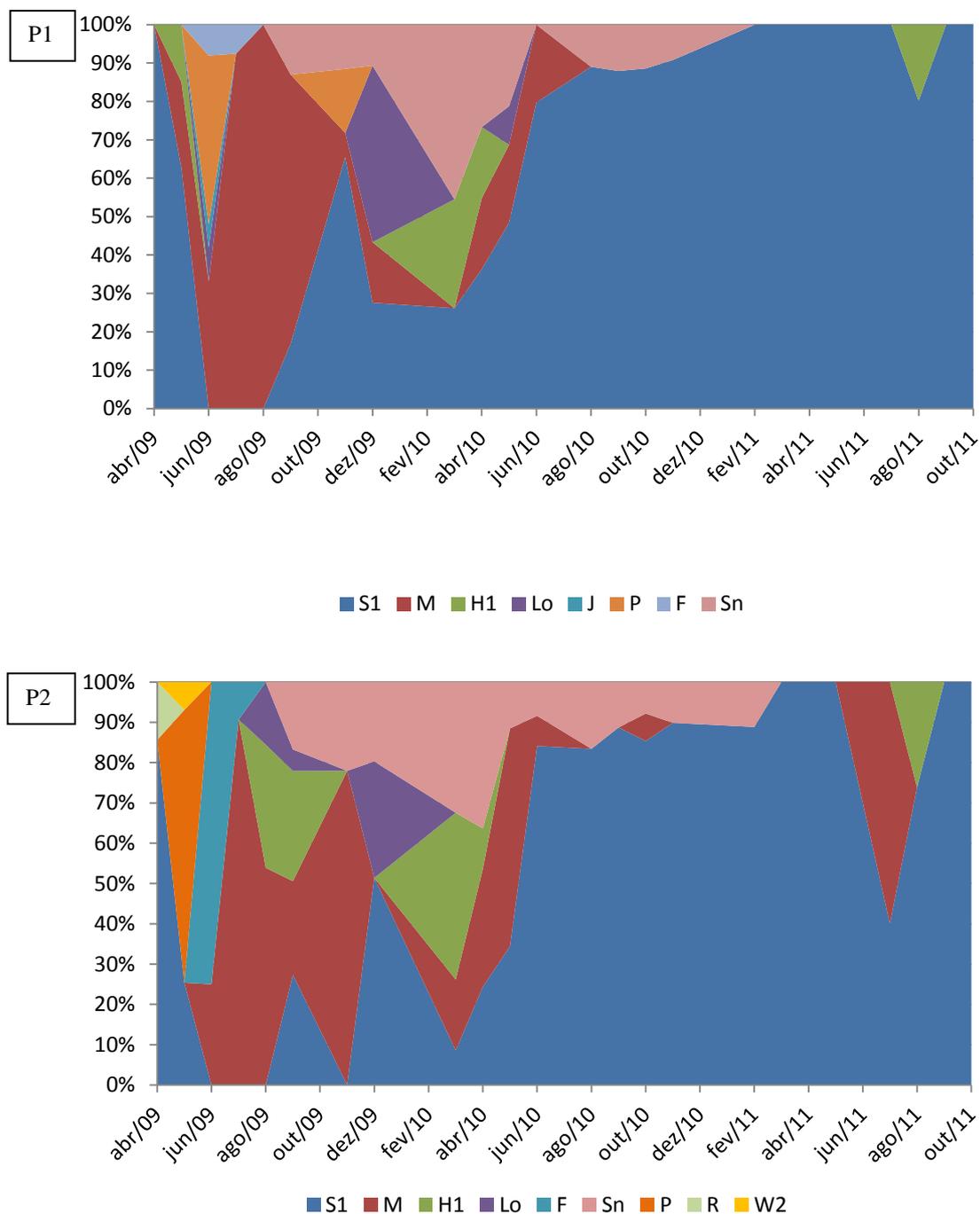


Figura 8. Contribuição relativa (%) dos grupos funcionais em P1 e P2 de abril/2009 a outubro/ 2011.

Os primeiros dois eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) explicaram 95.2% dos efeitos sobre os grupos funcionais. As variáveis predictoras mais representativas no primeiro eixo foram oxigênio dissolvido, nitrogênio total e condutividade. O pH, tempo de residência, vazão e fósforo total apresentaram scores mais fortes no segundo eixo (Tab. 4).

Tabela 4. Análise de Correspondência Canônica aplicada as variáveis abióticas e grupos funcionais

	CCA Axis			CCA Axis	
	1	2		1	2
pH	-0.360	-0.745	S1	-0.364	-0.072
Residence time	0.095	0.288	M	1.082	-0.240
NT	-0.569	-0.117	H1	0.336	0.085
PT	0.510	-0.580	Lo	0.279	0.177
O2	0.762	-0.352	J	0.239	0.210
Cond	-0.495	0.089	P	0.506	0.324
Runoff	0.382	-0.440	F	0.460	0.065
			Sn	-0.015	0.388
			R	0.311	0.142
			W2	0.266	0.224
			Mp	0.233	0.208

Na ACC, os grupos funcionais **M**, **H1**, **F**, **W2**, **R**, **P**, **Lo**, **J** e **Mp**, apresentaram scores mais fortes no primeiro eixo e relacionaram-se com o aumento do oxigênio dissolvido, fósforo total e vazão da água e negativamente ao nitrogênio e condutividade. O grupo **S1** apresentou relação com as variáveis ambientais de forma oposta a que o grupo **M**. O grupo **Sn**, relacionou-se ao aumento do tempo de residência e redução do pH e PT (Fig. 9). Todas as relações existentes nos dois eixos foram consideradas significativas pelo teste de permutação.

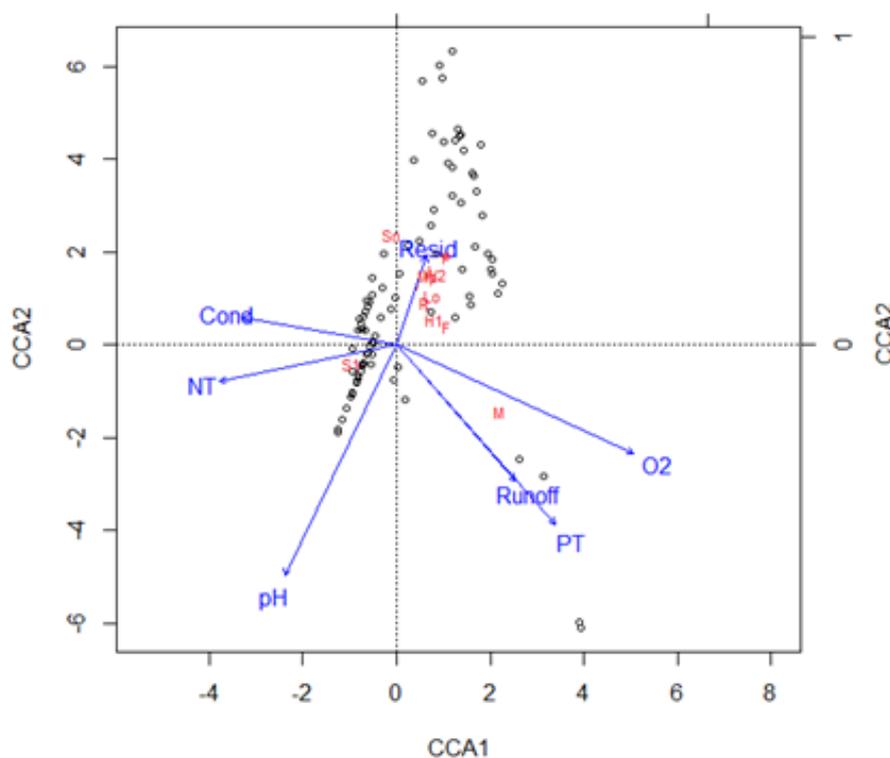


Figura 9. Análise de Correspondência Canônica aplicada as variáveis abióticas e grupos abióticas da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves no período de abril de 2009 a outubro de 2011.

Discussão

A avaliação do estado ecológico do reservatório utilizando o índice Q revelou uma alta sensibilidade à alteração na composição de espécies. Da mesma forma ao relatado por Crossetti e Bicudo (2008), o índice Q refletiu satisfatoriamente as mudanças ocorridas na composição do fitoplâncton, apresentando valores inversamente proporcionais à dominância dos grupos funcionais **M**, **Sn**, **S1**. Padisák *et al.* (2006), afirma que o Índice Q não dá preferência a qualquer impacto humano em particular o que aumenta tremendamente os campos de aplicação. Esses autores discutindo o uso do índice Q aplicado a um lago raso da Hungria com categorias de avaliação baseadas na biomassa algal publicadas por Mischke *et al.* (2002) (*apud* Padisák *et al.*, 2006), concluiu que as respostas fornecidas pelo índice Q foram mais realistas do que dados de biomassa e clorofila - *a*. O índice Q, além de levar em conta a biomassa algal, atribui importante peso aos grupos funcionais presentes, isto é, leva em consideração a composição específica de determinado sistema (Crossetti, 2006).

Neste estudo, assim como em Crossetti e Bicudo (2008), o índice Q apresentou resultados muito bons como índice trófico, indicando que o fitoplâncton pode ser com sucesso utilizado como um indicador do estado ecológico nos processos de monitoramento. A abordagem dos grupos funcionais mostrou-se sensível e adequada às mudanças ambientais e hidrodinâmicas do reservatório estudado, mostrando ser uma ferramenta apropriada para monitoramento e avaliação da qualidade de água de reservatórios tropicais semiárido. O perfeito funcionamento do índice Q na determinação de qualidade de água a partir do fitoplâncton na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, que é um sistema tropical profundo impactado, sugere a necessidade de estudos em outros sistemas tropicais, com grupos funcionais característicos, no sentido de sua melhor avaliação e aprimoramento.

Os ecossistemas aquáticos tropicais estão sujeitos a variações climáticas que induzem mudanças físicas e químicas de vários tipos (Fonseca e Bicudo, 2008). A análise dos dados de precipitação permitiu a definição de dois períodos principais: um chuvoso (fevereiro a julho) e outro seco (agosto a janeiro). Padrão semelhante foi descrito por Costa *et al.* (2006, 2009), Chellappa *et al.* (2009) e Câmara *et al.* (2009) em estudo nesse mesmo reservatório. Como esperado, a chuva afetou o padrão térmico da água, sendo esta mais alta na zona eufótica neste período. Conforme mostrado em outros trabalhos, fenômenos meteorológicos, como o vento e chuva, desempenham um papel importante na ecologia do fitoplâncton em reservatórios (Calijuri *et al.*, 2002), alterando o padrão térmico (Dantas *et al.*, 2011).

Condições ambientais em reservatórios tropicais são influenciadas por eventos de precipitação, o que altera o volume e o nível do ecossistema e são especialmente importantes para a dinâmica da comunidade fitoplanctônica (Dantas *et al.*, 2012). A chuva eleva o nível de sistemas aquáticos, reduzindo a disponibilidade de luz e a biomassa algal, gerando alterações na composição das diferentes associações de algas em sistemas tropicais (Chellappa *et al.*, 2008; Dantas *et al.*, 2008). Por outro lado, maiores biomassas algais ocorrem quando os níveis dos reservatórios estão baixos e essas algas são favorecidas pela circulação térmica e ressuspensão de nutrientes (Arfi, 2005).

