



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

**O EFEITO DO REGIME HIDROLÓGICO DO SEMIÁRIDO NA COMPOSIÇÃO DE  
ESPÉCIES DURANTE DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO  
TROPICAL**

LUCIANA DE CASTRO MEDEIROS

**Natal - RN**

**2013**

LUCIANA DE CASTRO MEDEIROS

**O EFEITO DO REGIME HIDROLÓGICO DO SEMIÁRIDO NA COMPOSIÇÃO DE  
ESPÉCIES DURANTE DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO  
TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *stricto sensu* em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

**Orientadora:** Prof. Dra. Vanessa Becker

**Co-orientador:** Prof. Dr. Arthur Mattos

**Natal – RN  
2013**

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

Medeiros, Luciana De Castro.  
xxxxxxxxxxxxx / Luciana De Castro Medeiros. - Natal, 2013.  
33f: il.  
I. Título

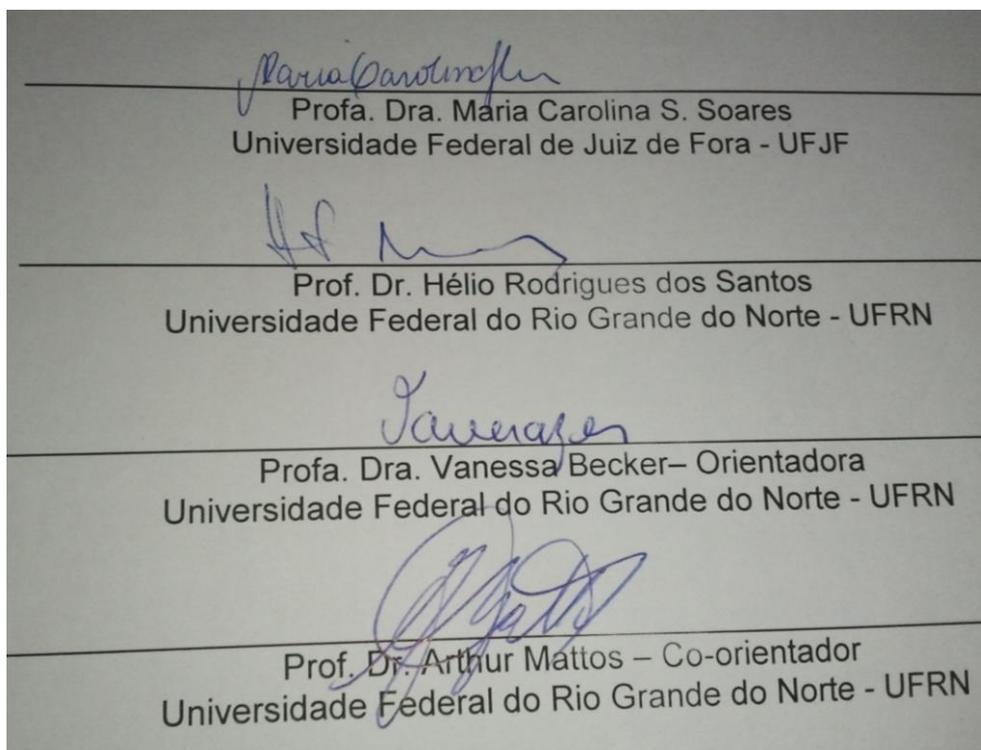
RN/UF/BCZM CDU xxxxxxxx

LUCIANA DE CASTRO MEDEIROS

**O EFEITO DO REGIME HIDROLÓGICO DO SEMIÁRIDO NA COMPOSIÇÃO DE  
ESPÉCIES DURANTE DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO  
TROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *stricto sensu* em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

**BANCA EXAMINADORA**



Natal, 17 de abril de 2013

*Ao amor incondicional dos meus pais, Itan e Clébia, que me ensinaram a batalhar pelos objetivos e sempre superar as adversidades com honestidade e estudos.*

## Agradecimentos

Agradeço a Deus em primeiro lugar, pela saúde, coragem e sabedoria durante toda a trajetória até aqui, e pelas oportunidades e pessoas que me fizeram crescer.

A FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos) e CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo financiamento da pesquisa através do projeto MEVEMUC (Monitoramento da Evaporação e Mudanças Climáticas no Rio Grande do Norte).

A minha orientadora, Professora Dra. Vanessa Becker, não apenas pela orientação neste trabalho, mas também pela oportunidade, pela confiança depositada em meu trabalho, pela amizade, pelas palavras de força e motivação, principalmente nos momentos que eu mais precisei. Meu agradecimento mais que especial pelo aprendizado, que levarei para o resto da minha vida. Agradeço também ao co-orientador Professor Dr. Arthur Mattos.

Aos professores, Dr. Ronaldo Angelini e Dr. Hélio Rodrigues dos Santos, pelas valiosas contribuições na minha qualificação de mestrado.

Ao LARHISA/UFRN – Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e a Universidade Federal do Rio Grande do Norte, pelo espaço concedido e essencial para realização desta pesquisa.

Ao LAMAQ/UFRN pela disponibilização de espaço para realização de parte da pesquisa.

A Maria Marcolina Lima Cardoso que teve papel fundamental nas análises estatísticas.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária da UFRN, que colaboraram para minha formação.

A secretária do PPgES, Leonor Barbosa e suas auxiliares Lucimara e Carina, a secretária do LARHISA, Dacifran e aos técnicos de laboratório Nilton, Aline e Sandro por todo suporte durante todo período de mestrado.

Aos meus colegas da turma de mestrado de 2011, a Liliane e a todas as amigas que fiz durante o curso. Jamais esquecerei pessoas tão especiais.

Aos meus companheiros do projeto MEVEMUC, Anderson, Iagê, Beto, Neuciano, Larissa, Eduardo, Jurandir, Laíssa, Maricota, Kátia, Érika, Thársia e Ângela pela ajuda nas coletas, na organização dos dados e nas análises de laboratório. E ao motorista Sr. Assis (coleguinha), sempre presente nas coletas com bom humor e companheirismo nas longas jornadas de trabalho de campo.

Aos meus pais, Itan e Clébia, ao meu irmão Alexandre e a minha princesinha (que ainda vai nascer em muito breve) Ana Beatriz, que são a razão da minha vida e das minhas batalhas diárias. Sem o apoio da família não estaria finalizando esta etapa.

*A todos que contribuíram de alguma forma para esta conquista, meus sinceros agradecimentos.*

**SUMÁRIO**

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>viii</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>lx</b>
<b>APRESENTAÇÃO.....</b>	<b>x</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>xi</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>xii</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>4</b>
2.1. <i>Área de Estudo.....</i>	<b>4</b>
2.2. <i>Amostragem.....</i>	<b>5</b>
2.3. <i>Análise das Amostras.....</i>	<b>6</b>
2.4. <i>Análise dos Dados.....</i>	<b>7</b>
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>9</b>
3.1. <i>Cenário Meteorológico e Limnológico.....</i>	<b>9</b>
3.2. <i>Dinâmica Fitoplantônica.....</i>	<b>17</b>
<b>4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>22</b>
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>28</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>29</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Mapa da localização geográfica do Reservatório Cruzeta, na região semiárida do Rio Grande do Norte, Brasil (Fonte: Costa et. al., 2009).....	4
<b>Figura 2:</b> Localização geográfica do reservatório Cruzeta mostrando os pontos amostrais.....	5
<b>Figura 3:</b> Precipitações mensais acumuladas no período de julho/2010 a junho/2012 e precipitações médias mensais no período compreendido entre 1921 e 2009 para a região. (Fonte: EMPARN).....	9
<b>Figura 4:</b> Balanço hídrico do reservatório Cruzeta durante o período de julho de 2010 a junho de 2012, destacando a variação do volume armazenado.....	10
<b>Figura 5:</b> Perfil vertical do reservatório Cruzeta no ponto 1 (próximo a barragem): Temperatura (°C), no período de julho de 2010 a junho de 2012.....	12
<b>Figura 6:</b> Variação temporal da profundidade máxima (Zmax), zona eufótica (Zeu) e a razão Zeu/Max, do reservatório Cruzeta, durante o período de junho de 2010 a junho de 2012. A) ponto mais profundo do reservatório (P1); B) Ponto próximo ao afluente principal (P2).....	13
<b>Figura 7:</b> Variação temporal e espacial das concentrações de fósforo solúvel reativo (FSR) e fósforo total (PT) durante os períodos: (I) seca 2010; (II) chuva 2011; (III) seca 2011; (IV) chuva 2012; e (V) seca 2012.....	14
<b>Figura 8:</b> Fluxograma da árvore de regressão das variáveis ambientais que determinaram a diferença entre os períodos. Em cada “nó” são apresentados a variável ambiental determinante e o seu valor limiar. A altura do ramo é proporcional à variância explicado por essa divisão. Ao final de cada ramo um histograma com barras é apresentando mostrando o número de casos em que os valores foram encontrados.....	15
<b>Figura 9:</b> Análise de Componentes Principais (ACP) de variáveis limnológicas e meteorológica no reservatório Cruzeta, durante o período compreendido entre julho de 2010 a junho de 2012. Variáveis: T = temperatura da água; Cond = condutividade elétrica da água; OD= oxigênio dissolvido; SF = sólidos suspensos fixos; SV = sólidos suspensos voláteis; PT = fósforo total; FSR = fósforo solúvel reativo; Zeu = Zona eufótica; Vol = Volume; Bio = biomassa fitoplantônica; Zeu/Zmax = razão zona eufótica e profundidade máxima.....	17
<b>Figura 10:</b> Biomassa relativa das espécies descritoras do fitoplâncton no reservatório Cruzeta, durante os meses de julho de 2010 a junho de 2012: A) P1 – ponto mais próximo a barragem; B) P2 – ponto próximo ao tributário.....	19
<b>Figura 11:</b> Variação temporal do volume acumulado e da biomassa de fitoplâncton no reservatório Cruzeta: (A) P1; (B) P2, durante o período compreendido entre junho de 2010 a junho de 2012.....	20
<b>Figura 12:</b> Diversidade de Shannon-Weaner do fitoplâncton no reservatório Cruzeta durante os períodos estudados.....	21
<b>Figura 13:</b> Diagrama da ordenação de RDA do reservatório Cruzeta, incluindo variáveis abióticas, espécies descritoras e períodos. Vol = volume; SF = sólidos suspensos fixos; SV = sólidos suspensos voláteis; FSR = fósforo solúvel reativo; Cond = condutividade elétrica; Zeu = zona eufótica; Zeu/Zmax = razão zona eufótica e profundidade máxima; Bio = biomassa fitoplantônica.....	22

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Estatísticas descritivas (mínima, máxima e média) das variáveis limnológicas monitoradas no reservatório Cruzeta no ponto amostral mais próximo da barragem (P1) e no mais próximo do rio tributário (P2), durante os períodos de seca nos anos de 2010, 2011 e 2012 e de chuva nos anos 2011 e 2012.....	11
--	----

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi realizado na Universidade Federal do Rio Grande do Norte, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, sob a orientação da prof. Dra. Vanessa Becker e co-orientação do prof. Dr. Arthur Mattos.

A pesquisa foi parte integrante do projeto “Monitoramento da Evaporação e Mudanças Climáticas no Rio Grande do Norte”, financiado pela FINEP/CNPq (processo nº 52009).

O efeito do regime hidrológico peculiar do semiárido na composição de espécies durante dominância de cianobactérias em manancial de abastecimento é o tema do presente trabalho. A dissertação possui o formato de um artigo científico, contendo resumo, *abstract*, introdução, material e métodos, resultados, discussão, conclusões e referências bibliográficas. Futuramente o artigo será submetido ao periódico *Limnologica*, classificado como A1 do Qualis/CAPES da área de Engenharias I.