Variação de temperatura da água e do oxigênio dissolvido permitiu a definição de um perfil vertical com base nas condições de mistura do reservatório. As elevadas temperaturas registradas contribuíram para a ocorrência de microestratificações, condição em que pequenas diferenças na temperatura ($< 0,5^{\circ} \text{C}$) proporcionam variações importantes na densidade da água (Payne, 1986). Nos lagos tropicais o perfil clinogrado positivo é o mais característico e devido a alta temperatura da água estratificações rápidas e temporárias podem ocorrer. Estudos realizados por Esteves (2011), evidenciaram que em regiões tropicais ocorre diariamente estratificação e desestratificação térmica com variações de temperatura bastante significativas se comparadas a variações sazonais. Ou seja, nos lagos tropicais a amplitude de variação diária é maior do que a amplitude sazonal.

Supõe-se que o período de estratificação para o oxigênio dissolvido se deve à baixa vazão e pouca mistura das massas de água na região limnética. Presume-se também que a desestratificação do oxigênio dissolvido se deve à alta vazão, promovendo a homogeneização ao longo da coluna d'água. A mesma justificativa se aplica ao comportamento da temperatura ao longo da profundidade. Em locais com freqüentes modificações na direção dos ventos, ocorre uma desestratificação permanente, especialmente em corpos aquáticos de pouca profundidade (Von Sperling, 1999), mudando o padrão de estratificação diária. O déficit de oxigênio dissolvido é determinado principalmente por elevadas temperaturas, pelas características morfométricas (dificultam ou favorecem a ação do vento) e elevada concentração de matéria orgânica no corpo aquático (Esteves, 2011).

A temperatura é considerada um dos parâmetros chave para o entendimento da dinâmica de sistemas aquáticos, por ser determinante na manutenção ecológica, sua variação com a profundidade (ocorrência ou não de estratificação térmica), por exemplo, pode ser utilizada para caracterizar a estrutura das características físicas dos reservatórios (Alcântara e Stech, 2011). A temperatura apresenta um comportamento vertical que afeta a disponibilidade de luz e nutrientes, e é determinante na dinâmica sazonal de fitoplâncton (Becker *et al.*, 2009).

Conforme explica Ribeiro (2005), em um ambiente aquático estratificado, a concentração de gases e sais apresenta comportamento diferenciado em cada camada, o extrato superior é rico em oxigênio, favorecendo a permanência dos organismos aeróbios. Entretanto, quanto à produtividade primária (fitoplâncton) não se apresenta favorável devido às baixas concentrações de gás carbônico e fosfato trazendo conseqüências na produção de zooplâncton na coluna de água, devido ao fitoplâncton encontrar melhores condições no estrato inferior, porém este estrato não tem disponibilidade de luz, o que é fundamental para a fotossíntese (Ribeiro, 2005).

Sperling (1999) ressalta que o estudo da dinâmica de circulação e de estratificação do reservatório e sua vinculação com as características morfométricas e hidrológicas de um lago ou reservatório é fundamental para um conhecimento básico sobre a estrutura do corpo aquático e para uma melhor compreensão da maneira como os parâmetros morfométricos atuam sobre o funcionamento do ecossistema aquático. Em ecossistemas de profundidade, a estratificação térmica durante os meses quentes tem sido relatada como sendo a causa principal da formação de grande biomassa de cianobactérias em reservatórios na Austrália e Brasil (Dantas *et al.*, 2011).

Os resultados da ACP com os dados abióticos demonstraram que a variação temporal da razão NT/PT, o oxigênio dissolvido, fósforo total e volume foram as principais responsáveis pela ordenação das unidades amostrais em relação ao primeiro eixo da análise. Além das mudanças físico-químicas induzidas pelas flutuações sazonais das características ambientais, as florações de cianobactérias representam uma importante fonte de variabilidade ao sistema como um todo (Fonseca e Bicudo, 2008). Para Becker *et al.* (2009, 2010), a periodicidade do fitoplâncton não é impulsionada exclusivamente pela estrutura física do ambiente nem pela disponibilidade de nutrientes, a sinergia entre o regime de mistura e os nutrientes moldam a comunidade fitoplanctônica.

Cianobactérias dominaram a comunidade fitoplânctônica da Barragem Armando Ribeiro, com 95% da biomassa total quase todo o ano, em toda a profundidade. A predominância de um grupo em particular é geralmente relacionada com as condições ambientais, tal como concentração de nutrientes, localização geográfica e morfologia dos ecossistemas (Moura *et al.*, 2007). Muitos fatores, tais como temperatura, luz, capacidade de regulação de posição na coluna da água, tolerância à reduzida luminosidade subaquática e pH elevado, afinidade por fósforo, baixa afinidade por nitrogênio, dominando em sistemas com reduzida razão entre nitrogênio e fósforo totais, bem como a capacidade de fixar nitrogênio molecular, resistência à predação e interações microbiológicas podem estar envolvidos no

sucesso ecológico das cianobactérias (Bouvy *et al.*, 2001;Whitton e Potts, 2002; Becker *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2009; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010; Dantas *et al.*, 2011; Dolman *et al.*, 2012; Kosten *et al.*, 2012).

A variação sazonal do fitoplâncton foi, como um todo, caracterizada pela substituição das espécies de cianobactérias. Durante abril/09 a maio/09, houve uma dominância de *Planktotrix agardhii* (grupo **S1**). De junho a setembro deste ano, se destacaram as espécies do grupo **M** (*Microcystis aeruginosa* e *Sphaerocavum brasiliense*). Essas duas espécies aproximam-se morfológicamente, pois formam grandes colônias, diferindo entre si pelas colônias ocas características da *Sphaerocavum brasiliense*. *Microcystis aeruginosa* é uma das espécies mais citadas em reservatórios eutróficos do nordeste brasileiro (Dantas *et al.*, 2008; Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2010; Dantas *et al.*, 2011; Moura *et al.*, 2011; Piccin-Santos *et al.*, 2012) e foi descrita como uma das espécies mais importantes da comunidade fitoplânctônica nesse reservatório em vários estudos anteriores (Costa *et al.*, 2006; Costa *et al.*, 2009; Chellappa *et al.*, 2009; Câmara *et al.*, 2009). Embora *Sphaerocavum brasiliense*, não tenha aparecido na mesma proporção que *Microcystis aeruginosa*, também esteve entre as espécies descritoras da comunidade e os dois táxons apresentam requisitos ecológicos semelhantes, uma vez que foram acomodados no mesmo grupo funcional **M** por Reynolds *et al.* (2002) e Pádisak *et al.* (2006), por possuírem controle de flutuabilidade que permite a migração na coluna d'água, fazendo com que tolerem bem as flutuações na estratificação e mistura em ambientes de baixa latitude. Em estudo no Lago das Garças/SP, Fonseca e Bicudo (2008), encontraram resultado oposto, onde *Sphaerocavum brasiliense* foi considerada a espécie chave da comunidade fitoplanctônica, superando *Microcystis aeruginosa*.

A partir de outubro/09 a densidade de *Microcystis aeruginosa* foi gradualmente diminuída e uma população mais diversificada estabelecida com a co-existência de algumas espécies de cianobactérias (Grupos **S1**, **Sn**, **M**, **Lo**, e **H1**), esse período durou até maio/10. Crossetti e Bicudo (2008) e Soares *et al.* (2009a), relatam que a desestratificação está relacionada com uma alteração na estrutura algal, com a substituição de cianobactérias por outras espécies desse mesmo grupo. Na pesquisa realizada por Dantas *et al.* (2011), a desestratificação dificultou a formação de florações e aumentou a competição entre as espécies. A razão NT/PT e o oxigênio dissolvido foram as variáveis que se correlacionaram com o grupo **H1**, isso se explica porque este códon é característico de lagos eutróficos com baixo teor de N. Como essa relação foi negativa, então se confirma o fato de que quanto maior a concentração de nitrogênio na água em relação ao fósforo, menor será o biovolume desse grupo.

A fase seguinte que foi caracterizada pela dominância de *Planktotrix agardhii* e codominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* ocorreu até o fim de 2010. Essas espécies de cianobactérias filamentosas são as que mais comumente formam florações em águas doces eutrofizadas e compartilham certas características fisiológicas que lhes permitem florescerem em condições ambientais similares. (Bonilla *et al.*, 2011). Apesar de *Cylindrospermopsis raciborskii* não ter aparecido na mesma dimensão que *Planktotrix agardhii*, também esteve entre as espécies descritoras da comunidade e os dois táxons, embora em grupos funcionais distintos, apresentam alguns atributos ecológicos parecidos, como a sensibilidade a vazão, são típicos de ambientes misturados e tolerantes a condições de deficiência de luz. Em muitos trabalhos, entretanto, *C. raciborskii* foi dominante tanto em ecossistemas estratificados com alto grau de intermitência na disponibilidade de nutrientes (Bouvy *et al.*, 2000; Marinho e Huszar, 2002; Bormans *et al.*, 2005; Fonseca e Bicudo, 2008; Moura *et al.*, 2011), como em outros reservatórios não estratificados na região do semi-árido do Nordeste do Brasil (Bouvy *et al.*, 1999; Huszar *et al.*, 2000; Chellappa e Costa, 2003; Von Sperling *et al.*, 2008). Os autores citados relatam o domínio desta espécie em períodos com menores concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio.

A biomassa da espécie e da composição da comunidade varia em condições de estratificação e desestratificação (Crossetti e Bicudo 2008, Dantas *et al.*, 2008, Soares *et al.*, 2009a, Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2011). Nesses trabalhos, *C. raciborskii* dominou durante a estratificação, e foi substituído por *P. agardhii* durante a desestratificação. Borics *et al.* (2000) relatam a substituição de *C. raciborskii* por *P. agardhii*, com o desaparecimento de *C. raciborskii* acompanhado por reduções na temperatura da água. Neste trabalho, a presença do grupo **S_n** representado por *C. raciborskii*, esteve associada negativamente com o volume, vazão, fósforo total e oxigênio dissolvido, e positivamente com o nitrogênio total e razão NT/PT. Esse códon é adaptado a ambientes mistos quentes, sendo tolerante a condições de deficiência de luz e nutrientes, e ainda é sensível a vazão. Isso pode explicar a relação negativa com a vazão, o volume e o fósforo total.

A partir de fevereiro de 2011, houve uma forte predominância de *Planktotrix agardhii*, que persistiu até o fim do estudo. Assim, o estudo indicou *Planktotrix agardhii* como uma espécie chave da comunidade fitoplanctônica no reservatório Armando Ribeiro, durante os dois anos e meio de estudo. Foi entre as espécies mais frequentes, a que atingiu maior dominância, suplantando outros táxons durante todo o ano de 2011, e influenciou os padrões de diversidade ao longo de todo período estudado. A correlação negativa do grupo **S₁** com o volume e o oxigênio dissolvido, pode ser explicada pelo fato de que este códon inclui apenas

cianobactérias adaptadas a ambientes turvos mistos, de baixa luminosidade, e quando o volume da água do reservatório aumenta, diminui a turbidez. Em ambientes túrbidos geralmente o oxigênio é baixo, explicando a relação inversa.

P. agardhii foi considerada dominante em diversos outros estudos que relataram sua predominância no fitoplâncton em ambientes com alta disponibilidade de fósforo total e condições de pouca luz (Bonilla *et al.*, 2011; Gemelgo *et al.*, 2009), tendência decrescente da biomassa significativamente relacionada com uma diminuição do fosfato (Catherine *et al.*, 2009), picos de biomassa demonstrados por alta concentração de clorofila-a (Câmara *et al.*, 2009), destaque na estação seca (Chellappa *et al.*, 2009), diminuição da profundidade de Secchi na água parcialmente associada ao aumento nas densidades de *P. Agardhii* (Moura *et al.*, 2007).