# O EFEITO DO REGIME HIDROLÓGICO DO SEMIÁRIDO NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DURANTE DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL

## RESUMO

As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas estão disseminadas em corpos aquáticos por todo o globo, resultando na perda da qualidade da água e efeitos negativos para a saúde humana. Em regiões áridas e semiáridas, o regime hidrológico, caracterizado por um ciclo anual de seca e chuva, altera o volume e o tempo de retenção dos reservatórios. Tais alterações afetam as características limnológicas e, conseqüentemente, ocasiona mudanças na composição e biomassa da comunidade de cianobactérias. O reservatório Cruzeta ( $Z_{max} = 8,7$  m) é um manancial de abastecimento eutrófico, localizado no semiárido tropical (Nordeste, Brasil). Levantou-se a hipótese de que o regime hidrológico do semiárido tropical é um fator determinante na disponibilidade de recursos em mananciais eutrofizados, o que influencia na composição e dominância de espécies de cianobactérias. O objetivo deste trabalho foi analisar as mudanças na biomassa e na composição de espécies de cianobactérias durante dois ciclos hidrológicos anuais e avaliar fatores direcionadores. O estudo foi dividido em 5 períodos distintos (seca 2010, chuva 2011, seca 2011, chuva 2012, seca 2012). O grupo dominante encontrado em todos os períodos foi de Cianobactérias (99% da biomassa total), o que contribuiu para a baixa diversidade. A espécie filamentosa *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente em ambos os pontos em quase todo o estudo. As espécies coloniais *Microcystis panniformis* e *Sphaerocavum brasiliensis* dominaram somente nos períodos com menores volumes de água. As diatomáceas contribuíram mais com a biomassa durante o período de seca severa. O ponto próximo a barragem (P1) apresentou biomassa fitoplantônica maior que o ponto próximo ao tributário (P2). A dominância das espécies coloniais de cianobactérias se estendeu até o extravazamento do reservatório no P1. No P2, esta dominância ocorreu até as primeiras chuvas. A análise de redundância indicou que variáveis físicas, tais como disponibilidade de luz e o volume de água, foram os principais fatores de condução da sucessão sazonal do fitoplâncton. A composição do fitoplâncton no manancial foi alternada por espécies de cianobactérias filamentosas nas condições de pouca estabilidade da coluna d'água, como a *Cylindrospermopsis raciborskii*, e por espécies coloniais nas condições de elevada estabilidade da coluna d'água, como *Microcystis panniformis* e *Sphaerocavum brasiliensis*. Os eventos extremos de chuvas torrenciais e secas severas, regidos pelo regime hidrológico da região do semiárido determinaram a disponibilidade de recursos no manancial, direcionando a dinâmica temporal e espacial do fitoplâncton no reservatório Cruzeta.

**Palavras-chave:** florações de cianobactérias, dinâmica temporal fitoplantônica, *Sphaerocavum*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*

# THE EFFECT OF HYDROLOGICAL REGIME SEMI-ARID ON THE SPECIES COMPOSITION DURING CYANOBACTERIA DOMINANCE IN TROPICAL RESERVOIRS

## ABSTRACT

The potentially toxic cyanobacterial blooms in water bodies are spread across the globe, resulting in the loss of water quality and adverse effects on human health. In arid and semiarid regions, the hydrologic regime characterized by an annual cycle of drought and rain, change the volume and the retention time of the reservoir. Such changes affect the limnological characteristics and causing changes in composition and biomass community of cyanobacteria. The reservoir Cruzeta ( $Z_{max} = 8.7$  m) is a eutrophic water supply source located in the semiarid tropical (Northeast Brazil). Raised the hypothesis that the hydrological regime of semi-arid tropical is a determining factor in the availability of resources in eutrophic water sources, which influences the composition of dominant species of cyanobacteria. The aim of this study was to analyze the changes in biomass and species composition of cyanobacteria for two annual hydrological cycles and evaluate factors drivers. The study was divided into five distinct periods (dry 2010, rain 2011, dry 2011, rain 2012, dry 2012). The dominant group found in all periods was Cyanobacteria (99% of total biomass), which contributed to the low diversity. The filamentous species *Cylindrospermopsis raciborskii* was present at both points in almost every study. The colonial species *Microcystis panniformis* and *Sphaerocavum brasiliensis* dominated only in periods with lower volumes of water. The diatoms contribute more to the biomass during the period of severe drought. The point near the dam (P1) had phytoplankton biomass larger than the point near the tributary (P2). The dominant species of colonial cyanobacteria lasted until the overflow in P1, and P2 this dominance was until the first rains. The redundancy analysis indicated that physical factors such as light availability and water level were the main factors driving the seasonal succession of phytoplankton. The composition of phytoplankton in spring was alternated by species of filamentous cyanobacteria in conditions of poor stability of the water column, such as *Cylindrospermopsis raciborskii*, and colonial species under conditions of high stability of the water column, such as *Microcystis panniformis* and *Sphaerocavum brasiliensis*. The extremes of torrential rains and severe droughts, governed by the hydrological regime of the semi-arid region led to the availability of resources in the watershed, directing the spatial and temporal dynamics of phytoplankton in the reservoir Cruzeta.

**Keywords:** cyanobacteria blooms, phytoplankton temporal dynamics, *Sphaerocavum*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*

## 1. INTRODUÇÃO

O processo de eutrofização cultural ou artificial, resultado da entrada excessiva de nutrientes como nitrogênio e o fósforo, tem sido considerado o maior e mais difundido problema de qualidade da água no mundo, principalmente em bacias hidrográficas urbanizadas (Paerl, 2009; Schindler, 2012).

Com a aceleração do processo de eutrofização, mudanças significativas ocorrem no ciclo de nutrientes, refletindo diretamente na qualidade da água dos ecossistemas aquáticos. Com o aumento da disponibilidade de nutrientes ocorre um crescimento excessivo do fitoplâncton, e, como consequência do processo de decomposição da matéria orgânica, a depleção do oxigênio dissolvido, podendo ocasionar na morte das comunidades aquáticas aeróbias, na perda da qualidade cênica do ambiente e na proliferação de cianobactérias (Carpenter et. al., 1998).

Em estados avançados de eutrofização pode ocorrer a proliferação de cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas. Muitos gêneros desses microrganismos, quando submetidos a determinadas condições ambientais, podem produzir toxinas que têm efeitos diretos sobre a saúde humana e provocam aumento nos custos para o tratamento da água (Carmichael et. al., 2001).

As florações tóxicas de cianobactérias estão disseminadas em corpos aquáticos por todo o mundo, sendo consideradas como um dos maiores problemas em ecossistemas de água doce, pois estão associadas a alterações nos aspectos organolépticos da água, como má aparência e odor desagradável, causando também danos ecológicos, tais como alterações nas cadeias alimentares, com potenciais efeitos na ciclagem de nutrientes e na biodiversidade, além de danos à saúde humana (Fernandes et. al., 2009; Soares et. al., 2009; Paerl et. al., 2011).

Esta expansão global das florações de cianobactérias está associada, principalmente, à disponibilidade de nutrientes nos mananciais (eutrofização), ao aumento da temperatura das superfícies da água como efeito das mudanças no clima mundial (Smith, 1986; O'Neil et. al., 2012), às condições de estabilidade da coluna d'água (Reynolds, 1987) e ao alto tempo de residência dos reservatórios (Fernandes et. al., 2009).

A distribuição e ocorrência das florações de cianobactérias são reguladas por fatores ambientais e bióticos, de forma que a proliferação de diferentes populações

dessas microalgas é favorecida pela versatilidade metabólica e pelas adaptações estruturais e enzimáticas que essas populações possuem a fim de sobreviver em condições adversas e limitantes (Fernandes et. al., 2009).

Desta forma, a dominância de alguns gêneros de cianobactérias no fitoplâncton está relacionada com a capacidade destes organismos regular sua posição na coluna d'água (Reynolds, 1987), tolerar a reduzida luminosidade subaquática (Smith, 1986) e pH alcalino (Shapiro, 1990), estocar fósforo (Blomqvist et. al., 1994), apresentar capacidade de fixar nitrogênio atmosférico (Padisák, 1997) e resistir à herbivoria, devido a sua produção de toxinas (Gliwicz, 1990; Bouvy et. al., 1999).

No Brasil, muitos reservatórios possuem usos múltiplos e, desta forma, o processo de eutrofização é acelerado, degradando a qualidade das águas pela elevada entrada de nutrientes e, conseqüentemente, pela formação de florações de cianobactérias (Huszar et. al., 2000; Bouvy et. al., 2000; Becker et. al., 2009; Soares et. al., 2009).

O registro de florações vem aumentando em intensidade e frequência no Brasil (Azevedo, 1998), com dominância de cianobactérias durante grande parte do ano, sobretudo em reservatórios (Huszar & Silva, 1999; Bicudo et. al., 1999; Beyruth, 2000; Calijuri et. al., 2002; Bouvy et. al., 2003; Crossetti & Bicudo, 2008; Soares et. al., 2009; 2012).

Na região nordeste do Brasil, estudos reportam a dominância de cianobactérias em vários mananciais de abastecimento, ocorrendo em condições de estratificação, altas temperaturas e nutrientes (Huszar et. al., 2000; Bouvy et. al., 2000; Diniz, 2005). No estado do Rio Grande do Norte, estudos em ecossistemas aquáticos eutróficos foram reportados nas últimas décadas, apontando a dominância de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas (Chellappa, 1990; Chellappa et. al., 1996; Costa et. al., 1998; Chellappa & Costa, 2003; Costa et. al., 2006; Chellappa et. al., 2008; Costa et. al., 2009; Brasil, 2011). Costa et. al. (2006) registraram a ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em um importante reservatório que abastece diversos municípios da região semiárida: a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves. Esse estudo revelou altas concentrações de saxitoxinas e microcistinas durante as florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* spp., indicando a predominância de

espécies potencialmente produtoras de toxinas no reservatório. Em outros reservatórios do semiárido utilizados também para abastecimento, como no caso do Marechal Dutra (“Gargalheiras”) e Cruzeta, já foram evidenciadas florações tóxicas de *C. raciborskii* e *M. aeruginosa*, devido à eutrofização destes corpos d’ água em períodos de seca extrema (Chellappa et. al., 2008; 2009; Chellappa & Costa, 2003).

Os fatores climáticos e hidrológicos desempenham papéis importantes nas alterações na entrada, saída, nível de água e tempo de retenção dos reservatórios, afetando diretamente as características limnológicas (Naselli-Flores & Barone, 2005; Soares et. al., 2012). Neste sentido, flutuações sazonais no nível d’ água dos reservatórios estão associadas a mudanças nas características físicas, químicas e biológicas desses sistemas, podendo resultar em uma diminuição na qualidade da água em ecossistemas aquáticos durante períodos caracterizados por baixa precipitação e redução dos volumes armazenados (Arfi, 2003; Nõgoes et. al., 2003). Essas condições, aliadas à alta irradiação, às elevadas temperaturas e ao estado eutrófico, favorecem o intenso crescimento de cianobactérias durante todo o ano em mananciais para abastecimento humano (Romo et. al., 2012).

O semiárido nordestino é uma região caracterizada por condições climáticas e hidrológicas peculiares, apresentando longos períodos de estiagem, poucas e curtas chuvas, velocidade do vento relativamente baixa a moderada, elevada evaporação e conseqüentemente, tempo de residência hídrico longo (Chellappa et. al., 2009). Além disso, nos períodos de secas prolongadas, típico na região, há significantes perdas de água por evaporação nos reservatórios, quando a qualidade e a disponibilidade de água pode tornar-se um fator crítico para o desenvolvimento econômico da região (Freire et. al., 2009). As características climáticas da região, que se manifestam em ciclos anuais de seca e chuva, têm como consequência grandes oscilações no volume de água acumulado nesses reservatórios, provocando modificações da estabilidade da coluna d’ água e mudanças na composição e biomassa da comunidade de cianobactérias (Dantas et. al., 2011).

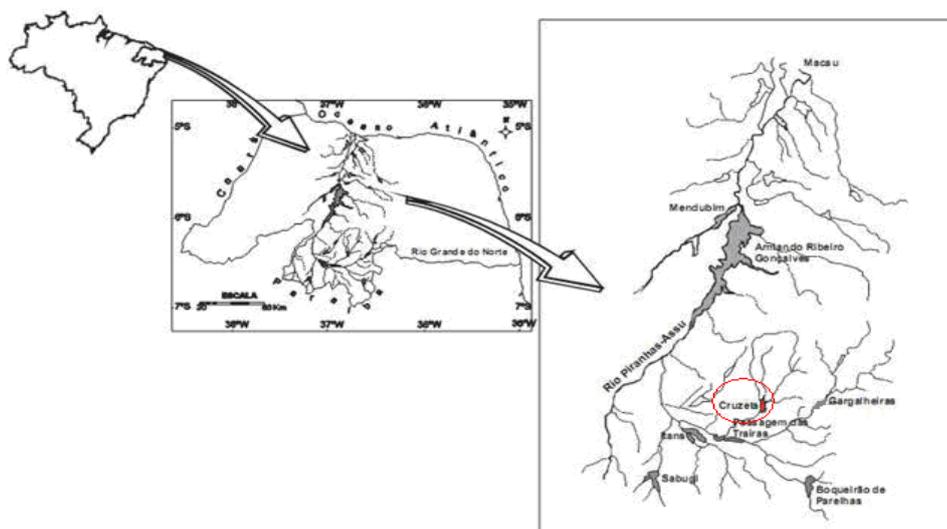
Alguns gêneros de cianobactérias são potencialmente produtores de cianotoxinas. As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas é um sério problema de saúde pública, principalmente em áreas com escassez de água, como é o caso da região semiárida brasileira (Oliveira, 2012).