A maior contribuição das clorofíceas foi registrada nos meses de junho e julho de 2009. Dentre elas, o grupo **P** apresentou correlação positiva com o volume e vazão e negativa com o nitrogênio total e pH. Esse grupo é encontrado em habitats com camada de mistura contínua ou semicontínua de 2-3 m de espessura, e estado trófico acentuado. O grupo **F** apresentou padrão de correlação semelhante ao grupo **P**, com exceção de um fator que teve correlação positiva com este códon, o oxigênio dissolvido. Ele é típico de ambientes claros profundamente misturados mesoeutróficos, tolerando baixas concentrações de nutrientes e alta turbidez. Dantas *et al.* (2011), ao estudar dois reservatórios do semiárido Pernambucano, detectaram que durante os períodos de desestratificação a estrutura da comunidade fitoplanctônica foi formada por diferentes espécies. Segundo esse autor, outras divisões de algas coexistiram com as cianobactérias, especialmente durante períodos de instabilidade térmica. A desestratificação afeta a disponibilidade de luz e a entrada de nutrientes do sedimento (Mischke, 2003).

Alguns grupos fitoplânctônicos, como as euglenofíceas, estiveram presentes ao longo de todo o período estudado, entretanto em pequena proporção. O grupo **W2** teve correlação negativa com nitrogênio total, razão NT/PT e pH. Esse códon é encontrado em corpos d'água mesoeutróficos, talvez isso possa explicar as relações negativas encontradas. O pH foi a única variável correlacionada com grupo **MP**, os indivíduos desse grupo são frequentemente encontrados em ambientes agitados inorgânicos turvos.

A abordagem dos grupos funcionais mostrou-se sensível e adequada às mudanças ambientais e hidrodinâmicas do reservatório estudado, mostrando ser uma ferramenta apropriada para monitoramento e avaliação da qualidade de água de reservatórios tropicais semi-árido. Os resultados do estudo mostram que as variações verticais foram menos

pronunciadas do que as variações sazonais das populações de cianobactérias e da comunidade fitoplanctônica no geral no reservatório Armando Ribeiro, que é um ambiente eutrófico tropical com altas temperaturas ao longo da coluna de água. As espécies foram abundantes nos estratos tanto fótico como afótico que apresentaram variação de temperatura e oxigênio.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES (Fundação para a Coordenação do Ensino Superior e Formação de Pós-Graduação) pela bolsa de mestrado para Priscila Vieira, e pelo financiamento do Projeto de Cooperação Acadêmica/Novas Fronteiras (PROCAD/NF), por meio de parceria entre o PRODEMA/UFRN e o Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais/UFCG. Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pelos recursos alocados ao projeto CT-HIDRO/CT-SAÚDE (576887/2008-0): *Água e Saúde em Região Semi-Árida: Bactérias Patogênicas, Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios Utilizados para Abastecimento Público no Estado do Rio Grande do Norte.*

Bibliografia

ALCÂNTARA, E. H. and STECH, J. L. 2011. Desenvolvimento de modelo conceitual termodinâmico para o reservatório hidrelétrico de Itumbiara baseado em dados de satélite e telemétricos. *Ambiente & Agua*, vol. 6, no. 2, p. 157-179.

APHA (American Public Health association). 2000. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th Edição). Washington, USA. 1193p.

ARFI, R., 2005. Seasonal ecological changes and water level variations in the Sélingué Reservoir (Mali, West Africa). *PhysChem Earth*, vol. 30, p. 432–441.

BECKER, V., HUSZAR, VLM. and CROSSETTI, L.O., 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*, vol. 628, p. 137-151.

BECKER, V., CAPUTO, L., ORDÓÑEZ, J., MARCÉ, R., ARMENGOL, J., CROSSETTI, L.O. and HUSZAR, VLM., 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research*, vol. 44, p. 3345-3354.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., SANTOS, DMS. and MOURA, NA., 2010. Toxic Cyanobacteria in Reservoirs in Northeastern Brazil: Detection Using a Molecular Method. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 70, no. 4, pp. 1005- 1010.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., MOURA, AN., HEREMAN, TC. and DANTAS, EW., 2011. Increase in straight and coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) populations under conditions of thermal destratification in a shallow tropical reservoir. *Jouunal Water Resour Prot*, vol 3, p. 245–252.

BONILLA, S., AUBRIOT, L., SOARES, MCS., GONZÁLEZ-PIANA, M., FABRE, A., HUSZAR, VLM., LÜRLING, M., ANTONIADES, D., PADISÁK J. and KRUK, C., 2011. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 79, p. 594–607.

BORICS, G., GRIGORSZKY, I., SZABÓ, S. and PADISÁK, J., 2000. Phytoplankton associations in a small hypertrophic fish pond in East Hungary during a change from bottom up to top-down control. *Hydrobiologia*, vol. 424, p. 79–90.

BORMANS, M., FORD, P.W. and FABBRO, L., 2005. Spatial and temporal variability in cyanobacterial populations controlled by physical processes. *J Plankton Res*, vol. 27, no.1, p. 61–70.

BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S.D., MARINHO, M. and BECKER, B., 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom *Cylindrospermopsis raciborskii* in a shallow reservoir in the semi-arid northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 20, p. 285-297.

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

BOUVY, M.A., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. and BECKER, B., 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquat Microb Ecol*, vol. 25, no.3, p. 215–227.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, M.S.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V. & AZEVEDO, M.F.O. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, vol. 493, p. 115-130.

BRANDÃO, L.H. and DOMINGOS, P. 2009. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. *Saúde & Ambiente em Revista*, v. 1, no. 2, p. 40-50.

CALIJURI, M.C., DOS SANTOS, A.C.A. and JATI, S., 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *J Plankton Res*, vol. 24, no.7, p. 617–634.

- CÂMARA, FRA., LIMA, AKA., ROCHA, O. AND CHELLAPPA, NT. 2009. The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll-*a*) of a reservoir-channel continuum in a semi-arid tropical region. *Acta Limnol.Bras.*, vol. 21, no. 4, p. 431-439
- CATHERINE, A., QUIBLIER, C., YÉPRÉMIAN C, GOT, P., GROLEAU, A., VINÇON-LEITE,B., *et al.*, 2008. Collapse of a *Planktothrix agardhii* perennial bloom and microcystin dynamics in response to reduced phosphate concentrations in a temperate lake. *FEMS Microbiol Ecol*, vol. 65, p. 61–73.
- CHELLAPPA, NT., CHELLAPPA, SL. and CHELLAPPA, S., 2008. Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, vol. 51, p. 833-841.
- CHELLAPPA, NT. and COSTA, MAM., 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecol.*vol.24, no. 1, p. S3-S10.
- CHELLAPPA, NT., CAMARA, FRA. and ROCHA, O., 2009. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 69, no. 2, p. 241-251.
- CHORUS, I., BARTRAM, J., 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London,416p.
- COLE, GA., 1994. *Textbook of Limnology*. Waveland Press, Illinois: 412 p.
- COSTA, IAS., CHELLAPPA, NT., ARAÚJO, MFF., 1998. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu-RN. *Acta Limnologica Brasiliensis*, vol. 10, no. 1, p. 67-80.
- COSTA, IAS., SANTOS, AP., SILVA, AAL., MELO, SG., PANOSSO, RF. and ARAÚJO, MFF., 2006a. Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potiguares. *Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte*, vol. 1, no. 4, p. 14-16.

COSTA, IAS., AZEVEDO, SMO., CHELLAPPA, NT., SENNA, PAC., BERNARDO, RR. and COSTA, SM., 2006b. The occurrence of toxic-producing cyanobacterial blooms in a semi-arid reservoir in the northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no.1, p.29-41.

COSTA, IAS., CUNHA,SRS., PANOSSO,RF., ARAÚJO,MFF., MELO, JLS. and ESKINAZI-SANT'ANNA, EM., 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecol. Bras*, vol. 13, no. 2, p.382-401.

CROSSETTI, LO. and BICUDO, CEM., 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir over 8 years. *Hydrobiologia*, vol. 614, p. 91–105.

DANTAS, EW., MOURA, AN., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC.,ARRUDA-NETO, JDT. and CAVALCANTI, ADC., 2008. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Bot Brasil*, vol. 22, no.4, p. 970–982.

DANTAS, ÊW., MOURA, AN. and BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC.,2011. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 83, no.4, p. 1327-1338.

DANTAS, EW., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC. and MOURA, AN., 2012. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologica*, vol. 42, no. 1, p. 72-80.

DELAZARI-BARROSO, A., BARROSO, GF., HUSZAR, VLM. and OLIVEIRA, SMFA.,2009. Physical regimes and nutrient limitation affecting phytoplankton growth in a meso-eutrophic water supply reservoir in southeastern Brazil. *Lakes Reserv Res Manage*, vol.14, p. 269–278.

DOLMAN, AM., RUCKER, J., PICK, FR., FASTNER, J., ROHRLACK T, MISCHKE, U. and WIEDNER, C., 2012. Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS ONE*, vol. 7, no.6, p. 1-14.

ESKINAZI-SANT'ANNA, EM., PANOSSO, RF., ATTAYDE, JL., COSTA, IS., ARAUJO, M., SANTOS, CM. and MELO, JLS., 2006. Águas Potiguares: Oásis Ameaçados. *Ciência Hoje*, vol. 231, p. 1-5.

ESKINAZI-SANT'ANNA, EM., MENEZES, R., COSTA, IAS., PANOSSO, R., ARAÚJO, MFF. and ATTAYDE, JL., 2007. Composição da comunidade zooplânctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, vol. 11, p. 410-421.

ESTEVEZ, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. 3ª Edição. Editora Interciência. Rio de Janeiro, Brasil.

FERNANDES V.O., CAVATI B., OLIVEIRA L.B. and SOUZA B.D.A.S. 2009. Ecologia de cianobactérias: Fatores promotores e consequências das florações. *Oecologia Brasileinsis*, vol.13, p. 247-258.

FONSECA, BM. and BICUDO, CEM., 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 600, p. 267-282.

GEMELGO, MCP., MUCCI, JLN. and NAVAS-PEREIRA, D., 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, p. 1001-1013.

HENNEMANN, MC. and PETRUCIO, MM. 2010. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring and Assesment*, vol. 181, no. 1-4, p. 347-361.

HILLEBRAND, H., DÜRSEKEN, D., KIRSCHIEL, D., POLLINGHER U. and ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, p. 403-424.

HUSZAR, VLM., SILVA, LHS., MARINHO, MM., DOMINGOS, P. and SANTA'ANNA, CL., 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, vol.424, p. 67-77.

JESPERSEN, AM. and CHRISTOFFERSEN, K., 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv fuer Hydrobiologie*, vol.109, no. 3, p. 445 – 454.

JENSEN *et. al.* 1994. Impact of nutrients physical factors on the shift from cyanobacterial to clorophyte dominance in shallow Danislakes. *Can. J. Fish aquat. Sci.*,vol.51, p.1692-1699.

KOSTEN, S., HUSZAR, VLM., BÉCARES, E., COSTA, LS., VAN DONK, E., HANSSON, LA., JEPPESEN, E., KRUK, C., LACEROT, G., MAZZEO, N., DE MEESTER, L., MOSS, B., LÜRLING, M., NÖGES, T., ROMO, S. and SCHEFFER, M., 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology*, vol. 18, p. 118-126.

LORENZEN,CJ., 1967. Determination of Chlorophyll and Pheo-Pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography*, vol. 12,p. 343-346.

LUND, JWG., KIPLING, C. and LECREN, ED., 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, vol.11, p. 143-170.

MARINHO, MM. and HUSZAR,VLM., 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Arch Hydrobiol*, vol. 153, no. 3, p. 443–468.

MISCHKE, U., 2003. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecol*, vol.24, p. s11–s23.