Baseado na literatura, nas condições eutróficas já reportadas anteriormente sobre o reservatório Cruzeta, além do ciclo hidrológico da região do semiárido, foi levantada a hipótese de que o regime hidrológico do semiárido tropical é um fator determinante na disponibilidade de recursos em mananciais eutrofizados, o que influencia na composição e dominância de espécies de cianobactérias. Assim, o objetivo do trabalho foi avaliar os fatores direcionadores do fitoplâncton (regime de mistura e disponibilidade de recursos) em um reservatório tropical do semiárido com dominância de cianobactérias, analisando as mudanças de biomassa e composição de espécies durante ciclos hidrológicos anuais.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de Estudo

O reservatório público do município de Cruzeta ( $06^{\circ}24'42''\text{S}$ ;  $36^{\circ}47'23''\text{W}$ ) está situado na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Assu, na região semiárida do Rio Grande do Norte, no nordeste brasileiro (Figura 1). O clima é quente, com uma média pluviométrica de 550 mm/ano, caracterizado por um período chuvoso compreendido entre os meses de fevereiro a junho, e os demais meses marcados por grande escassez de chuvas. A insolação média da região é de 3000 horas de luz solar por ano, aliada a temperaturas médias sempre superiores a  $22^{\circ}\text{C}$ , umidade relativa média anual na casa dos 64% e evaporação potencial em torno dos 2000 mm/ano (IDEMA, 2012).



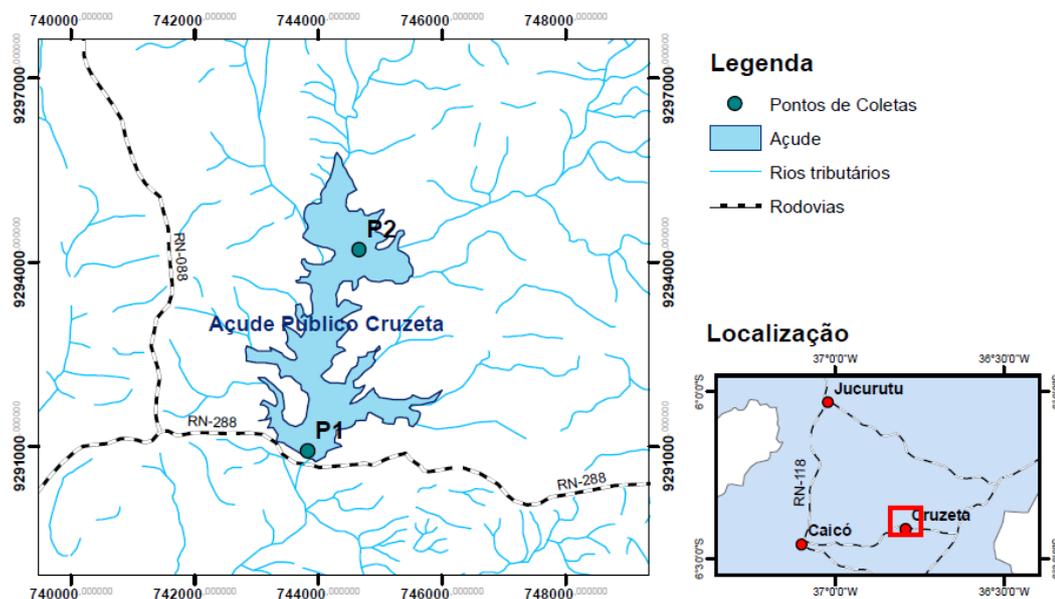
**Figura 1:** Mapa da localização geográfica do Reservatório Cruzeta, na região semiárida do Rio Grande do Norte, Brasil (Fonte: Costa et. al., 2009).

O reservatório Cruzeta foi construído no ano de 1929, a partir do barramento do Rio São José. Atualmente possui uma capacidade máxima de acumulação em torno de 23.545.745 m<sup>3</sup>, área superficial de 6,16 km<sup>2</sup> (SEMARH, 2012), profundidade máxima de 8,7 m e profundidade média de 4,75m. O tempo de retenção médio do açude é de 119,88 dias, em um ciclo hidrológico regular (Bezerra, 2011).

Este reservatório tropical possui potencial disponibilidade de acumulação hídrica, sendo utilizado para o abastecimento da cidade de Cruzeta, além das demandas de irrigação do perímetro irrigado (localizado a jusante do reservatório), pesca, recreação e dessedentação de animais, e para atender as captações difusas para irrigação de pequenas áreas de culturas de vazantes.

## 2.2. Amostragem

As amostras foram coletadas mensalmente, no período de julho de 2010 a junho de 2012, em duas estações amostrais da região pelágica do manancial, ao longo do eixo longitudinal do reservatório: o ponto 1 (P1 – 06°24"37" S e 36°47"44" W), situado na zona lântica do manancial, no caso, a mais profunda (Zmax = 8,7m), coincide com a captação de água para consumo humano; e o ponto 2 (P2 – 06°22"50" S e 36°47"18" W) (Zmax = 4,4m), localiza-se próximo à desembocadura do principal tributário, o Rio São José, caracterizado pela influência lótica do rio (Figura 2).



**Figura 2:** Localização geográfica do reservatório Cruzeta mostrando os pontos amostrais.

Os perfis verticais de temperatura (a intervalos de 1 metro, da superfície ao fundo do reservatório), os parâmetros de pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram medidos *in situ* através da sonda multiparamétrica (Hydrolab DS5). A transparência da água foi medida com o auxílio do disco de Secchi.

No ponto mais profundo (P1) foram coletadas amostras para análise de nutrientes, sólidos fixos e voláteis e fitoplâncton no epilímnio (amostras integradas nas profundidades de sub-superfície, 2 m e 4 m).

No P2, as amostras de água foram coletadas em três profundidades ao longo de toda coluna d'água com auxílio de uma garrafa de Van Dorn: sub-superfície, 2 m e fundo (1 metro acima da profundidade máxima do ponto), sendo integradas para a retirada de subamostras para uma maior representatividade dos dados.

Em ambos os pontos de amostragem, as subamostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno, previamente lavadas com HCl 10% e água deionizada, e acondicionadas em caixas térmicas com gelo durante o transporte para o laboratório. As amostras de fitoplâncton foram fixadas com lugol para posterior identificação e contagem.

### 2.3. *Análise das Amostras*

As amostras foram coletadas para análises de sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, nutrientes (fósforo total, nitrogênio total e fósforo solúvel reativo) e fitoplâncton.

Para as análises de fósforo solúvel reativo foram filtradas inicialmente 250 ml das amostras em filtros de fibra de vidro 0.45  $\mu\text{m}$ .

Em laboratório, foram analisadas através das técnicas de espectrometria UV, as concentrações de fósforo total e nitrogênio total (Valderrama, 1981) e fósforo solúvel reativo (Murphy & Rilley, 1962). Para as análises de sólidos fixos e voláteis, utilizou a técnica de secagem a 103 - 105°C (APHA, 1998).

A identificação e contagem do fitoplâncton foram realizadas através de microscópio óptico e microscópio invertido (400x), sempre que possível, em nível de espécie, através da análise de características morfológicas e morfométricas.

Os indivíduos (células, colônias, cenóbios, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger, 1964), utilizando a técnica de sedimentação (Utermöhl, 1958), e foram contados, pelo menos, de 100 espécimes da espécie mais

frequente ( $P < 0,05$ , Lund et. al., 1958). O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos.

#### 2.4. *Análise de Dados*

Dados de precipitações mensais e da média histórica foram fornecidos pela Empresa de Pesquisa Agropecuária do estado do Rio Grande do Norte (EMPARN). Os meses do estudo considerados chuvosos foram aqueles que apresentaram precipitações iguais ou acima da média histórica da precipitação para a região. Assim como os meses considerados secos foram aqueles que apresentaram a precipitação igual ou abaixo da média histórica.

O tempo de retenção hídrico do reservatório foi calculado a partir do quociente entre o volume médio ( $m^3$ ) e a vazão total de saída do reservatório ( $m^3 \cdot ano^{-1}$ ), obtida pela soma das vazões de saída do vertedouro, para abastecimento, para irrigação e de evapotranspiração ao longo de todo período de estudo. A evapotranspiração foi calculada pelo método Thornthwaite (1948).

A zona eufótica foi estimada multiplicando a profundidade de Secchi por 2,7 (Cole, 1994). O perfil da temperatura foi utilizado para verificar mistura e estratificação da coluna d'água, utilizando uma diferença mínima de  $0,5^\circ C$  para um gradiente termal (Dantas et al., 2011). E a razão zona eufótica e profundidade máxima ( $Z_{eu}/Z_{max}$ ) foi utilizada para avaliar a disponibilidade de luz (Jensen et. al., 1994).

O biovolume ( $mm^3 \cdot l^{-1}$ ) foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados (Hillebrand et. al., 1999), assumindo a unidade de peso fresco expressa em massa no qual  $1 mm^3 \cdot l^{-1} = 1 mg \cdot l^{-1}$  (Wetzel & Likens, 2000). As espécies abundantes foram definidas como aquelas que contribuem com mais de 5% para a biomassa total.

A diversidade de espécies ( $H'$ ) foi estimada pelo índice de Shannon-Weaver (Shannon & Wiener, 1963) baseado na biomassa e expressa em bits por miligrama.

Em uma primeira abordagem foi realizada uma análise exploratória, como uma estatística descritiva. Análises de correlações não-paramétricas (Pearson) utilizando o programa Statistica® (Statsoft Inc. 1996) foram usadas todos os dados abióticos e bióticos a fim de determinar as relações existentes entre eles.

Para verificar as variáveis que diferem ou agrupam os períodos de seca e chuva foi realizada a análise de Árvore de regressão utilizando o programa R version 2.13.1 (2011). A Árvore de regressão é aplicada para explicar a variação de uma variável-resposta por várias vezes dividindo os dados em grupos mais homogêneos, usando combinações de variáveis explicativas que podem ser categóricas e/ou numéricas. Cada grupo é caracterizado por um típico valor da variável de resposta, o número de observações no grupo, e os valores das variáveis explicativas que o definem (De'ath & Fabricius, 2000).

A análise de árvore de regressão é um método de particionamento da variabilidade na variável resposta, onde as observações são divididas em grupos mutuamente exclusivos, sendo estes grupos os mais homogêneos possíveis (De'Ath & Fabricius, 2000). Entre as vantagens deste método, estão a simplicidade na interpretação gráfica dos resultados e a ausência de necessidade de transformações de dados e o fato dos resultados serem mais parcimoniosos (Turgeon & Rodriguez, 2005), sendo que ainda consegue captar de forma eficiente a importância de variáveis explanatórias que apresentem influência linear ou não linear sobre a variável resposta.