MOLICA R. and AZEVEDO S. 2009. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecol.Bras.*,vol. 13, p. 229-246.

MOURA, AN., BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., DANTAS, EW and ARRUDA-NETO, JDT., 2007a. Phytoplanktonic Associations: A Tool to Understand Dominance Events in a Tropical Brazilian Reservoir. *Acta Bot Brasil*, vol. 21, no. 3, p. 641–648.

MOURA, AN., DANTAS, EW., OLIVEIRA, HSB. and BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., 2011. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 71, no. 2, p. 1-9.

PADISÁK, J., BORICS, G., FEHER, G., GRIGORSZKY, I., OLDAL, I., SCHMIDT, A. and ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z., 2003. Dominant species and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, vol. 502, p. 157–168.

PADISÁK, J., GRIGORSZKY, I., BORICS, G. and SOROÓCZKI-PINTÉR, E., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia*, vol. 553, p.1–14.

PADISÁK, J., CROSSETTI, LO. And NASELLI-FLORES, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, vol. 621, p.1-19.

PAYNE, A.L. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. New York: John Wiley & Sons.

PICCIN-SANTOS, V. and BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., 2012. Toxic Cyanobacteria in Four Brazilian Water Supply Reservoirs. *Journal of Environmental Protection*, vol. 3, p. 68-73.

RANGEL, LM., SILVA, LHS., ARCIFA, MS. and PERTICARRARI, A., 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, p. 75-78.

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

RIBEIRO, R. P. 2005. Os efeitos da estratificação térmica da água na piscicultura. *Conselho Regional de Medicina Veterinária/PR*. Vol. 4, no.17, p. 17.

ROMO S., SORIA J., FERNÁNDEZ F., OUAHID Y. and BARÓN-SOLÁ Á. 2012. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*.doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02734.x

SALMASO, N., 2003. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia*, vol. 502, p. 13–36.

SOARES, MCS., ROCHA, MIA., MARINHO, MM., AZEVEDO, AMFO., BRANCO, CWC. and HUSZAR VLM., 2009a. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquat Microb Ecol.*, vol.57, p. 137–149.

SPERLING, E. 1999. Morfologia de lagos e represas. Belo Horizonte: Segrac.

SPERLING, E. 1999. Profundidades médias de lagos e represas brasileiros e sua influência na qualidade da água. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20. Rio de Janeiro.

TOLEDO, JR., TALARICO, APM., CHINEZ, SJ. and AGUDO, EG., 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 1-34.

UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der international Vereinigung der theoretische und angewandte. *Limnologie*, vol. 5, p. 567–596.

VALDERRAMA, JC., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Marine Chemistry*, vol.10, p. 109–122.

VIEIRA, PCS., SILVA, APC. and COSTA, IAS. 2011. Variações na distribuição do fitoplâncton e em variáveis limnológicas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN. In: Eliza Freire, Gesinaldo Cândido e Pedro Vieira (Org.). *Múltiplos olhares sobre o semiárido brasileiro: perspectivas interdisciplinares*. Natal, RN: EDUFRN, p115-146.

VON SPERLING, EV., FERREIRA, ACS. and GOMES, LNL., 2008. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination*, vol.226, p.169–174.

WHITTON, BA. and POTTS, M., 2002. Introduction to the cyanobacteria. In: Whitton, BA. and Potts, M. (eds). *The Ecology of Cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.. pp. 1–11.

CAPÍTULO III

AVALIAÇÃO DE CARTILHA EDUCATIVA ADAPTADA AO SEMIÁRIDO E DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA PARA PERCEPÇÃO SÓCIO-AMBIENTAL

Pryscila Cynara Soares Vieira¹; Ivaneide Alves Soares Da Costa²

**(Artigo científico encaminhado, a julgo, para a
Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental)
ISSN 1517-1256**

Avaliação de cartilha educativa adaptada ao semiárido e divulgação científica para percepção sócio-ambiental

^{1,2}Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Centro de Biociências – Depto. Microbiologia e Parasitologia: Grupo de Pesquisas em Ecologia e Microbiologia de Ecossistemas Aquáticos – Campus Universitário S/N, BR 101, Lagoa Nova. Natal/RN. CEP: 59.072.000. Email: pcynara374@gmail.com

RESUMO

Este estudo objetiva avaliar o potencial didático de uma cartilha sobre eutrofização, que usa uma abordagem personalizada à região semiárida; promover a consolidação de conceitos contidos na cartilha; fazer a divulgação de resultados da pesquisa sobre a qualidade de água do açude à comunidade. Um estudo comparativo foi realizado com 24 alunos do ensino fundamental em uma escola pública de ensino básico da região semiárida do Rio Grande do Norte. Um grupo de alunos assistiu a uma palestra sobre eutrofização e outro grupo fez a leitura da cartilha. Um questionário foi aplicado para avaliar o potencial da cartilha na aprendizagem dos conceitos. A cartilha foi considerada mais eficiente do que a palestra para sensibilizar os participantes quanto à preservação do meio ambiente, aprendizagem e aplicação dos conceitos. A população local foi participativa e interativa durante a exposição e palestra no evento de divulgação científica.

ABSTRACT

This study aims to evaluate the potential of an educational spelling book on eutrophication, which uses a tailored approach to the semiarid region; promote the consolidation of concepts contained in the spelling book; make the dissemination of results of research on the quality of water from the dam to the community. A comparative study was conducted with 24 elementary students in a public school basic education in a semiarid region of Rio Grande do Norte. A group of students watched a lecture about eutrophication and the other group did the reading of the spelling book. A questionnaire was administered to assess the potential of the spelling book in learning the concepts. The spelling book was considered more effective than the lecture to sensitize the participants about the preservation of the environment, The local population was participatory and interactive during the exhibition and lecture at the event to promote scientific.

Palavras-Chave: cartilha, eutrofização, divulgação científica.

Keywords: spelling book, eutrophication, promote scientific.

INTRODUÇÃO

Dentre várias, uma grande dificuldade enfrentada por professores de escolas públicas é a falta de material didático adequado à sua realidade. Material este que leve em consideração sua cultura, suas crenças e sua linguagem, pois cada região do Brasil possui hábitos e características próprias. O livro didático, apesar de ser um recurso didático limitante e muitas vezes o único disponível, nem sempre apresenta uma abordagem adaptada às características regionais. Esse distanciamento da realidade social, e cultural do aluno, dificulta a aprendizagem de conceitos, muitas vezes abstratos, mas que são essenciais para a formação de um cidadão crítico e consciente.

A Educação Ambiental, embora seja classificada como um tema transversal segundo os Parâmetros Curriculares Nacionais (Brasil, 1998), é geralmente inserida somente na disciplina de Ciências, restringindo-se muitas vezes a citações no final de cada conteúdo didático trabalhado pelo professor sem um enfoque contextualizado ao conteúdo abordado. Apesar do surgimento da nova LDBE – Lei de Diretrizes e Bases da Educação e dos PCN – Parâmetros Curriculares Nacionais (Brasil, 1998) no cenário educacional brasileiro, o ensino, na maioria das escolas públicas, continua preferencialmente focado na concepção tradicional, aliado à falta de criatividade ou motivação dos professores para um ensino inovador. Os estudantes ainda não entendem o que estudam, para que estudam e por que estudam. As aulas são, em sua maioria, desligadas de uma realidade próxima do seu cotidiano.

Uma alternativa para sensibilizar as crianças aos problemas ambientais em que estão inseridas é o uso de metodologias inovadoras contextualizadas. Carvalho (2005), afirma que a busca por estratégias de ensino e metodologias que estimulem a participação do educando e tornem o repasse do conhecimento numa atividade interessante, deve ser uma preocupação e merecer especial atenção por parte dos educadores. O uso de material didático de apoio é recomendável, mas sua escolha deve ser cuidadosa, para se evitar a simples transmissão de conceitos teóricos, apresentados muitas vezes de forma fragmentada e que, apesar do grande valor científico, podem não ter relação com as vivências do educando, nem representarem a realidade do ambiente que o cerca (Barbosa *et al.*, 2004). Para esse autor, é desejável que as metodologias a serem utilizadas levem em conta a vivência e a realidade do aluno, contribuindo desta forma, para que o ensino se transforme num processo de preparação integral do indivíduo para a vida em sociedade, através da conscientização de que os aspectos abordados fazem parte do seu ambiente e não de uma esfera distante e separada do local onde ele vive.

É relatada na literatura que a utilização de recursos e metodologias lúdicas diversificadas têm se mostrado como estratégias didáticas eficientes para a sensibilização de alunos e professores das escolas públicas de ensino. Dentre várias, citam-se oficinas de desenho e de pintura, jogos educativos, dinâmicas ambientais, cartilhas educativas e o trabalho com Teatro de Fantoques (Barbosa *et al.*, 2004; Freire *et al.*, 2009; Alves e Brauko, 2009; Mazzarino *et al.*, 2010 e Reis e Santos, 2012).

Neste sentido, o uso de material lúdico representa uma potencial estratégia para o desenvolvimento de atividades em educação ambiental e de divulgação científica visando à socialização do conhecimento e aproximação da sociedade e do conhecimento científico. A divulgação científica ultrapassa os limites institucionais e permeia os diferentes espaços educativos, ou seja, permitindo a prática e o aprendizado tanto na educação formal, como informal e não-formal (Abílio, 2011). Valério e Bazzo (2008) destacam o papel da divulgação científica como ferramenta educativa, inserida no contexto mais amplo da educação pública e dotada de um potencial ímpar para atender aos anseios de uma sociedade que começa a reconstruir a sua relação com o meio ambiente.

Nesta perspectiva, visamos com este trabalho (i) avaliar o potencial didático de uma cartilha sobre eutrofização, que usa uma abordagem personalizada com características de região semiárida; (ii) promover a consolidação de conceitos relacionados a causas e consequências da eutrofização contidos na cartilha; (iii) fazer a divulgação de resultados de pesquisa sobre a qualidade de água dos açudes à comunidade, para promover uma percepção e reflexão a cerca dos problemas socioambientais relacionados à contaminação da água do açude local.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado em uma escola pública de ensino básico, localizada no município de Itajá, região semiárida do estado do Rio Grande do Norte. Nesse município insere-se o maior açude destinado à irrigação da América Latina e o maior do estado para abastecimento público. O açude tem grande importância para o desenvolvimento local, sendo destinado ao abastecimento doméstico, industrial, pesca e aquicultura, configurando-se como um recurso essencial à população. Dados históricos revelam condições crescentes de eutrofização neste açude, apresentando níveis elevados de poluentes, tais como toxinas de cianobactérias e metais pesados, comprometendo a qualidade da água (Costa *et al.*, 1998; 2009; Eskinazi-Sant'anna *et al.*, 2006; Vieira *et al.* 2011).

A cartilha usada neste estudo é intitulada “Eutrofização – Nossas águas cada dia mais verdes” está disponível no site http://www.cb.ufrn.br/mergulhandonaciencia/material_didatico.html, financiada pelo CNPq, foi produzida como uma das atividades do projeto “Mergulhando na Ciência - A água como tema de divulgação científica no semi-árido do Rio Grande do Norte”. O conteúdo da cartilha foca na sensibilização sobre a conservação e uso racional dos recursos hídricos através da integração entre os centros de pesquisa, as comunidades e agentes locais, permitindo o desenvolvimento de uma visão multidisciplinar e integrada da Ciência.

Através de uma linguagem simples e adequada aos costumes regionais do semiárido potiguar, a cartilha narra à estória de dois meninos, Edson e Zé Luiz, que acostumados a tomarem banho no açude da cidade, são surpreendidos com a cor esverdeada da água e uma placa que diz: “Atenção! Açude eutrofizado. Evitar nadar, pescar e beber essa água!”. Os meninos cheios de curiosidades procuram a professora Isabel para perguntar o que significava “eutrofizado”, a partir daí se desenrola uma narrativa sobre eutrofização, cianobactérias e cianotoxinas, focando nas causas e consequências da poluição.