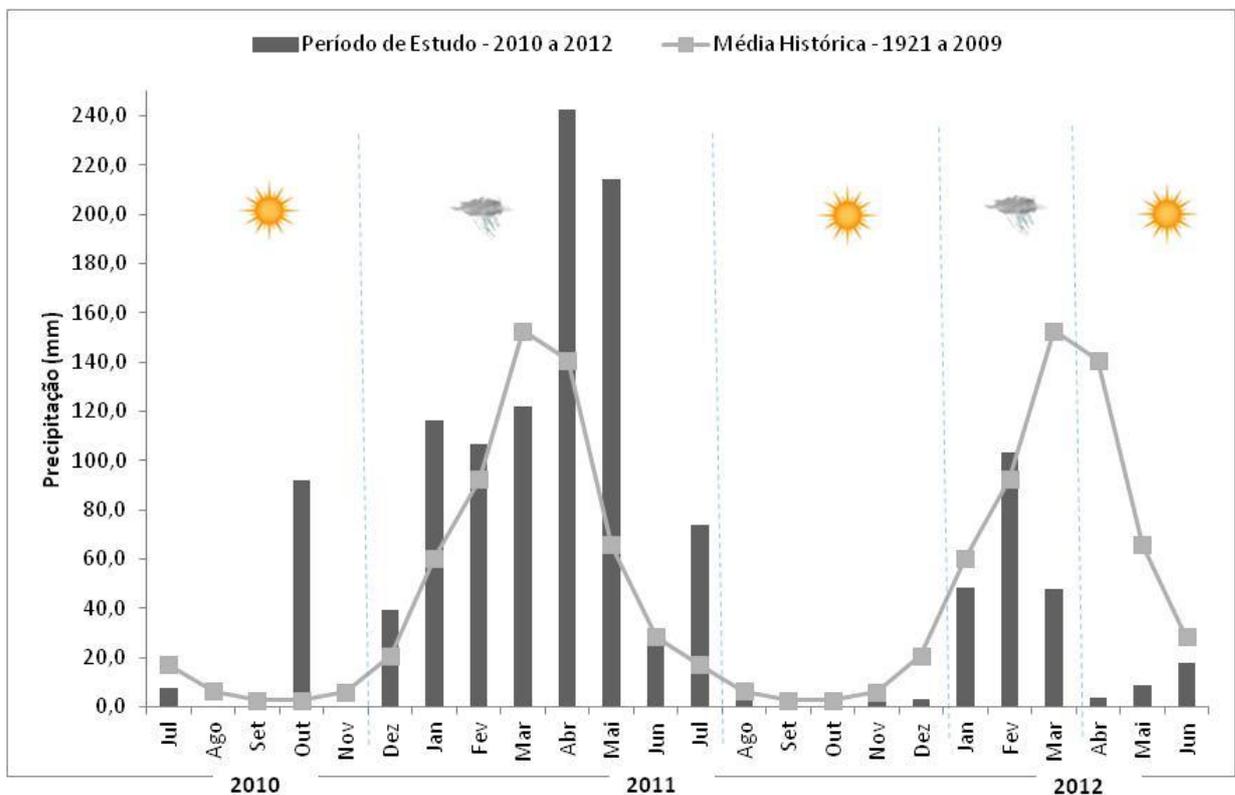
Foi realizada ainda uma Análise de Componentes Principais (ACP) com dados de Zeu, precipitação, volume do reservatório, razão Zeu/Zmax, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fósforo total, fósforo reativo solúvel e biomassa fitoplantônica, utilizando o programa PC-ORD® v.6 (McCune & Mefford, 2011) para determinar as mudanças temporais e espaciais nas condições físicas e químicas do ecossistema em ambos dos pontos amostrais.

Para descrição das relações entre as espécies dominantes de cianobactérias e as variáveis ambientais investigadas foi realizada uma análise de redundância (RDA). Os dados das abundâncias das espécies foram previamente analisados por análise de correspondência não tendenciosa (DCA), indicando que o modelo de ordenação linear seria o mais apropriado. Estas ordenações foram realizadas através dos softwares PC-ORD versão 6.0 (McCune & Mefford, 2011). A significância das variáveis foi analisada usando o teste de permutação Monte Carlo.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Cenário Meteorológico e Limnológico

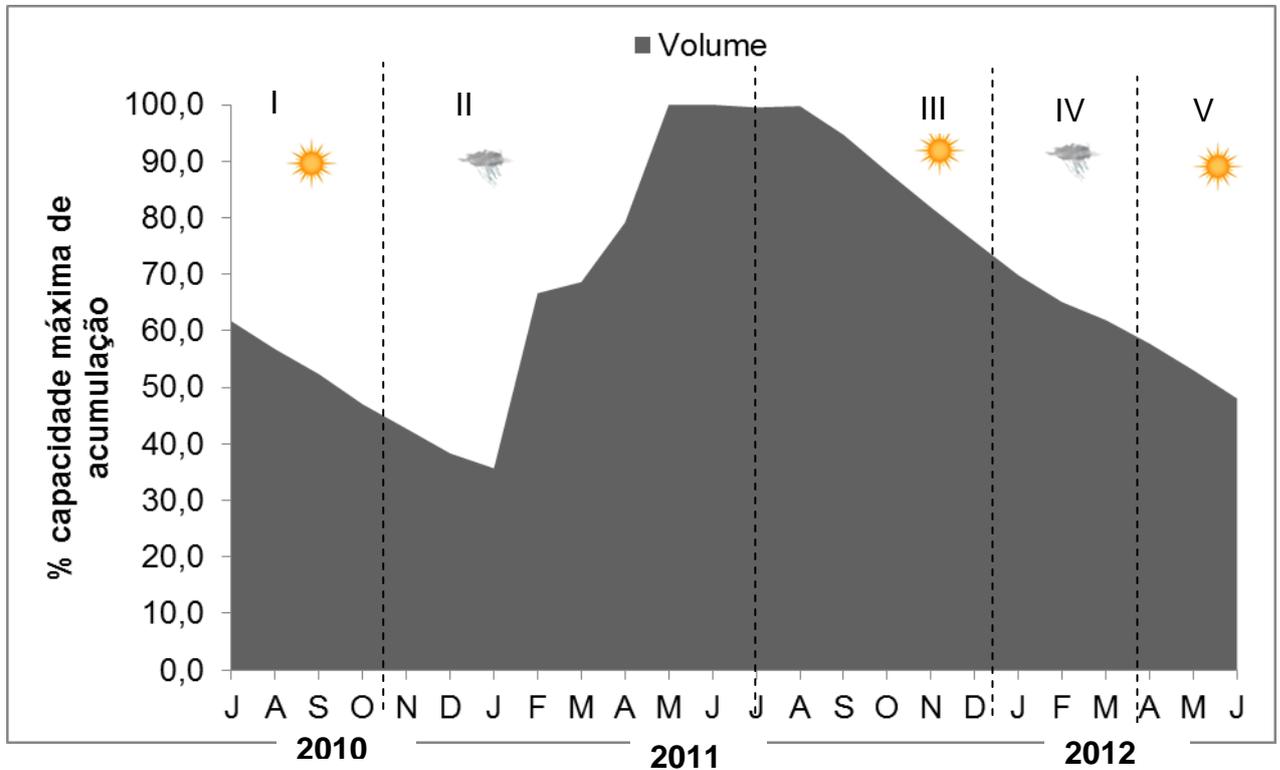
Durante o período de estudo, compreendido entre os meses de julho de 2010 a junho de 2012, observaram-se cinco períodos distintos: (I) seca 2010 - meses de julho a novembro de 2010, com chuvas atípicas de em torno de 90 mm durante o mês de outubro; (II) chuva 2011 - meses de dezembro de 2010 a julho de 2011, sendo considerado um período de chuvas acima de 200 mm, acima da média histórica; (III) seca 2011 - meses de agosto a dezembro de 2011, período com influência das altas precipitações do período anterior (chuva 2011); (IV) chuva 2012 - meses de janeiro a março de 2012, com chuvas abaixo da média histórica; (V) seca 2012 - de abril até junho de 2012, sendo considerado um período de seca extrema.



**Figura 3:** Precipitações mensais acumuladas no período de julho/2010 a junho/2012 e precipitações médias mensais no período compreendido entre 1921 e 2009 para a região. (Fonte: EMPARN)

A flutuação do volume armazenado no reservatório Cruzeta mostra que, no início do período chuvoso, no mês de janeiro de 2011, o reservatório apresentou sua menor capacidade de acumulação com aproximadamente 35% da capacidade total de acumulação. Devido às intensas chuvas, com registros acima da média histórica (Figura 3), e conseqüentemente, ao elevado volume de água afluente ao reservatório, o reservatório atingiu sua capacidade máxima nos meses de maio a

agosto de 2011, resultando no extravasamento do reservatório. A partir deste período, houve uma diminuição progressiva do volume durante a seca, e mesmo no período chuvoso de 2012 não houve elevação do volume acumulado (Figura 4).



**Figura 4:** Balanço hídrico do reservatório Cruzeta durante o período de julho de 2010 a junho de 2012, destacando a variação do volume armazenado.

Os maiores valores do volume do reservatório foram registrados tanto no final da chuva como no início da seca de 2011, logo após os maiores valores de precipitação. E o menor valor do volume foi registrado no início do período chuvoso de 2011, antes de iniciarem as maiores precipitações (Figura 3). O volume esteve correlacionado positivamente com a precipitação ( $r=0,57$ ,  $P<0,05$ ).

O tempo de retenção hidráulico médio foi de 163,9 dias para o período de estudo, valor acima do descrito em literatura para o reservatório.

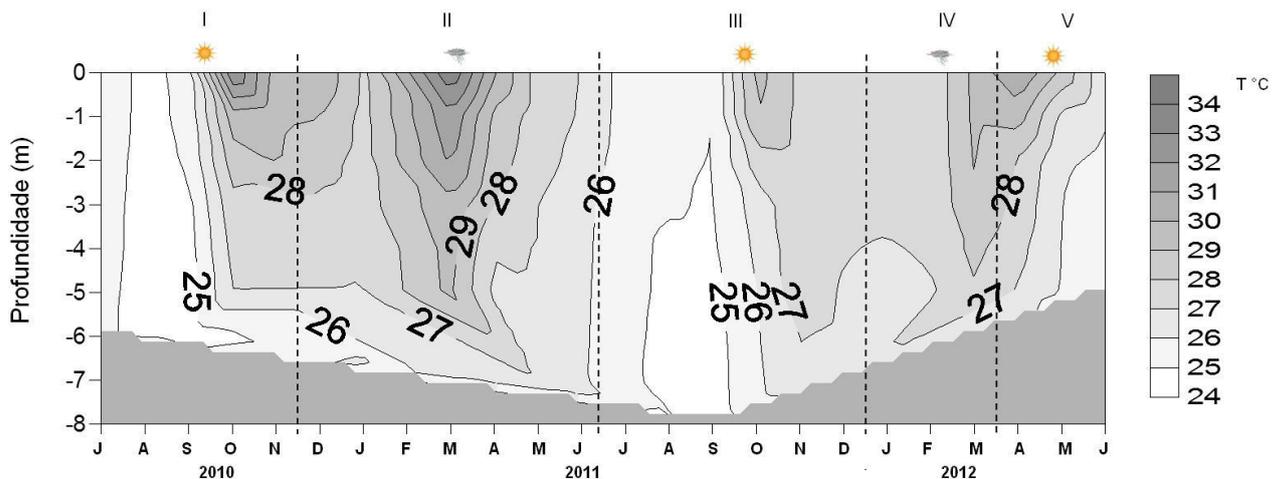
**Tabela 1:** Estatísticas descritivas (mínima, máxima e média) das variáveis limnológicas monitoradas no reservatório Cruzeta no ponto amostral mais próximo da barragem (P1) e no mais próximo do rio tributário (P2), durante os períodos de seca nos anos de 2010, 2011 e 2012 e de chuva nos anos 2011 e 2012.

Parâmetro	Seca 2010		Chuva 2011		Seca 2011		Chuva 2012		Seca 2012	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Zmax (m)	5,1 - 7,3 (6,17)	1,6 - 3,4 (2,46)	4,5 - 8,3 (6,74)	1,5 - 4,4 (3,0)	7,6 - 8,7 (7,96)	3,0 - 4,2 (3,64)	5,4 - 6,1 (5,73)	2,1 - 4,0 (3,0)	4,2 - 5,7 (5,20)	1,5 - 1,8 (1,7)
Zeu (m)	0,6 - 1,9 (1,15)	0,3 - 1,0 (0,70)	1,3 - 3,0 (2,04)	0,5 - 3,5 (1,89)	2,1 - 2,6 (2,4)	1,6 - 1,95 (1,84)	1,7 - 2,3 (1,96)	0,9 - 1,8 (1,24)	1,8 - 1,8 (1,8)	0,9 - 1,1 (1,0)
T água ( C)	24,5 - 33 (27,7)	25,1 - 29,9 (27,33)	25,6 - 33,9 (28,8)	25,7 - 31,8 (28,76)	25 - 29,4 (27,02)	25,3 - 28,6 (26,93)	27,2 - 29,3 (28,14)	26,8 - 28,8 (27,5)	26,2 - 31,02 (28,65)	25,9 - 32,1 (28,40)
Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	453 - 1117 (877,6)	468 - 1132 (895,2)	289 - 1225 (658,57)	145 - 1241 (555,33)	516 - 635 (565,4)	536 - 645 (578,8)	637 - 673 (649,67)	640 - 685 (657,67)	662 - 769 (715,5)	676 - 771 (723,5)
pH	7,6 - 9,5 (8,4)	7,6 - 8,5 (8,16)	6,8 - 9,6 (7,89)	7,1 - 8,6 (7,57)	7,2 - 9,0 (8,05)	7,5 - 8,8 (8,1)	8,2 - 9,0 (7,89)	7,4 - 8,8 (8,25)	7,8 - 8,2 (7,99)	7,6 - 7,98 (7,80)
OD ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	4,2 - 15,4 (9,0)	6,5 - 9,2 (7,66)	7,6 - 17,5 (10,98)	5,4 - 15,1 (10,24)	6,9 - 13,4 (9,18)	5,5 - 10,3 (7,7)	6,6 - 6,8 (6,7)	6,4 - 6,5 (6,43)	4,1 - 11,1 (6,66)	3,2 - 162,3 (56,89)
SF ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	2,7 - 21,7 (9,6)	6 - 51,4 (30,71)	0 - 11,7 (6,0)	0 - 185 (30,20)	-1,2 - 4,7 (1,65)	2,0 - 6,0 (3,36)	1,6 - 6,4 (4,13)	2,8 - 10,8 (7,07)	0,4 - 10,4 (4,53)	6,0 - 15,2 (10,4)
SV ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	7,4 - 82,6 (28,85)	8,6 - 40,9 (19,80)	4,4 - 36 (12,09)	0 - 17 (5,85)	4,8 - 11,6 (7,84)	5,6 - 10,8 (8,77)	6,8 - 10,8 (8,53)	5,6 - 8,4 (6,8)	3,6 - 12,4 (7,07)	5,2 - 17,2 (9,47)
PT ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	51,5 - 181,3 (102,37)	107,5 - 221,1 (158,22)	37,2 - 194,2 (96,64)	34,5 - 281,5 (116,27)	38,7 - 63,5 (49,9)	18,5 - 64,3 (49,01)	42,7 - 66,7 (53,58)	38,5 - 53,4 (48,13)	31,4 - 82,3 (50,9)	33,4 - 69,0 (48,8)
NT ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	844 - 2512 (1746,75)	454 - 2787 (1445,6)	398,5 - 4165 (1739,42)	473,5 - 3675 (1404,83)	201,4 - 1502 (1032,26)	65,7 - 1315,7 (876,83)	669,6 - 669,6 (669,6)	1029,6 - 1029,6 (1029,6)	*	*
FSR ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	10,3 - 67,4 (26,9)	8,3 - 70,3 (31,40)	0 - 42 (19,77)	0 - 82,8 (30,37)	0 - 8,9 (2,16)	0 - 2,4 (1,03)	2 - 3,8 (3,22)	4,7 - 17,8 (9,89)	4,5 - 16,0 (9,17)	5,3 - 23,8 (17,6)
Densidade fitoplâncton ( $\text{ind.ml}^{-1}$ )	1225 - 84042 (38775)	3200 - 35152 (17292)	9560 - 53976 (30752)	1848 - 44928 (24500)	25120 - 41180 (36977)	24570 - 38280 (30407)	40300 - 78832 (54834)	26650 - 45344 (34181)	8000 - 24592 (1800)	2349 - 20300 (9789)
Biomassa fitoplâncton ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	2,9 - 2715,6 (870,6)	52,0 - 448,8 (185,76)	13,2 - 3227,0 (895,33)	2,7 - 39,5 (20,45)	15,1 - 54,9 (27,05)	7,0 - 33,1 (18,15)	40,3 - 114,0 (68,7)	12,6 - 51,6 (32,14)	1,8 - 13,4 (8,37)	0,9 - 7,3 (3,31)
Riqueza de espécies (spp)	7 - 17 (12,8)	11 - 22 (14,6)	8 - 28 (21,38)	5 - 25 (16,88)	19 - 28 (22,4)	15 - 29 (19,2)	23 - 23 (23)	23 - 23 (23)	10 - 21 (16,67)	10 - 20 (16,33)
Diversidade de espécies ( $\text{bits.mg}^{-1}$ )	0,3 - 0,8 (0,53)	0,3 - 1,3 (0,94)	0,3 - 1,7 (1,05)	0,2 - 1,0 (0,56)	0,4 - 1,2 (0,74)	0,5 - 1,2 (0,86)	0,9 - 1,2 (1,12)	0,5 - 1,1 (0,89)	0,2 - 0,4 (0,31)	0,2 - 0,3 (0,26)

Parâmetros: Zmax = profundidade máxima; Zeu = Zona eufótica; T água = Temperatura da água; Cond = Condutividade elétrica; OD = Oxigênio dissolvido; SF = Sólidos suspensos fixos; SV = Sólidos suspensos voláteis; PT = Fósforo total; NT = Nitrogênio total; FSR = Fósforo solúvel reativo.

\*sem dados

O perfil de temperatura, apresentado no ponto mais profundo do reservatório, mostra que o sistema estava misturado na maior parte do estudo, sendo classificado como polimítico quente com estratificações térmicas nos períodos de estiagem e na chuva de 2011, períodos em que a temperatura da superfície da água esteve acima de 30°C (Tabela 1). A maior diferença de temperatura entre a superfície e o fundo da coluna d'água foi observada no ponto mais profundo durante o final do período seco de 2010 e durante o período chuvoso de 2011 (Figura 5).

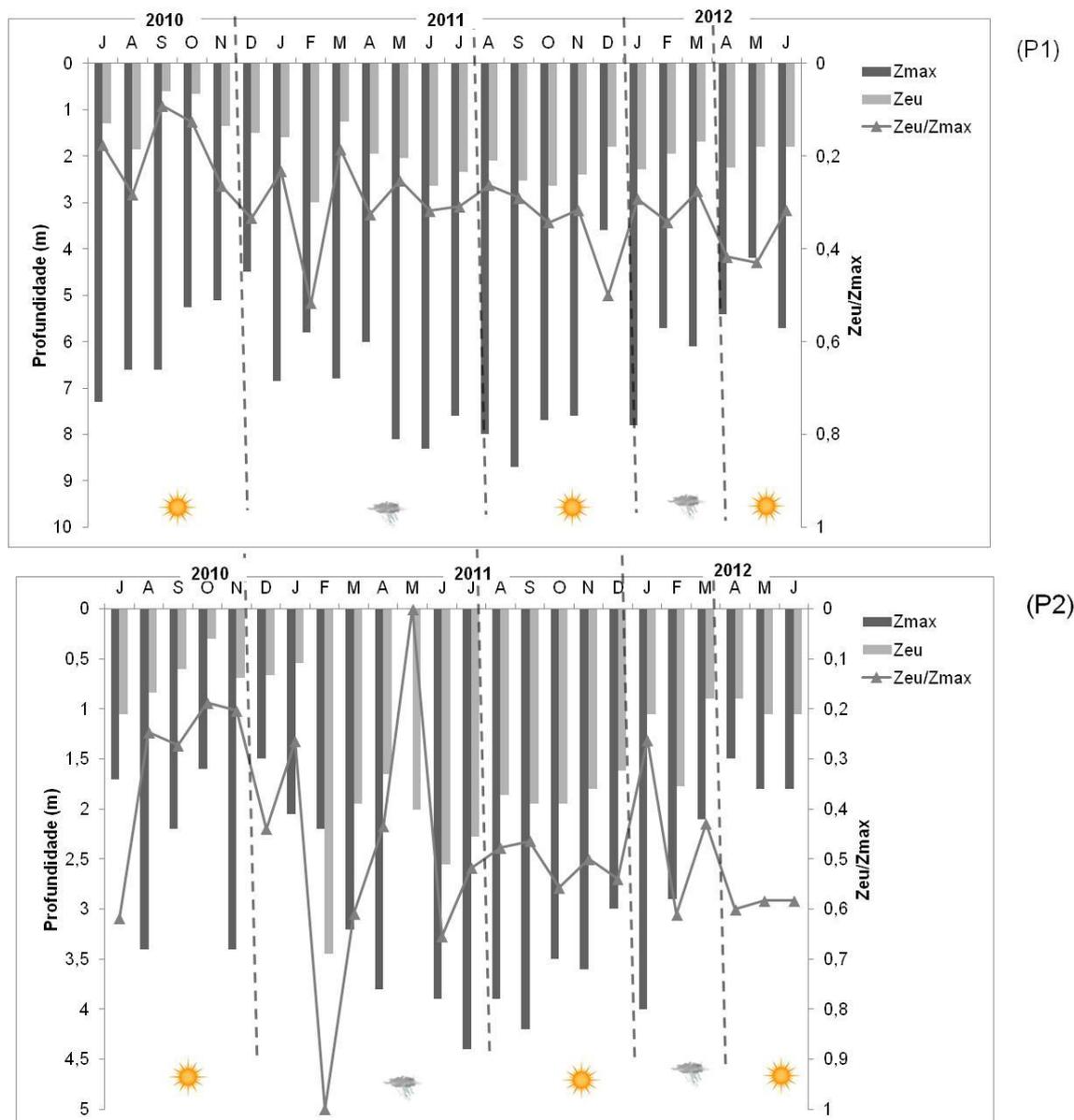


**Figura 5:** Perfil vertical do reservatório Cruzeta no ponto 1 (próximo a barragem): Temperatura (°C), no período de julho de 2010 a junho de 2012.

O reservatório apresentou baixas profundidades médias ao longo do estudo em todos os períodos, com a maior profundidade observada no ponto próximo à barragem (P1) no início do período da seca de 2011 e a menor profundidade registrada no ponto próximo ao rio afluente (P2) no final do período seco de 2012 (Tabela 1; Figura 6).

O reservatório Cruzeta mostrou ser um ambiente turbido, com baixa disponibilidade de luz em ambos os pontos amostrais durante os dois ciclos hidrológicos. A menor disponibilidade de luz ocorreu durante a seca de 2010 ( $Z_{eu}=0,9m$ ), e os maiores valores encontrados da zona eufótica ocorreram durante os períodos de chuva e seca de 2011 (Tabela 1). A variação temporal da zona eufótica se comportou de forma similar em ambos os pontos amostrais. No entanto, no ponto mais profundo, a disponibilidade de luz no sistema, verificada pela razão  $Z_{eu}/Z_{max}$ , apresentou os menores valores. Em ambos os pontos, os maiores valores da razão  $Z_{eu}/Z_{max}$  ocorreram durante a chuva de 2011 (Figura 6). A zona

eufótica apresentou correlação negativa com os sólidos suspensos fixos ( $r = -0,61$ ,  $P < 0,05$ ).



**Figura 6:** Variação temporal da profundidade máxima ( $Z_{max}$ ), zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) e a razão  $Z_{eu}/Z_{max}$ , do reservatório Cruzeta, durante o período de junho de 2010 a junho de 2012, no ponto mais profundo do reservatório (P1) e no ponto próximo ao afluente principal (P2).

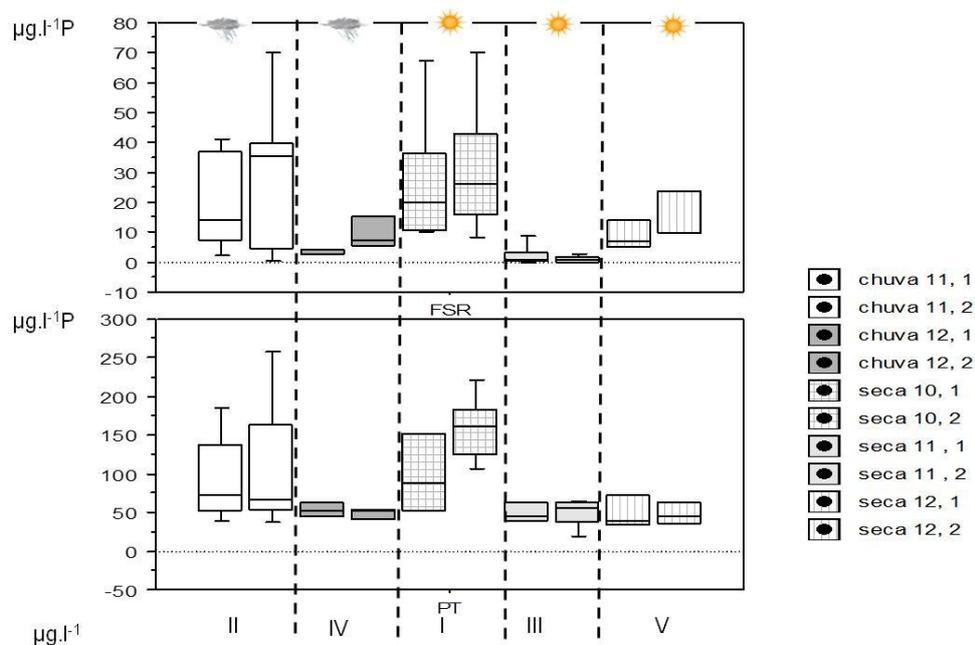
A condutividade da água foi elevada durante todo o estudo, apresentando o maior valor médio nas secas de 2010 e 2012, porém os pontos amostrais apresentaram valores semelhantes (Tabela 1). A condutividade apresentou correlação negativa com a precipitação ( $r = -0,54$ ,  $P < 0,05$ ). O reservatório se mostrou levemente alcalino nos ciclos estudados (Tabela 1).