Este estudo foi realizado com 24 alunos do ensino fundamental (6º ao 9º ano), entre 10 e 16 anos de idade. Para comparar a cartilha com a palestra, inicialmente a turma foi dividida em dois grupos de 12 alunos. Em cada um desses grupos foi aplicado um questionário diagnóstico, através do qual se buscou informações a respeito dos conhecimentos prévio dos alunos sobre o tema. O questionário era composto de 24 questões, sendo 6 delas abertas e 18 fechadas, divididas em 3 eixos temáticos: (1) Qualidade de água, (2) Cianobactérias e cianotoxinas, e (3) Papel social na conservação do açude. Os dados foram analisados pela metodologia da Análise de Conteúdo (Bardin, 2006).

Um dos grupos assistiu a uma palestra interativa ministrada por meio de slides em data show, sendo apresentados e discutidos os conceitos contidos na cartilha como: poluição dos recursos hídricos, eutrofização, cianobactérias, floração, cianotoxinas, plâncton e outros. Para o outro grupo de 12 alunos, inicialmente, foi distribuída uma cartilha para cada um deles, sendo os mesmos instruídos para fazerem uma leitura compartilhada, ficando aberta a esclarecimentos de dúvidas. Após o término dessas atividades, os dois grupos de alunos responderam o mesmo questionário inicial, visando avaliar o potencial didático da cartilha para auxiliar os alunos na percepção dos problemas socioambientais relacionados à contaminação do açude.

Com o intuito de consolidar os conceitos trabalhados na cartilha foi realizada uma dramatização. Para isso a cartilha serviu como roteiro base para as encenações realizadas

pelos alunos. Foram selecionados voluntariamente cinco alunos para representarem os personagens. O ensaio consistiu na organização da sequência e reprodução das falas dos personagens e o posicionamento de cada um no espaço. Nas encenações eram enfatizados os conceitos sobre poluição, eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas e educação ambiental.

Para divulgar a comunidade local os resultados das pesquisas realizadas no Laboratório de Microbiologia Aquática da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, sobre a qualidade de água do açude foi organizado um evento denominado “Ciência na Praça”. Para isso, foi montada uma tenda de exposição como uma das atrações de outro evento maior realizado pela comunidade. Os resultados foram divulgados em forma de banners, palestra e atividades interativas como jogos e visualização microscópica de organismos aquáticos (fitoplâncton e zooplâncton). A palestra proferida teve como enfoque a divulgação de conceitos relacionados a qualidade de água do açude, sempre concernente a problemática local da eutrofização e das florações de cianobactérias tóxicas, assim como medidas preventivas e reflexões socioambientais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O eixo temático 1 versou sobre Qualidade de água e foi composto por dez perguntas (Quadro 1). A primeira questão investigou se os alunos já tinham ouvido falar em eutrofização. Antes da palestra e da leitura da cartilha, apenas um aluno respondeu que sim, representando 4% da amostra. Em estudo realizado por Petrovich & Araújo (2009) também na região semiárida do Rio Grande do Norte, essa mesma vulnerabilidade foi diagnosticada em relação ao assunto em questão, que foi justificada devido ao fato do conteúdo programático das escolas não estarem adequados aos problemas regionais. De acordo com Barbosa *et al.* (2004), é importante trabalhar com os alunos, não só aquelas alterações que têm efeitos imediatos sobre o ecossistema, ou que podem ser mais facilmente percebidas pelo homem, por exemplo, o desmatamento, eliminação de espécies conhecidas, ou o acúmulo de lixo no ambiente, mas alguns processos que, por ocorrerem de forma lenta, podem não ser rapidamente ou facilmente percebidos, mas que têm efeitos difíceis, e muitas vezes até impossíveis, de serem revertidos, como é o caso da eutrofização.

Quadro 1 – perguntas relativas ao eixo temático 1 - Qualidade de água

Já ouviu falar em eutrofização?	() sim () não () não sei
O que significa a palavra eutrofização?	Questão aberta
O que causa a eutrofização no açude?	Questão aberta
O que deixa a água do açude esverdeada?	() corantes () microorganismos () não sei () outros. Qual?
Quando a água do açude está esverdeada, podemos consumi-la?	() sim () não () não sei
Você já observou mortandade de peixes quando a água estava muito verde?	() sim () não () nunca
Você já observou morte de outros animais como vacas, gatos, cachorros, porcos, galinhas e outros?	() sim () não () nunca
Quando a água está muito verde apresenta mudança de cheiro?	() sim () não () não sei
Você já observou alguma associação entre mudança de cor da água e sintomas como diarreia e irritação na pele das pessoas?	() sim () não () nunca () outros. Qual ?
Por que você acha que a água do açude fica muito verde de vez em quando?	() porque é um processo natural da água () porque é decorrente da poluição () porque isso melhora a qualidade da água () porque isso é bom para reprodução dos peixes

Ao reapplicar o questionário houve um aumento considerável na concepção sobre o que era eutrofização, 83,3% depois da palestra e 91,6% depois da leitura cartilha, responderam ter ouvido falar em eutrofização (Figura 1). Foi possível perceber que a grande maioria dos alunos depois de participarem das atividades propostas respondeu positivamente à pergunta, sendo que maior percentagem foi encontrada no grupo que leu a cartilha. Esse comportamento foi observado também por Mateus *et al.* (2011), em que o uso de cartilhas instigou a pesquisa sobre o tema proposto fazendo com que os alunos buscassem compreender melhor o ambiente no qual vivem, os impactos que causamos à natureza, desenvolvendo assim o senso crítico e fazendo com que busquem atitudes que possam minimizar os problemas em questão.

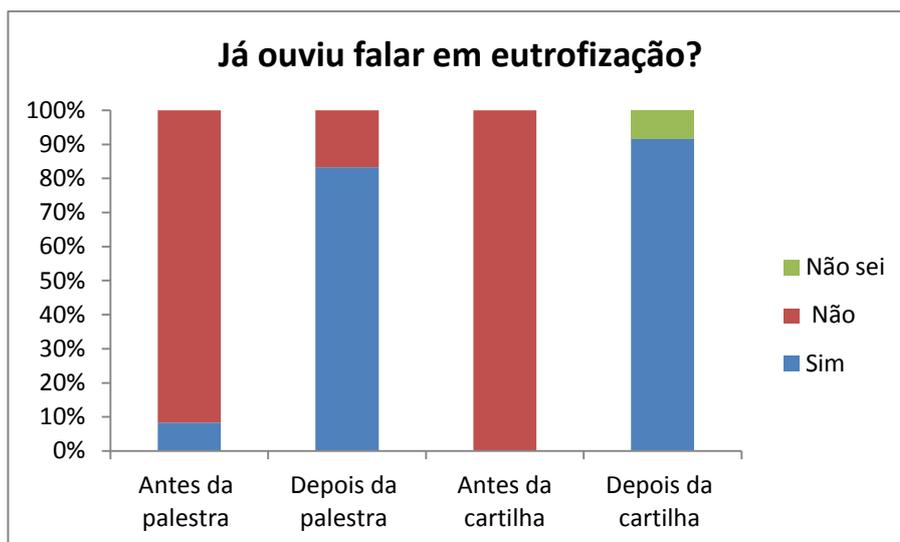


Figura 1. Percepção dos alunos sobre eutrofização.

Os quadros 2 e 3 mostram os resultados obtidos na segunda e terceira pergunta, respectivamente, que se tratou de questões abertas sobre o significado e causas da eutrofização. De forma geral, antes das atividades, a maioria dos alunos não respondeu essa questão, depois que foram desenvolvidas as atividades, pelo menos 33% dos que assistiram à palestra responderam e 58% dos que leram a cartilha também responderam. Isso reflete o fato de que a educação ambiental pode e deve ser tratada de forma a mostrar que através de atividades lúdicas nossos educandos aprendem e assimilam de maneira mais suave todo o aprendizado relacionado às questões ambientais.

Quadro 2 - Percentual das respostas sobre o que significa a palavra eutrofização?

	Antes da palestra	Depois da palestra	Antes da cartilha	Depois da cartilha
Não respondeu	91,6%	66,6%	100%	41,6%
Uma profissão	8,3%			
Floração de microorganismos		8,3%		
Doença		16,6%		
Cianobactérias/bactérias		8,3%		25%
Quando o açude recebe nutrientes				8,3%
Poluição da água				25%

Quadro 3 - Percentual das respostas sobre o que causa a eutrofização no açude?

	Antes da palestra	Depois da palestra	Antes da cartilha	Depois da cartilha
Não respondeu	83,3%	66,6%	91,6%	16,6%
Poluição / lixo	16,6%	8,3%	8,3%	41,6%
A água fica esverdeada		16,6%		
Doenças		8,3%		16,6%
Nutrientes / matéria orgânica				25%

Antes da palestra, ao serem questionados sobre o que deixa a água do açude esverdeada, 50% responderam microorganismos, 33,4% não souberam responder e 16,6% indicaram corantes. Após a palestra um maior número de alunos (66,6%) indicou os microorganismos como causadores, 16,6% não souberam responder e 8,3% indicou corantes. Percebe-se que os alunos após assistirem a palestra conseguiram associar a mudança de coloração da água do açude com a presença de microorganismos.

O perfil de resposta que não souberam responder o que causa a cor da água esverdeada, antes e após a leitura da cartilha foi, respectivamente, 58,3% e 8,3%. Já a resposta indicativa para microorganismos foi 41,6% (antes) e 81,3% (depois); para indicação de corantes foi 0% (antes) e 8,3% (depois), conforme ilustra a figura 2. Após a leitura da cartilha a percentagem de alunos que conseguiu fazer a associação da cor esverdeada da água com os microorganismos dobrou de valor, evidenciando a grande contribuição da cartilha para difundir esse conhecimento.

Ao perguntar aos participantes se quando a água do açude apresenta uma coloração esverdeada, eles a consideram própria para o consumo, antes do desenvolvimento das atividades, 66,6% dos alunos responderam que não, 33,4% não souberam responder e nenhum participante marcou a opção sim. Esses dados sugerem que os participantes têm uma noção, ainda que superficial, e baseada no senso comum, sobre a problemática da eutrofização. É muito provável que o contato com as constantes florações de cianobactérias nos açudes, evidenciados pelo “esverdeamento” da água, muitas vezes acompanhado de mortalidade de peixes, os levem à compreensão de que pode haver alguma coisa na água que não é benéfica, durante esses eventos. Depois de realizada a palestra e a leitura da cartilha, 75% e 91,6% dos alunos responderam que a água esverdeada não é própria para o consumo, respectivamente.

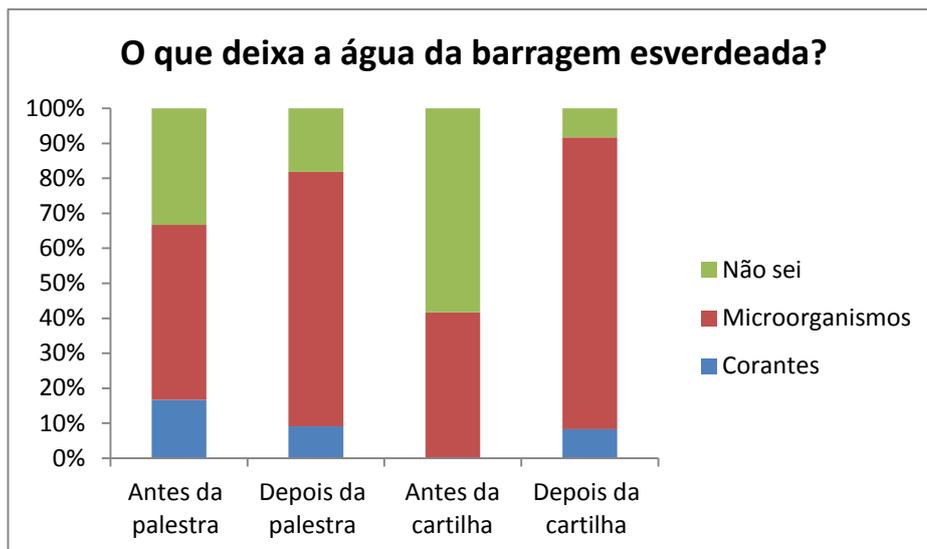


Figura 2. Causas indicadas pelos alunos para o esverdeamento das águas do açude.

Quando questionados por que a água do açude fica muito verde de vez em quando, a maioria respondeu que é decorrente da poluição, tanto antes (58,3%) da palestra e cartilha, como depois (75% e 100%), respectivamente, (Figura 3). Os elementos aqui apresentados reforçam a necessidade de uma prática continuada sobre estes temas em sala de aula, corroborando a importância de atividades como essa para a sensibilização dos alunos. O uso de cartilhas como material didático auxiliar pode e deve ser usado como metodologias de ensino motivadoras, não apenas abordando a Educação Ambiental, mas todos os conteúdos do currículo escolar.

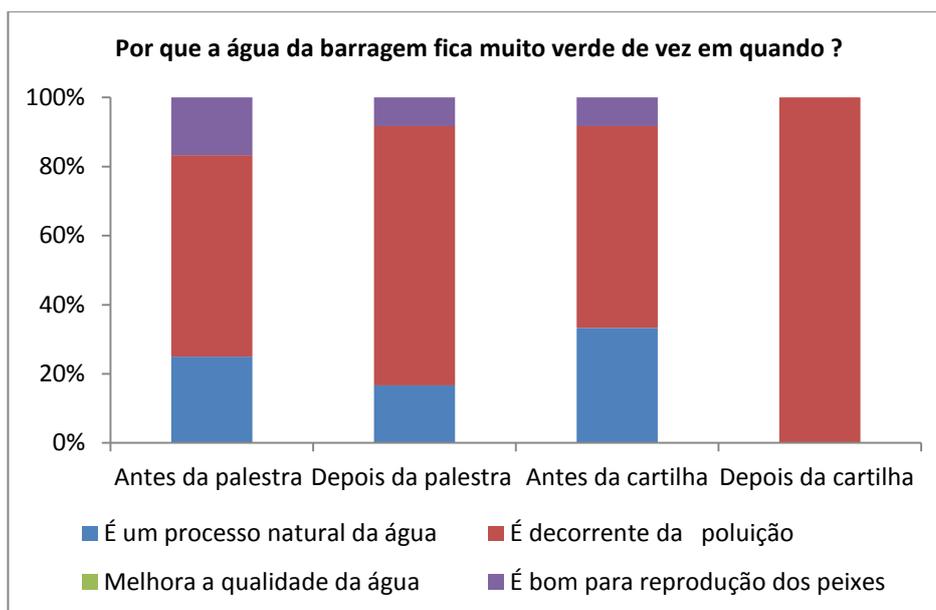


Figura 3. Motivos indicadas pelos alunos para a coloração verde das águas do açude.

O eixo temático 2 foi formado por onze perguntas, sendo dez fechadas e uma aberta com o objetivo de investigar as concepções dos alunos sobre cianobactérias e cianotoxinas. Quando perguntado aos alunos se eles já tinham ouvido falar em cianobactérias, 58,3% deles afirmaram que sim, antes da palestra, e 25% afirmaram que sim, antes da leitura cartilha. Enquanto que 75% e 83,3% responderam positivamente após ter assistido a palestra e lido a cartilha (Figura 4).

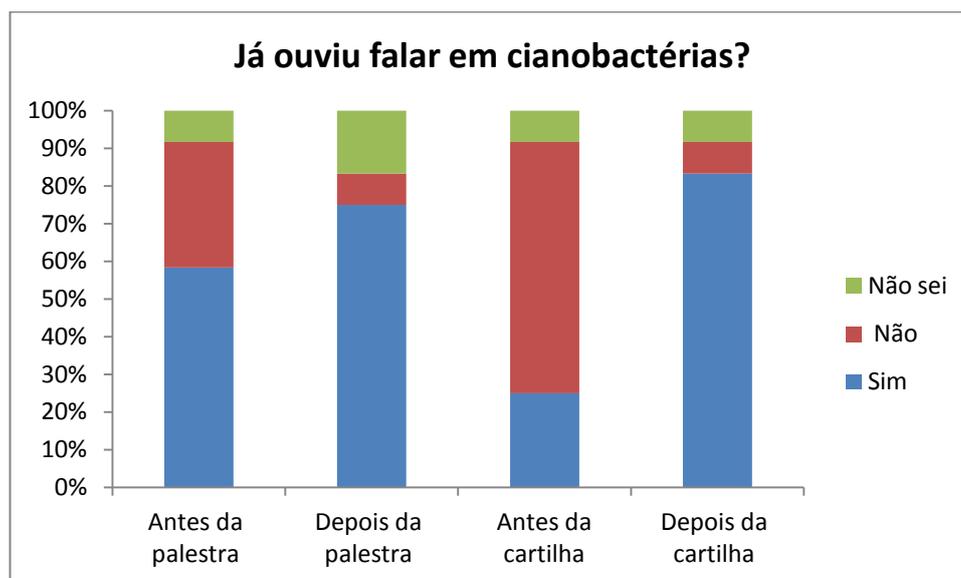


Figura 4. Percepção dos alunos sobre cianobactérias.

Em relação à percepção dos alunos sobre a relação existente entre o processo de eutrofização e as cianobactérias, foi observado que 66,6% não conseguem identificar esta relação, antes de ambas às atividades. Após a palestra, 50% afirmaram existir relação entre eutrofização e cianobactéria, enquanto que depois da cartilha 66,6% confirmou essa relação. Dos que confirmaram essa relação depois de ler a cartilha, 50% identificou a relação correta entre eles, como por exemplo, “ a eutrofização serve de alimento para as cianobactérias” e “as cianobactérias ocorrem através da eutrofização”. Essas afirmações nos fazem supor que os alunos conseguiram compreender que as cianobactérias crescem excessivamente como consequência do processo de eutrofização. Apesar de a maioria ter afirmado existir relação entre eutrofização e as cianobactérias, apenas metade destes conseguiram identificar de que forma isso ocorre.

Ao perguntar se o consumo de água contaminada com cianobactérias afeta a saúde e, em caso de resposta afirmativa, indicar possíveis problemas ou doenças relacionadas ao problema, observou-se que em ambos os momentos (antes e depois da palestra e da leitura da

cartilha), a maioria dos alunos atribuiu doenças como uma consequência da contaminação. Padrão semelhante de resposta foi observado por Araújo *et al.* (2011) em um estudo com professores na região semiárida do Rio Grande do Norte, que obteve resposta afirmativa unânime. As patologias transmitidas pela água mais citadas pelos alunos foram na verdade sintomas de viroses como: febre, mancha vermelha e corpo mole. Gripe e dengue foram às doenças citadas por eles, após conhecerem mais sobre o assunto eles mencionaram diarreia, coceira e intoxicação. O percentual de respondentes que deu exemplo a esta questão foi de 50%. Pode-se perceber, assim como Araújo *et al.* (2011) que os alunos sabem que uma água contaminada traz doenças para a população, mas muitos deles não conseguem identificar exatamente que tipos de doenças essa água contaminada pode causar. O conhecimento dos alunos em relação a esse aspecto pode ser reflexo positivo das diversas atividades de educação ambiental desenvolvidas na região semiárida do Rio Grande do Norte (Petrovich & Araújo, 2009; Sodré & Araújo, 2009 e Araújo *et al.*, 2011).

Ao serem questionados, antes da palestra, sobre quais organismos viviam na água do açude, os alunos (33,4%) responderam “todos esses”. Eles podiam escolher as seguintes alternativas: “fitoplâncton”, “cianobactérias”, “bactérias”, “algas”, “todos esses”, “nenhum desses”, “não sei” ou “outros”. Após a palestra, 58% indicaram “cianobactérias”, evidenciando a eficácia da mesma. Em relação aos alunos que realizaram a leitura da cartilha, 25% responderam bactérias e outros 25% não souberam responder, antes da leitura. Após a leitura, 75% responderam “cianobactérias” e 25% “bactérias”.

Como pode ser observado na Figura 5, antes e depois da palestra e da leitura da cartilha, os alunos relacionaram a má qualidade da água com a quantidade de cianobactérias que existam no açude (33,4% antes da palestra e 41,6% antes da cartilha; 66,6% e 58,3% depois da palestra e da cartilha, respectivamente).

Os resultados revelaram que os participantes apresentaram baixo índice de percepção sobre o significado de microcistina e saxitoxina (16,6% e 8,3%), respectivamente. Em relação à microcistina, esse percentual aumentou para 66,6% depois da palestra e 25% depois da leitura da cartilha. Quanto à saxitoxina, 25% afirmaram já ter ouvido falar tanto depois da palestra como também depois da leitura da cartilha. O baixo percentual de alunos que assinalou ter ouvido falar de microcistina e saxitoxina mesmo depois de ter lido a cartilha, possivelmente deve-se pela falta de atenção ou curiosidade para ler o glossário contido na cartilha. Em contrapartida a palestra foi mais esclarecedora nesse sentido, pelo fato de mencionar, reforçar e explicar claramente os termos referentes aos tipos de cianotoxinas.

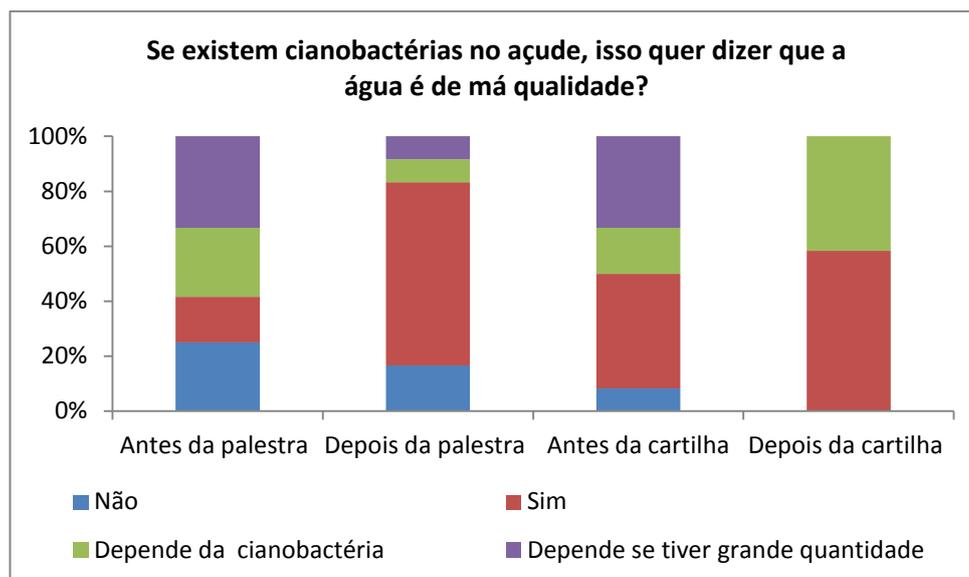


Figura 5. Percentual das respostas dos alunos sobre a relação entre cianobactérias e qualidade da água.