O oxigênio dissolvido apresentou maior valor médio durante o período de altas precipitações, chuva de 2011, registrando um pico máximo no ponto 2 durante a seca 2012.

O reservatório demonstrou ser um ambiente eutrofizado, com elevados valores de nitrogênio total e fósforo total durante todos os ciclos hidrológicos estudados. No período de seca do ano de 2010 e no início do período de chuva 2011, os sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, fósforo total, fósforo solúvel reativo e nitrogênio total apresentaram os maiores valores médios em relação aos demais períodos (Tabela 1). O fósforo solúvel reativo e o nitrogênio total apresentam correlação positiva com a precipitação ( $r=0,85$ ,  $P<0,05$ ; e  $r=0,52$ ,  $P<0,05$ , respectivamente) e correlação negativa com a condutividade elétrica da água ( $r= -0,76$ ,  $P<0,05$  e  $r= -0,61$ ,  $P<0,05$ , respectivamente).

Os sólidos suspensos fixos apresentaram maiores valores no ponto 2, estação amostral com influência lótica.

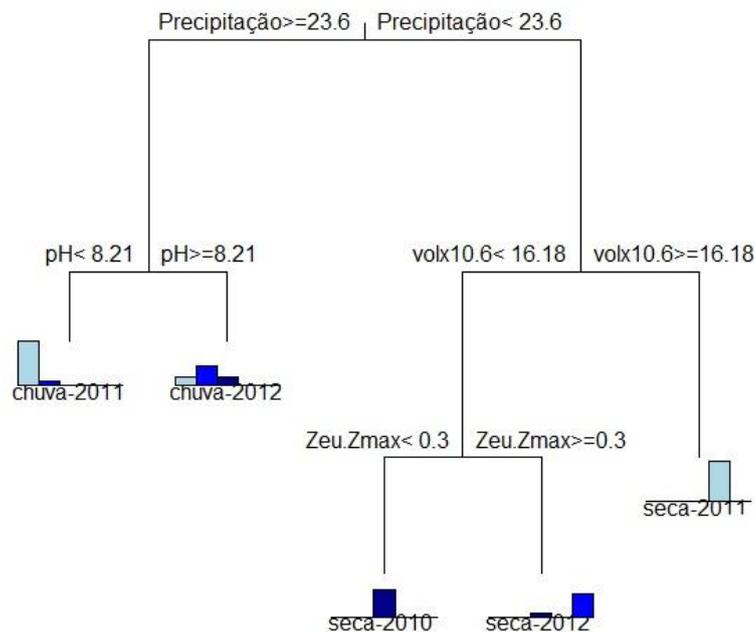
Na variação temporal e espacial, as concentrações de fósforo solúvel reativo e fósforo total apresentaram o mesmo padrão, apresentando os maiores valores durante a seca 2010 e chuva de 2011. Durante o período de maior volume, seca 2011, as concentrações de FSR e PT apresentaram os menores valores, aumentando apenas no último período estudados (Tabela 1; Figura 7).



**Figura 7:** Variação temporal e espacial das concentrações de fósforo solúvel reativo (FSR) e fósforo total (PT) durante os períodos: (I) seca 2010; (II) chuva 2011; (III) seca 2011; (IV) chuva 2012; e (V) seca 2012.

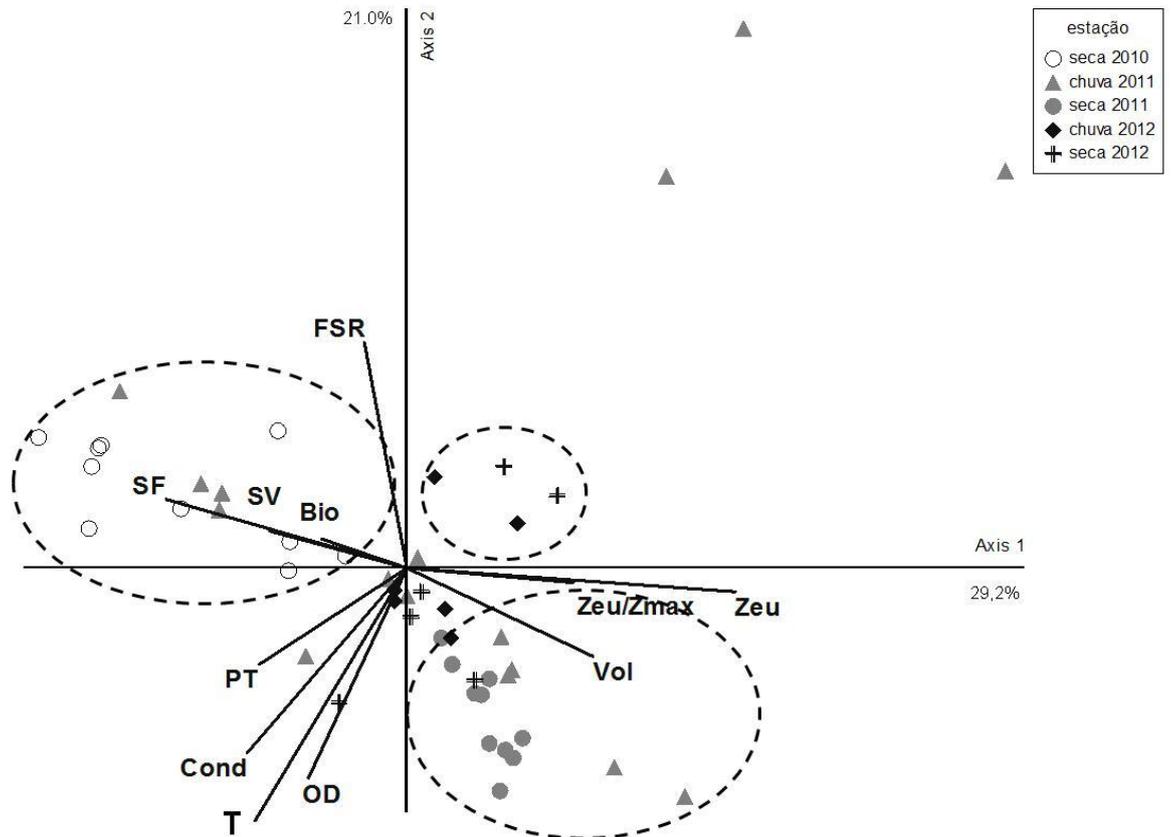
A árvore de regressão mostrou que os períodos foram discriminados de acordo com as variáveis ambientais. A análise determinou 5 nós terminais, sendo explicados pelas variáveis precipitação, volume do reservatório, pH e Zeu/Zmax, com uma complexidade de parâmetro de 0.06, um desvio médio residual de 0.66 e um erro de validação de 0.53 (Figura 8).

O primeiro nó separou os períodos de chuva dos períodos de seca pela precipitação ( $\geq 23.6$  mm). Dentre os períodos de chuva a linha de corte foi determinada pelo pH  $< 8.21$ , diferenciando as chuvas de 2011 e a chuvas de 2012 (Figura 8). Avaliando o nó dos períodos de seca, o volume foi a variável-resposta que determinou a diferença dentre a seca de 2011 (influenciada pelas altas precipitações do período de chuva anterior) e as secas de 2010 e 2012. A diferença entre as secas de 2010 e 2012 foi determinada pela disponibilidade de luz no reservatório ( $Zeu/Zmax < 0.3$ ).



**Figura 8:** Fluxograma da árvore de regressão das variáveis ambientais que determinaram a diferença entre os períodos. Em cada “nó” são apresentados a variável ambiental determinante e o seu valor limiar. A altura do ramo é proporcional à variância explicado por essa divisão. Ao final de cada ramo um histograma com barras é apresentando mostrando o número de casos em que os valores foram encontrados.

A análise de componentes principais (ACP) usando 11 variáveis limnológicas e a precipitação explicaram 50,2% da variabilidade dos dados nos primeiros dois eixos (eixo 1 = 29,2 %; eixo 2 = 21,0 %). As variáveis mais importantes na ordenação do eixo 1 foram: Zeu/Zmax (0,59), zona eufótica (0,83), volume (0,62), sólidos suspensos fixos (-0,71), sólidos suspensos voláteis (-0,53) e fósforo total (-0,55). Em relação ao eixo 2, as variáveis mais importantes em sua ordenação foram: temperatura (-0,73), condutividade elétrica (-0,62), oxigênio dissolvido (-0,66), e fósforo solúvel reativo (0,69) (Figura 9). Os resultados da ACP mostram que a primeira componente principal refletiu a semelhança entre os períodos de chuva e a seca 2011 e o eixo 2 uma tendência à diferenciação entre as secas (Figura 9). No lado negativo do eixo 1 as unidades amostrais da seca de 2010 e início da chuva de 2011 apresentaram correlação forte com o sólido suspenso fixo, sólido suspenso voláteis, biomassa fitoplantônica e fósforo total. No lado positivo do eixo 1, unidades amostrais da chuva de 2011 e seca 2011 estiveram correlacionadas com a zona eufótica, a Zeu/Zmax e o volume do reservatório. No lado negativo do eixo 2, as unidades amostrais da chuva de 2011 e a da seca de 2011 estiveram relacionadas com a temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. Enquanto que no eixo 2 positivo, as unidades amostrais da seca de 2010 e 2012 e chuva 2012 estiveram relacionadas com o fósforo solúvel reativo (Figura 9).



**Figura 9:** Análise de Componentes Principais (ACP) de variáveis limnológicas e meteorológicas no reservatório Cruzeta, durante o período compreendido entre julho de 2010 a junho de 2012. Variáveis: T = temperatura da água; Cond = condutividade elétrica da água; OD= oxigênio dissolvido; SF = sólidos suspensos fixos; SV = sólidos suspensos voláteis; PT = fósforo total; FSR = fósforo solúvel reativo; Zeu = Zona eufótica; Vol = Volume; Bio = biomassa fitoplantônica; Zeu/Zmax = razão zona eufótica e profundidade máxima.

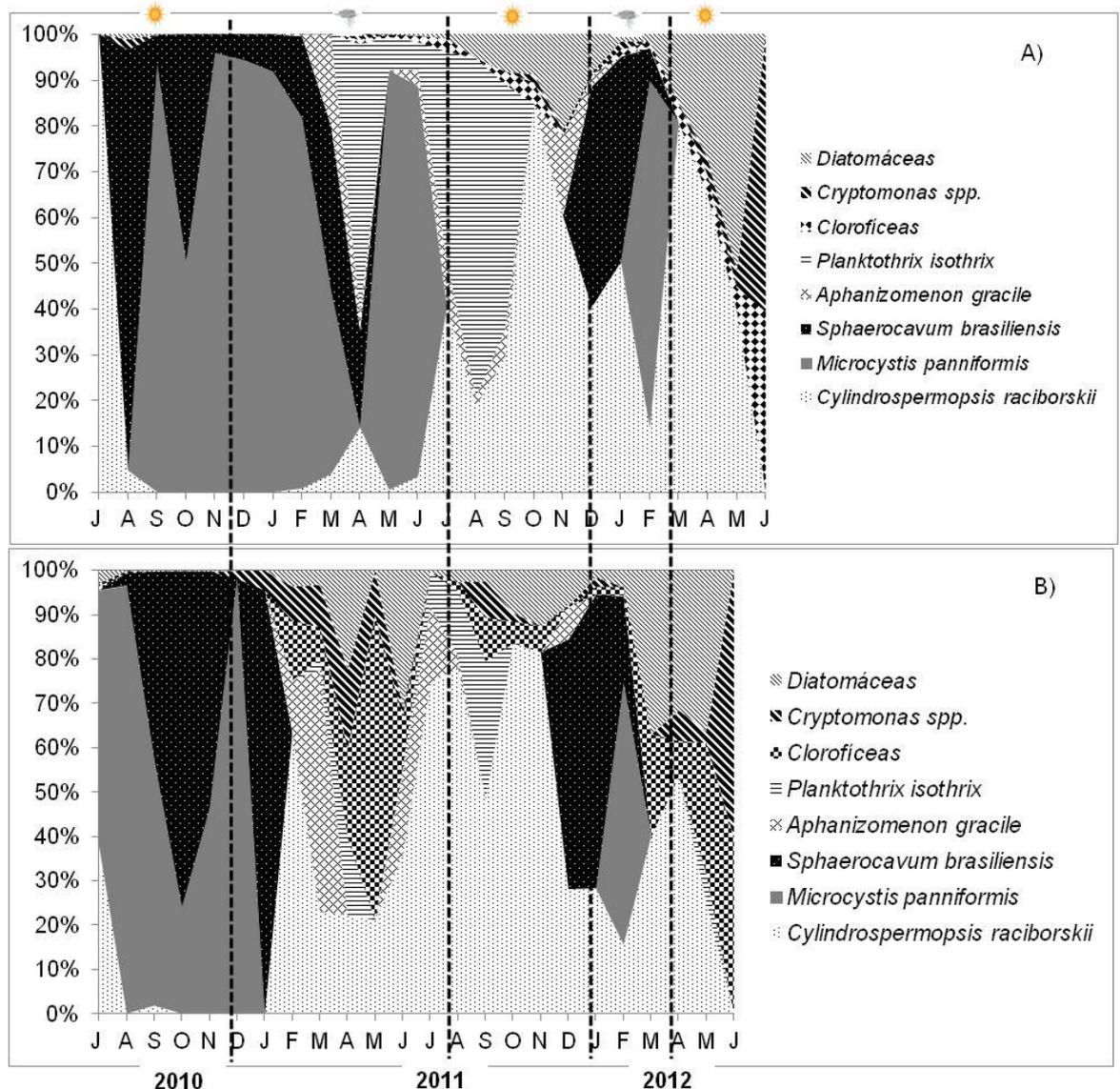
### 3.2. Dinâmica Fitoplanctônica

Um total de 62 espécies de algas fitoplantônicas foram identificadas durante todo o período de estudo. As Clorófitas (Chlorophyceae) contribuíram com a maioria das espécies (24), sendo seguida pelas Cianobactérias (Cyanophyceae) (23), diatomáceas (Bacillariophyceae) (7), Criptófitas (Cryptophyceae) (5) e Euglenófitas (Euglenophyceae) (2). No entanto, a densidade e biomassa fitoplantônica foi dominada por cianobactérias em todos os períodos estudados (99% do total biomassa).

As espécies de cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszyska) Seenayya et Subba Raju, *Microcystis panniformis* Komárek et al. e *Sphaerocavum brasiliensis* M.T.P. Azevedo & C.L. Sant'Anna contribuíram, juntas, com 97,8% da biomassa total no P1 e 90,4% no P2 ao longo de todo o estudo.

Em ambas as estações de amostragem, foram identificadas 13 espécies descritoras (>5% da biomassa total): 05 cianobactérias (*Cylindrospermopsis raciborskii* Woloszyska) Seenayya et Subba Raju, *Microcystis panniformis* Komárek et al., *Sphaerocavum brasiliensis* M.T.P. Azevedo & C.L. Sant'Anna, *Aphanizomenon gracile* Lemmermann, *Planktothrix isothrix* (Skuja) Komárek & Komárková), 02 clorofíceas (*Chlorophyceae* sp., *Scenedesmus acunae* Comas González), 03 criptofíceas (*Cryptonomas* sp., *Cryptonomas pyrenoidifera* Geitler, *Cryptonomas erosa* Ehrenberg) e 03 diatomáceas (*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simmons, *Cyclotella striata* (Kützing) Grunow e *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith) (Figura 10).

No geral, a espécie fixadora de nitrogênio *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente durante todo o período estudado e em ambas as estações amostrais, exceto no final do período I (seca 2010) e no início do período das chuvas 2011 (II), que foi caracterizado pela dominância de *Sphaerocavum brasiliensis* e *Microcystis panniformis*. Durante a capacidade máxima do reservatório, no final do período II e no início do período III (seca 2011), houve uma coexistência entre as espécies filamentosas de *C. raciborskii* e *Planktothrix isothrix* e a espécie colonial *M. panniformis* no P1, e no P2 ocorreram co-existência entre espécies de Clorofíceas, Cianobactérias e diatomáceas. Em ambos os pontos, no período das chuvas 2012 (IV), *M. panniformis*, *S. brasilienses* e *C. raciborskii* voltaram a coexistir e no período seguinte (seca 2012) foi observado uma menor dominância de cianobactérias e maior incidência de Criptocífeas e diatomáceas (Figura 10).

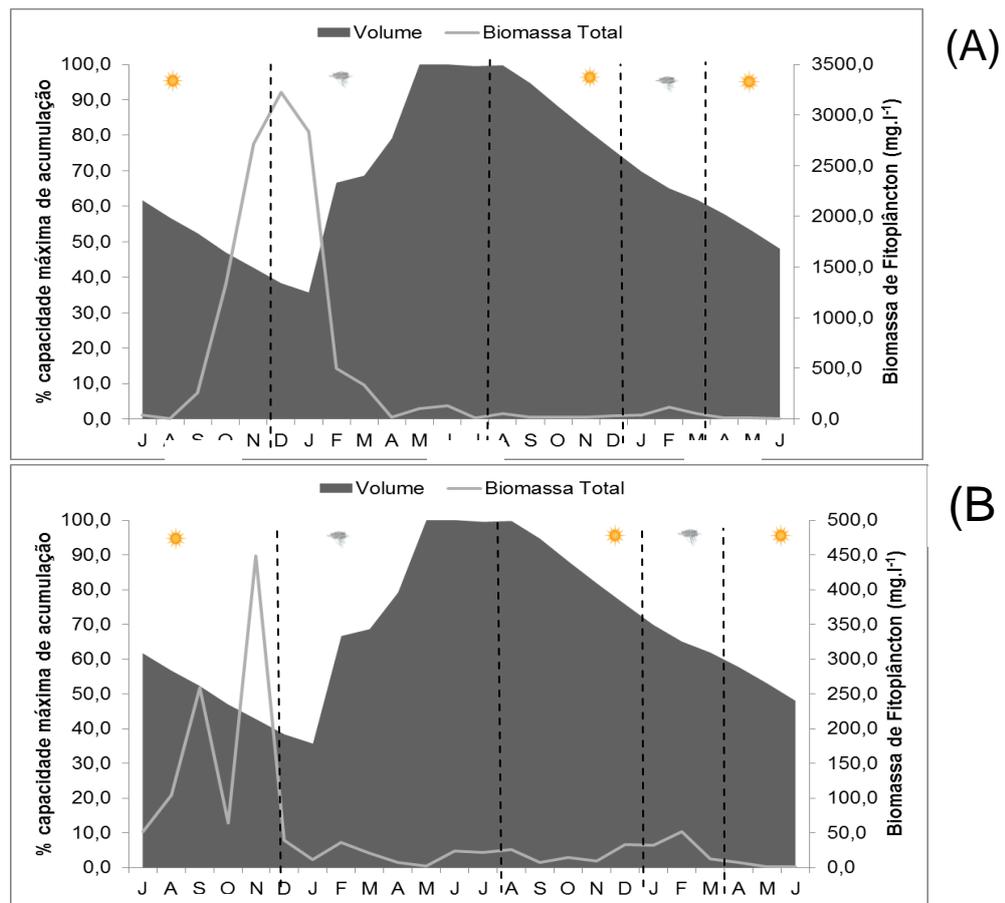


**Figura 10:** Biomassa relativa das espécies descritoras do fitoplâncton no reservatório Cruzeta, durante os meses de julho de 2010 a junho de 2012: A) P1 – ponto mais próximo a barragem; B) P2 – ponto próximo ao tributário.

A espécie *C. raciborskii* se correlacionou positivamente com a condutividade elétrica da água ( $r=0,52$ ,  $P<0,05$ ) e com a densidade total do fitoplâncton ( $r=0,73$ ,  $P<0,005$ ). A densidade do fitoplâncton foi elevada em ambas as estações amostrais durante todo o estudo, no entanto os maiores valores foram observados durante a chuva 2012, quando houve maior incidência da espécie *C. raciborskii*. A espécie *M. panniformis* apresentou uma correlação positiva com a biomassa total do fitoplâncton ( $r=0,61$ ,  $P<0,05$ ) e com a biomassa de cianobactérias ( $r=0,56$ ,  $P<0,05$ ).

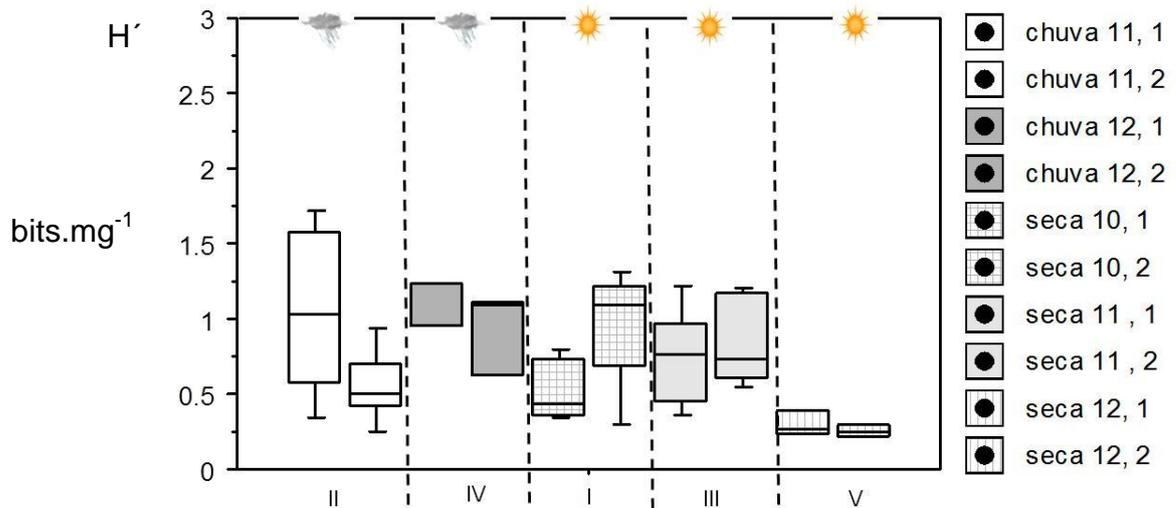
A biomassa de fitoplâncton foi maior no durante a seca 2010 e no início da chuva 2011, diminuindo nos períodos seguintes, e o menor valor médio foi encontrado durante a seca de 2012 (Tabela 1). Em ambos os pontos de

amostragem, as maiores biomassas ocorreram quando foram registrados os menores volumes do reservatório. Contudo, o ponto 1 apresentou valores de biomassa fitoplantônica superior ao ponto 2 (Tabela 1; Figura 11). A biomassa total de fitoplâncton se correlacionou positivamente com o volume ( $r=0,59$ ,  $P<0,005$ ) e com a precipitação ( $r=0,65$ ,  $P<0,05$ ). E a biomassa de cianobactérias também apresentou correlação positiva com o volume ( $r=0,71$ ,  $P<0,005$ ), com a precipitação ( $r=0,62$ ,  $P<0,05$ ) e com o nitrogênio total ( $r=0,57$ ,  $P<0,05$ ).



**Figura 11:** Variação temporal do volume acumulado e da biomassa de fitoplâncton no reservatório Cruzeta: (A) P1; (B) P2, durante o período compreendido entre junho de 2010 a junho de 2012.

O domínio de cianobactérias no reservatório Cruzeta causou a baixa diversidade observada durante todo o estudo, principalmente na seca 2012 (V) (Figura 12). Da mesma forma, a riqueza de espécies foi baixa em todos os períodos, apresentando menores valores durante a seca 2010 (Tabela 1).