Ao serem perguntados se microcistina e saxitoxina podem afetar a sua saúde, 66,6% e 50% não souberam responder antes da palestra e da cartilha, respectivamente. Mesmo após a realização das atividades, grande parte dos participantes (41% e 50%), depois da palestra e da cartilha, respectivamente, continuou não sabendo responder essa questão. Isso pode ter sido resultado da grande agitação dos alunos durante as atividades, provocando a desatenção de alguns deles. Apenas 33,4% dos que participaram da palestra e 50% dos que leram a cartilha, conseguiram assimilar o risco que essas toxinas representam para nossa saúde. Vale ressaltar que essa dificuldade dos alunos em memorizar e entender os termos microcistina e saxitoxina é compreensível, visto que são termos pouco usuais e portanto de difícil assimilação. Apesar disso, percebe-se que o percentual é maior entre os que leram a cartilha demonstrando mais uma vez as vantagens do uso desse material pedagógico.

Na questão aberta deste eixo em que os participantes foram solicitados a responder as causas do crescimento excessivo de cianobactérias na água do açude, um percentual de 75% (antes da palestra) e 83,3% (antes da cartilha) não respondeu essa pergunta. Esse percentual diminuiu para 58% (depois da palestra) e 33,4% (depois da cartilha). Após a palestra, 16,6% dos que responderam, indicou poluição/lixo, 16,6% nutrientes e 8,3%, fumaça das cerâmicas. Depois da cartilha, 58,3% responderam nutrientes e 8,3% poluição/lixo.

No terceiro eixo temático, buscava-se entender a percepção dos alunos quanto seu papel social na conservação do açude, para tanto foram elaboradas 3 questões abertas. A primeira questão investigou o que os alunos poderiam fazer, enquanto cidadãos, para melhorar a cor e o cheiro da água do açude. A partir dos resultados é possível verificar que é clara a percepção

dos alunos quanto à importância da contribuição individual para melhorar a qualidade da água do açude (Quadro 4). Isso evidencia o importante papel da Educação Ambiental como um instrumento de sensibilização. O uso de atividades lúdicas como estratégia didática também aponta como uma alternativa desejável para a formação de uma consciência ambiental crítica que leve a mudanças de comportamentos e atitudes.

Quadro 4 - Percentual das respostas sobre o que se poderia fazer, enquanto cidadão, para melhorar a cor e o cheiro da água da Armando Ribeiro.

	Antes da palestra	Depois da palestra	Antes da cartilha	Depois da cartilha
Não respondeu	41,6%	33,4%	75%	41,6%
Não poluir / não deixar os outros poluírem	58,3%	66,6%	25%	58,3%

A segunda questão deste eixo indagou sobre as causas da contaminação da água do açude. A partir dos resultados percebe-se que uma pequena minoria dos alunos se considera integrante e causadores da poluição da água. Isso foi evidenciado pelas seguintes respostas: “todos nós”, “todos e principalmente quem mora ao redor”, “nós mesmos com esgotos e o ar das cerâmicas”. Essa mesma percepção foi diagnosticada recentemente por Araújo *et al.* (2011), em estudo realizado com professores nesta região. Grande parte dos alunos atribui à responsabilidade de poluir o açude aos outros, como por exemplo, “a comunidade”, “as pessoas”, “acho que pessoas que não pensam no que estão fazendo”, “o povo”, “os cidadãos”, denotando um distanciamento das questões ambientais locais (Quadro 5).

Quadro 5 - Percentual das respostas sobre as causas da contaminação da água da Armando Ribeiro desde Jucurutu até Itajá.

	Antes da palestra	Depois da palestra	Antes da cartilha	Depois da cartilha
Não respondeu	50%	33,4%	75%	50%
As pessoas	25%	41,6%	16,6%	41,6%
O lixo / cerâmicas	16,6%	25%	8,3%	
As cianobactérias e a eutrofização				8,3%

A terceira questão desse eixo averiguou quais fontes alternativas de água poderiam recorrer caso a água do açude ficasse poluída. Essa questão foi a que teve maior percentual de falta de resposta, tanto antes como depois das atividades desenvolvidas. Mas alguns alunos

mesmo não sabendo que alternativas de água poderiam recorrer, reconheciam a dificuldade provocada pela falta de água própria para consumo, como podemos constatar, “ficaria difícil para todos né porque a água vai estar muito poluída e ninguém vai poder consumir”, “ficava um caso muito sério né, porque aí como que os consumidores ia sobreviver com a falta de água”, “colocar a comunidade toda para pagar água e aprender a nunca mais jogar lixo em propriedades públicas” (Quadro 6).

Quadro 6 - Percentual das respostas sobre quais fontes alternativas de água poderiam recorrer caso a água da Armando Ribeiro ficasse poluída, ou seja, imprópria para consumo.

	Antes da palestra	Depois da palestra	Antes da cartilha	Depois da cartilha
Não respondeu	66,6%	58,3%	100%	91,6%
Água da chuva	8,3%	8,3%		8,3%
A comunidade	8,3%	8,3%		
Não sei	8,3%	8,3%		
Pegar em outra cidade	8,3%	8,3%		
Água não poluída		8,3%		

Quanto à atividade de dramatização da cartilha para consolidação dos conteúdos, os conceitos abordados na cartilha foram assimilados pelos alunos durante o ensaio, que se mostraram muito empolgados para fazer a encenação no evento anual à noite na praça da cidade. Eles perguntavam sobre o significado dos conceitos trazidos na cartilha, procurando entender como funcionava o processo de eutrofização, o que eram cianotoxinas e como agiam no organismo. Entretanto, por motivos técnicos, não foi possível a apresentação da peça à noite. Apesar disso, essa atividade foi considerada importante uma vez que propiciou aos alunos darem vida aos personagens citados na cartilha e a consolidação dos conceitos contidos nela, ao passo que iam pronunciando as palavras e entendendo o significado delas durante os ensaios. A importância desse tipo de atividade é ressaltada por Pereira (2011), quando afirma que a vivência de situações lúdicas constitui matéria indispensável ao equilíbrio orgânico, psíquico e social do alunado e gera aprendizagens significativas.

A atividade de divulgação científica contou com a participação de cerca de 50 pessoas da comunidade local, de diversas faixas etárias e ocorreu simultaneamente a um evento anual da escola na praça da cidade de Itajá. Foi realizada a divulgação de resultados de pesquisa sobre a qualidade local da água em forma de banner. A falta do rigor científico e de

aprofundamento em detalhes específicos foi compensada pela abrangência e visão global com que determinados temas foram abordados. Essa é uma das formas de promover a chamada popularização da ciência ao criar uma rede de integração com o mundo atual e o mundo da ciência e dos cientistas, destacando esse processo complexo como construção humana capaz de interferir na vida das pessoas, seja para a melhoria da qualidade de vida, ou, trazendo prejuízos à vida no planeta (Carvalho *et al.*, 2011).

Na seqüência, os participantes foram convidados a conhecer os microrganismos aquáticos por meio da visualização microscópica, participarem de jogos didáticos que abordavam as doenças de veiculação hídrica, entre outros. Atividades lúdicas e interativas são importantes para motivar a participação das pessoas, constituindo-se como um instrumento de desenvolvimento da cidadania pela educação ambiental, conscientização social, sensibilização para problemas sócio-ambientais do entorno da comunidade e aprendizagem para a busca de soluções por meio da reflexão-crítica (Mazzarino *et al.* 2010).

Também foi ministrada uma palestra, cuja apresentação transcorreu com a abordagem de informações sobre a água num contexto global e local, diferentes modos pelo qual a água pode ser poluída, o panorama da eutrofização, o problema mundial das cianobactérias tóxicas, de ações preventivas voltadas para a conservação ambiental e sua importância na recuperação ou manutenção da qualidade da água das bacias hidrográficas, seguida de esclarecimentos sobre a qualidade de água e doenças de veiculação hídrica.

Neste evento, grande parte do público presente mostrou-se envolvido com as questões ambientais, durante a palestra algumas pessoas da comunidade fizeram questionamentos sobre os temas abordados e comentaram principalmente sobre as fontes de poluição local do açude, indicando as cerâmicas como as principais poluidoras do ar e da água. Na apresentação do banner, eles se mostraram surpresos com a quantidade de células de cianobactérias presentes na água do açude e preocupados com as conseqüências que isso poderia trazer para eles. A visualização dos microrganismos no microscópio foi um dos pontos fortes do evento, pois as pessoas mostravam-se muito curiosas em enxergar pela primeira vez espécies do fitoplâncton e do zooplâncton, questionando sobre a cor, forma e tamanho dos organismos. Foi muito importante perceber o nível de satisfação dos presentes, pelo fato de estarem entendendo e participando ativamente daquele momento.

Esta atividade de divulgação, somada ao trabalho realizado por Sodré e Araújo (2009) contribuiu para uma maior sensibilização desta comunidade face às questões ambientais, fortalecendo sua responsabilidade na fiscalização e no controle de atividades que possam comprometer o ambiente em seu entorno. Segundo Souza e Guerra (2003), a conscientização

é um processo pessoal, portanto não pode ser imposto e acontecer de fora para dentro. Para que este processo aconteça, e até se torne mais rápido, é preciso que todos participem dele para promoverem a sensibilização, processo inicial, externo que desencadeia a conscientização.

CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

A cartilha foi considerada eficiente no sentido de sensibilizar os participantes, caracterizando uma prática dinâmica e diferenciada de aprendizagem, por oportunizar aos alunos repensarem as atitudes de respeito e cuidado com o meio ambiente, contando ainda com a oportunidade de aprender os conteúdos disciplinares a partir de sua realidade e vivência ambiental. Dessa forma, o momento propiciado aos alunos possibilitou a discussão das questões ambientais, além da construção de novos conceitos e idéias contextualizadas que muitas vezes não são trabalhadas em sala de aula.

A dramatização permitiu uma maior aproximação com os conceitos mostrados na cartilha, favorecendo a consolidação da aprendizagem sobre as causas e consequências da eutrofização.

Na atividade de divulgação científica, buscou-se atingir não somente a comunidade escolar, mas também a comunidade local, para a sensibilização e compreensão de alguns dos problemas ambientais da região, como a eutrofização.

A pesquisa confirma, então, a importância do uso de atividades lúdicas, que instiguem os alunos a pesquisarem e relacionarem o que estudam na teoria e sua importância na vida cotidiana, compreendendo melhor o ambiente em que vivem, e sua responsabilidade na transformação desse ambiente.

Diante disso, há o desejo de continuidade dessa pesquisa através da análise de materiais didáticos como guias ilustrados, livros paradidáticos e sequências didáticas específicas sobre os temas aqui tratados, com a finalidade de contribuir com a educação científica na região semiárida nordestina.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F.J.P. Educação Ambiental: conceitos, princípios e tendências. In: ABÍLIO, F.J.P (Org.). *Educação Ambiental para o semiárido*. João Pessoa-PB. Ed.Universitária da UFPB, p 97-136. 2011.

ALVES, M. R. e BRAUKO, V. Educação ambiental – educação não formal no contexto escolar. *Revista Eletrônica de Educação*. V. 03, número 05, p. 1-20. 2009.

ARAÚJO, M.F.F.; DANTAS,C.M.; AMORIM,A.S.; SILVEIRA, M.L.; MEDEIROS, M.L.Q. Concepções prévias de professores do ensino básico de uma região semiárida sobre qualidade de água. *Educação Ambiental em Ação*. No. 38.ano IX. 2011.

BARBOSA, P.M.M.; ALONSO, R.S.; VIANA, F.E.C. Aprendendo ecologia através de cartilhas. *Anais do 7º Encontro da Universidade Federal de Minas Gerais*. p.1-6. 2004.