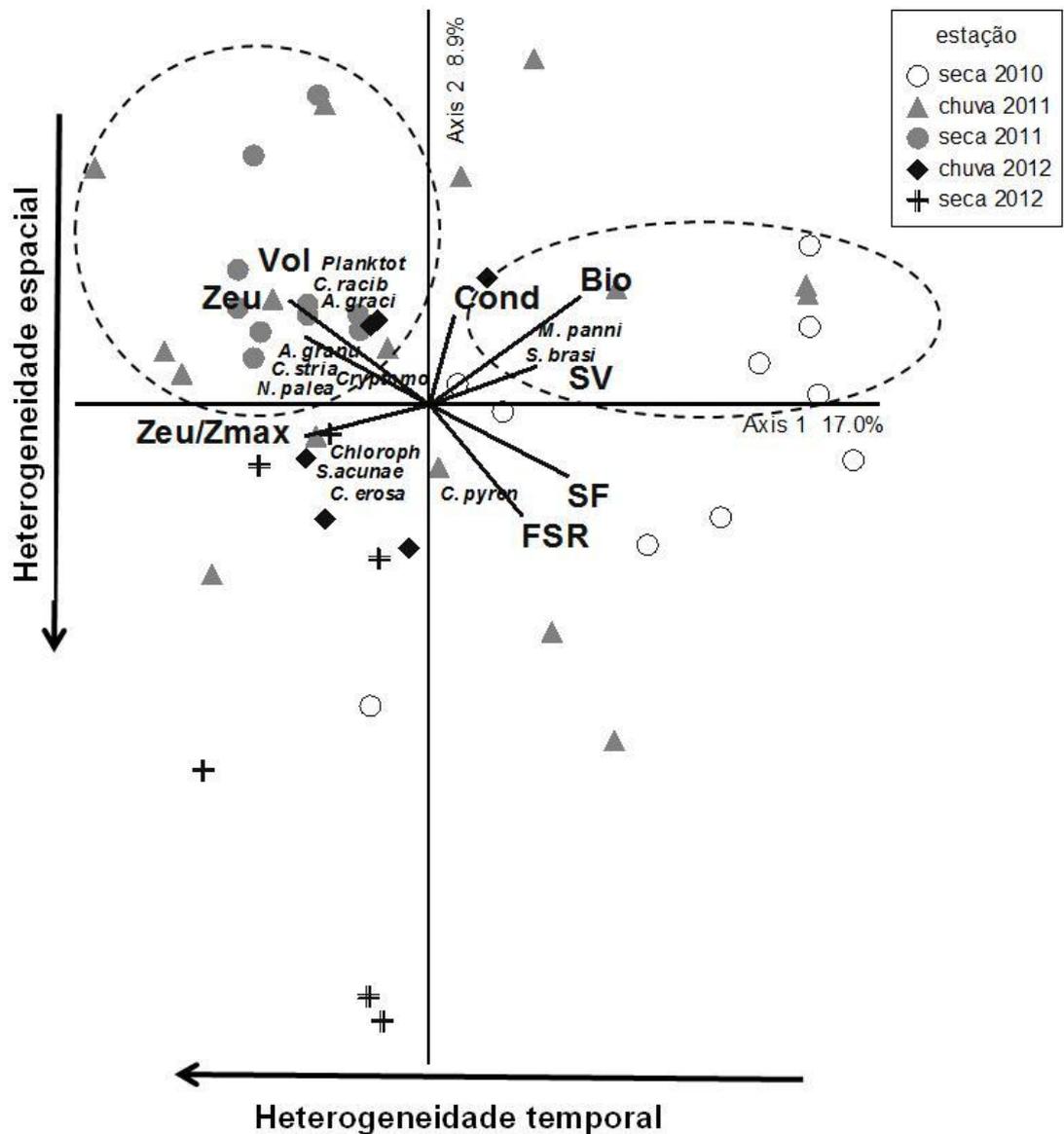


**Figura 12:** Diversidade de Shannon-Weaver do fitoplâncton no reservatório Cruzeta durante os períodos estudados.

A DCA das espécies indicou que o comprimento do gradiente dos dois primeiros eixos eram relativamente curtos (<4.0), e, portanto, o método de ordenação linear, análise de redundância (RDA), foi o mais indicado.

As amostras foram distribuídas na RDA de acordo com as características principais dos períodos e das estações amostrais. O eixo 1 da RDA foi responsável por 17,0% para explicar a relação entre as espécies descritoras e as variáveis ambientais (Figura 13). O primeiro eixo separa, na direita as amostras do período da seca de 2010 e início das chuvas de 2011, caracterizados por menores volumes, zona eufótica e a razão  $Z_{eu}/Z_{max}$ , e maiores valores de sólidos suspensos voláteis e biomassa fitoplantônica, contribuindo para o melhor desempenho das espécies coloniais de *M. panniformis* e *S. brasiliensis*. À esquerda estão principalmente as amostras da seca de 2011 e do final do período de chuvas 2011, caracterizados por maior volume do reservatório e maior zona eufótica e menos sólidos suspensos fixos e fósforo solúvel reativo, condições que contribuiriam para a presença das espécies de cianobactérias *C. raciborskii*, *P. isothrix*, *A. gracile* e diatomáceas *C. striata*, *N. palea* e *A. granulata*.

O eixo 2 explicou 8,9% da ordenação e apresenta uma tendência de separação entre as estações de amostrais, P1 e P2, no qual as amostras de P1 estão mais dispostas positivamente neste eixo, e as amostras de P2 negativamente (Figura 13). O teste de Monte Carlo mostrou que os eixos canônicos foram significativos ( $P= 0,0005$ ; 1998 permutações aleatórias).



**Figura 13:** Diagrama da ordenação de RDA do reservatório Cruzeta, incluindo variáveis abióticas, espécies descritoras e períodos. Vol = volume; SF = sólidos suspensos fixos; SV = sólidos suspensos voláteis; FSR = fósforo solúvel reativo; Cond = condutividade elétrica; Zeu = zona eufótica; Zeu/Zmax = razão zona eufótica e profundidade máxima; Bio = biomassa fitoplantônica.

#### 4. DISCUSSÃO

As regiões áridas e semiáridas são caracterizadas por flutuações sazonais no nível d'água dos mananciais de abastecimento devido aos longos períodos de estiagem e períodos chuvosos curtos ao longo do ano. A ausência de precipitação durante a estiagem e o contínuo consumo de água contribui para diminuir o volume dos reservatórios e elevam o tempo de retenção hídrica, enquanto os rios e riachos

apresentam ausência do fluxo de água. Essas mudanças causam alterações abióticas, como o estado trófico do sistema, e conseqüentemente a dinâmica do fitoplâncton (Bouvy et. al., 2003; Barbosa et. al., 2012).

Os resultados do presente estudo indicaram que reservatório Cruzeta é um ecossistema eutrofizado raso dominado por cianobactérias durante os períodos estudados. Estudos recentes nesse manancial já reportaram elevadas concentrações de nitrogênio, fósforo e biomassa fitoplantônica, indicando seu estado eutrófico (Freitas et. al., 2011; Bezerra, 2011). Por outro lado, em estudo anterior sobre a composição do fitoplâncton, reportava este manancial como um ambiente oligo-mesotrofico e dominado por clorófitas durante todo o período de estudos (Chellappa et. al., 2008).

Comunidades fitoplantônicas podem ser utilizadas como indicadores do estado trófico em sistemas tropicais, e mudanças na composição delas podem refletir as estratégias utilizadas pelas populações para se tornarem dominantes (Arfi et. al., 2003). As condições eutróficas, caracterizadas por elevadas concentrações de nutrientes, principalmente o fósforo, estão fortemente relacionada com a dominância de cianobactérias em corpos d'água (Padisak & Reynolds, 1998; Haande et. al., 2011).

A dinâmica do fitoplâncton é regida, principalmente, pela disponibilidade e acessibilidade dos recursos, como nutrientes e luz (Reynolds, 2006). Em reservatórios rasos tropicais, a dinâmica da comunidade fitoplantônica parece estar associada com a flutuação do nível da água e com fatores ambientais, como nutrientes, luz, extravasamento e desestratificação (Bouvy et. al., 2003; Dantas et. al., 2011; Barbosa et. al., 2012).

Os resultados indicaram que as variáveis da qualidade da água e a mudança de composição do fitoplâncton foram direcionadas pelos eventos extremos característicos do regime hidrológico da região semiárida, que altera a flutuação do nível de água do manancial. O nível de água em reservatórios é determinado pela precipitação na bacia de drenagem e uso da água, portanto, chuvas e usos antrópicos influenciam o regime de luz (Xiao et. al., 2011).

A árvore de regressão mostrou que o estudo foi dividido em 5 períodos distintos pelas variáveis de precipitação, volume, disponibilidade de luz e pH. No entanto, o APC apontou que a seca de 2011 foi influenciada pela elevada precipitação, volume máximo e extravasamento do período anterior, caracterizando

esses períodos com maior disponibilidade de luz, maior profundidade máxima e maior volume. Padrão também encontrado no reservatório Dourados, também na região semiárida tropical, evidenciando que os compostos suspensos alóctones tiveram pouca interferência na penetração da luz na coluna d'água (Oliveira, 2011).

Estes resultados mostram que períodos chuvosos caracterizados por chuvas acima ou abaixo da média influenciam os períodos de seca seguintes. Neste sentido, a estiagem após um período de chuvas acima da média histórica se caracterizou como um período diferente das outras secas, apresentando maiores volumes de água, maior disponibilidade de luz e maior biomassa fitoplantônica. O reservatório se manteve bem misturado durante todo o período de estudo, com estratificações térmicas registradas durante os períodos de temperaturas da superfície da água acima de 30°C, misturando completamente a coluna d'água após o extravasamento e durante a maior parte do estudo. Esse processo pode estar relacionado à baixa profundidade média observada durante o estudo ( $Z_{med} = 5,8m$ ), favorecendo a ação do vento na mistura completa do sistema e a não estratificação da coluna d'água (Padisák & Reynolds, 2003).

A dinâmica do fitoplâncton apontou uma diferença de sazonalidade regida pela precipitação e flutuação no volume d'água do manancial. Naselli-Flores (2000) mostrou que flutuações no nível da água influenciam a composição do fitoplâncton em reservatórios de diferentes estados tróficos. A redução do volume (90%) dos reservatórios do semiárido do Mediterrâneo durante um período de seca extrema e alta demanda de uso da água, interferiu na estabilidade da coluna d'água, apresentando consequências na dinâmica do fitoplâncton e nutrientes daqueles reservatórios, levando a eutrofização e incidência de espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis* spp. (Naselli-Flores, 2003). Estudos de composição do fitoplâncton em reservatórios tropicais do semiárido brasileiro também apresentam o mesmo padrão de influência da mudança de volume na distribuição temporal da biomassa fitoplantônica (Costa et. al., 2009).

Durante a seca de 2010 houve a incidência de *Cylindrospermopsis raciborskii* nos dois primeiros meses. Porém, no final deste período e no início das chuvas de 2011, com o menor volume do reservatório, estratificação da água, maior disponibilidade de fósforo e menor incidência de luz favoreceram as espécies de cianobactérias *M. panniformis* e *S. brasiliensis*, se estendendo até meados do período de chuvas de 2011. Essas espécies voltaram a aparecer no reservatório no

período de chuva 2012, quando o reservatório apresentou volume de água decrescente, no entanto as baixas concentrações de fósforo disponível podem ter favorecido o desaparecimento rápido dessas espécies.

Ocorrência de períodos de dominância de espécies do gênero *Microcystis*, incluindo a espécie *M. panniformis*, seguida por florações de espécies de cianobactérias filamentosas, como *C. racirboskii*, *Aphanizomenon* e *Anabaena*, são comumente descritas em reservatórios tropicais (Costa et. al., 2006; Piccin-Santos & Bittencourt-Oliveira, 2012).

*Cylindrospermopsis* e *Microcystis* são gêneros comuns de cianobactérias em águas tropicais (Huszar & Silva 1999; Hoeger et. al., 2004; Soares et. al., 2009). *Sphaerocavum* é usualmente encontrada em águas eutróficas co-ocorrendo com espécies de *Microcystis*, pois são gêneros que possuem condições ambientais similares (Fonseca & Bicudo, 2007; Carvalho et. al., 2008). O sucesso desses gêneros tem sido frequentemente associado águas com elevadas temperaturas, pH e condutividade elétrica (Zhag & Prepas, 1996; Carvalho et. al., 2008; Romo et. al., 2012), além de períodos de estratificação vertical na coluna de água, como é observado em longos períodos de tempo de retenção em lagos rasos do Mediterrâneo (Romo et. al., 2012) e durante o verão e outono em reservatórios tropicais (Marinho & Huszar 2002) ou no final do verão em sistemas temperados (Reynolds 2006).

Estudos realizados em reservatórios eutrofizados no Brasil, também mostram a dominância do gênero *Microcystis* e *Sphaerocavum* em períodos de início de chuvas, porém com a coluna d'água estável (Fonseca & Bicudo, 2007; Gomes et. al., 2011). Em reservatórios tropicais do semiárido, florações de cianobactérias do gênero *Microcystis* são reportadas em períodos de transição e durante as chuvas (Costa et. al., 2009).

Populações de espécies de *Microcystis* são favorecidas quando reservatórios aumentaram seu volume de água e sua profundidade, sendo períodos de menor mistura da água (Fonseca & Bicudo, 2007). Este fato dificulta a mistura da coluna d'água propiciando a floração de *Microcystis*, principalmente em reservatórios com maior tempo de retenção como o caso dos reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte (Costa et. al., 2009). No entanto, no presente estudo a dominância das cianobactérias do gênero *