BARDIN, L. Análise de conteúdo. Lisboa: Edições 70, 2006.

BRASIL. Ministério da Educação. Secretaria de Educação Fundamental. Parâmetros curriculares nacionais: terceiro e quarto ciclos: apresentação dos temas transversais / Secretaria de Educação Fundamental. – Brasília : MEC/SEF, 436 p.1998.

CARVALHO, I.C.M. A invenção do sujeito ecológico: identidades e subjetividade na formação dos educadores ambientais. In: Sato, M. & Carvalho, I. C. M. (Orgs) *Educação Ambiental: pesquisa e desafios*. Porto Alegre, Editora Artmed. p. 51-64. 2005.

CARVALHO, M. T. S.; GONZAGA, A. M. e NORONHA, E. L. Divulgação científica: dimensões e tendências, tendências no ensino de ciências e matemática. *Revista Amazônica de Ensino de Ciências*. v. 4, n. 7, p.99-111, 4 ago-dez / 2011.

COSTA I. A. S., CHELLAPPA, N. T.; ARAÚJO, M. F. F. Estudo do Fitoplâncton da Barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu-RN. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 10, n.1, p.67-80. 1998.

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

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; PANOSSO, R.F.; ATTAYDE, J.L.; COSTA, I.S.; ARAUJO, M.; SANTOS, C.M. & MELO, J.L.S. Águas Potigüares: Oásis Ameaçados. *Ciência Hoje*, 231: 1-5. 2006.

ESKINAZI-SANT'ANNA E. M.; M. F. F. ARAÚJO; COSTA, I. A. S.; R. F. PANOSSO; e BARBOSA P.M. Eutrofização – Nossas águas cada dia mais verdes/ Coordenadora, Eneida M. Eskinazi Sant'Anna; ilustrador Acir Galvão. Natal, 2009.

FREIRE, M. L. S.; SILVA, E. S.; MACHADO, I. C. e BARBOSA, P. M. M. Aprendendo ecologia através de modelos, simulações e cartilhas. *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*, São Lourenço – MG, 2009.

MAZZARINO, J.; POLIS, E.; FARIAS, A. M. B. Comunicação para Educação Ambiental e metodologia participativa: percursos exploratórios. *Caderno pedagógico*, Lajeado, v. 7, n. 1, p. 9-20. 2010.

MATEUS, M. B.; PINTO, L.C. L. e SOUSA, H. C. Educação ambiental nas salas de aula: uma maneira diferente de introduzir a temática ambiental. *Educação Ambiental em Ação*. n.37. ano IX, ago-2011.

PETROVICH, A. C. I e ARAÚJO, M. F. F. Percepção de Professores e Alunos sobre os usos e a qualidade da água em uma Região Semi-Árida brasileira. *Educação Ambiental em Ação*. n. 29. ano VIII, set-nov-2009.

PEREIRA, M.L. Educação ambiental lúdica. In: ABÍLIO, F.J.P (Org.). *Educação Ambiental para o semiárido*. João Pessoa-PB. Ed. Universitária da UFPB, p 419-458. 2011.

REIS, S. M. e SANTOS, A. G. D. Construção de um material didático sobre educação ambiental para dar subsídio na gestão de recursos hídricos em uma empresa da área alimentícia. *Educação Ambiental em Ação*. n.39. ano X, mar-2012.

SOUZA, A. K. P. e GUERRA, R. A. T. Escola e comunidade: uma relação construtiva? Trabalho completo publicado em CR-Rom, Anais do 2º Encontro Temático Educação Ambiental e Meio Ambiente na UFPB, João Pessoa, 9-12 de junho de 2003

SODRÉ-NETO, L e ARAÚJO, M. F. F. Qualidade de água como tema para a socialização do conhecimento científico em região semi-árida brasileira. *Educação Ambiental em Ação*. n. 26. ano VII, jan-2009.

VALÉRIO, M. e BAZZO, W.A. O papel da divulgação científica em nossa sociedade de risco: em prol de uma nova ordem de relações entre ciência, tecnologia e sociedade. *Revista de Ensino em engenharia*, v. 25, n. 1, p. 31-39, 2008.

VIEIRA, PCS., SILVA, APC. e COSTA, IAS. Variações na distribuição do fitoplâncton e em variáveis limnológicas na Barragem Armando Ribeiro Gonçalves/RN. In: Eliza Freire, Gesinaldo Cândido e Pedro Vieira (Org.). *Múltiplos olhares sobre o semiárido brasileiro: perspectivas interdisciplinares*. Natal, RN: EDUFRN, p115-146. 2011.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do estudo mostram que a combinação de alta biomassa de cianobactérias e a presença de toxina na água do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves em todas as amostras indica o potencial risco de toxicidade para a população desta região. A presença de microcistina e saxitoxinas confirma a necessidade do monitoramento da qualidade da água e tomada de medidas para minimizar a eutrofização em reservatórios de abastecimento de água do semiárido potiguar e demonstra o desafio para gestores de recursos hídricos e autoridades de saúde para garantir qualidade de água e, conseqüentemente, minimizar riscos a saúde humana.

A abordagem dos grupos funcionais mostrou-se sensível e adequada às mudanças ambientais e hidrodinâmicas do reservatório estudado, mostrando ser uma ferramenta apropriada para monitoramento e avaliação da qualidade de água de reservatórios tropicais semi-árido. Os resultados do estudo mostram que as variações verticais foram menos pronunciadas do que as variações sazonais das populações de cianobactérias e da comunidade fitoplanctônica no geral no reservatório Armando Ribeiro, que é um ambiente eutrófico tropical com altas temperaturas ao longo da coluna de água. As espécies foram abundantes nos estratos tanto fótico como afótico que apresentaram variação de temperatura e oxigênio.

A cartilha foi considerada eficiente no sentido de sensibilizar os participantes, caracterizando uma prática dinâmica e diferenciada de aprendizagem, por oportunizar aos alunos repensarem as atitudes de respeito e cuidado com o meio ambiente, contando ainda com a oportunidade de aprender os conteúdos disciplinares a partir de sua realidade e vivência ambiental. Dessa forma, o momento propiciado aos alunos possibilitou a discussão das questões ambientais, além da construção de novos conceitos e idéias contextualizadas que muitas vezes não são trabalhadas em sala de aula.

Tendo em vista que as águas da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves são utilizadas pela população para recreação, pesca e consumo doméstico, o comprometimento desse ambiente deve ser constantemente monitorado prevenindo possíveis prejuízos econômicos e sócio-culturais na região. Com os dados obtidos detectou-se a necessidade do estabelecimento de políticas e ações de saúde pública, com o intuito de alertar e prevenir doenças de veiculação hídrica. Nesse contexto, este trabalho tem um sentido de continuidade e permanência de ações junto às populações dos ambientes estudados na busca do fortalecimento da democracia e da formação de uma cidadania ambiental.

ANEXOS



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS**

Caros alunos

Vimos, respeitosamente, solicitar a sua participação na pesquisa que estamos realizando intitulada: “**Comunidade Fitoplânctonica como discriminador ambiental e divulgação científica para reflexão social em açude eutrófico tropical semiárido (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, RN)**”, vinculada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – UFRN, por meio da orientação da Professora Ivaneide Alves Soares da Costa (mat. 2218942). O estudo tem como objetivo principal a investigação do conhecimento sobre o fitoplâncton de ambientes aquáticos, divulgação científica e percepção da qualidade da água no semiárido do Rio Grande do Norte. Gostaríamos de pedir a sua colaboração ao preencher o presente questionário, que será utilizado somente para fins acadêmicos. Sua identificação é necessária apenas para o termo de consentimento abaixo; seu nome não será usado em momento algum durante o desenvolvimento do projeto.

Gratos pela sua participação,

Priscila Cynara Soares Vieira (pcynara@yahoo.com.br)

Responsável pela pesquisa: Aluna da Pós-Graduação do Programa Regional de Desenvolvimento e Meio Ambiente - UFRN

Profª Drª Ivaneide Alves Soares da Costa
Orientadora da pesquisa-CB/UFRN

Eu, _____

dou consentimento à utilização dos dados aqui informados estritamente para fins de pesquisa acadêmica.

DADOS PESSOAIS:

IDADE: _____

SEXO: () FEMININO () MASCULINO

HÁ QUANTO TEMPO MORA NESTA CIDADE: _____

PROFISSÃO: Professor () estudante () do lar () outros ()

Se sua resposta for outros, qual: _____

SÉRIE OU CURSO: _____

PERÍODO QUE ESTÁ CURSANDO: _____

QUESTIONÁRIO

1- Já ouviu falar em eutrofização?

() sim () não () não sei

2 - O que significa a palavra eutrofização?

3- O que causa a eutrofização no açude ?

4 - Já ouviu falar em cianobactérias?

() sim () não () não sei

5 - Existe alguma relação entre eutrofização e cianobactérias ?

() sim () não () não sei

Se sua resposta for sim, qual? Explique

6 - O que provoca o crescimento excessivo de cianobactérias na água do açude?

7 - O que deixa a água da barragem esverdeada?

() corantes () microorganismos () não sei
() outros. Qual? _____

8 - Quando a água do açude está esverdeada, podemos consumi-la?

() sim () não () não sei

9 - O que pode acontecer com a sua saúde caso consuma água contaminada com cianobactérias ?

() nada () doenças () não sei () outros

Se sim, quais as doenças? Exemplifique:

Se outros, qual? Exemplifique:

10 -Quais organismos a seguir você acha que vivem na água da barragem ?

pode marcar mais de uma alternativa

- () fitoplâncton () cianobactérias () bactérias () algas
 () todos esses () nenhum desses () não sei () Outros.

Qual ? _____

11 - Em caso de achar que existem cianobactérias no açude, isso quer dizer que a água é de:

- () boa qualidade () depende da cianobactéria
 () má qualidade () depende se tiver grande quantidade

12 - Acha que as cianobactérias podem fazer mal a saúde?

- () sim () não () depende da cianobactéria () não sei

13 -Podemos ver as cianobactérias a olho nu?

- () sim () não () não sei

14 - Já ouviu falar em microcistinas?

- () sim () não () não sei

Se sua resposta for sim, explique o que é:

15 - Já ouviu falar em saxitoxinas ?

- () sim () não () não sei

Se sua resposta for sim, explique o que é:

16 - Microcistinas e saxitoxinas pode afetar a sua saúde ?

- () sim () não () não sei

Se sua resposta for sim, explique de que maneira:

17 -Você já observou mortandade de peixes quando a água estava muito verde ?

- () sim () não () nunca

18 -Você já observou morte de outros animais como vacas, gatos, cachorros, porcos, galinhas e outros ?

- () sim () não () nunca

19 -Quando a água está muito verde apresenta mudança de cheiro ?

- () sim () não () não sei

20 -Você já observou alguma associação entre mudança de cor da água (principalmente quando está verde e com cheiro forte de capim ou terra) e sintomas como diarreia e irritação na pele das pessoas ?

- () sim () não () nunca () outros.Qual ? _____

21-Por que você acha que a água da barragem fica muito verde de vez em quando ?

- porque é um processo natural da água
- porque é decorrente da poluição
- porque isso melhora a qualidade da água
- porque isso é bom para reprodução dos peixes

22-O que você poderia fazer, enquanto cidadão, para melhorar a cor e o cheiro da água da Armando Ribeiro ?

23-Na sua opinião, quem contamina a água da Armando Ribeiro desde Jucurutu até Itajá ?

24-Quais fontes alternativas de água poderíamos recorrer caso a água da Armando Ribeiro ficasse poluída, ou seja imprópria para consumo ?
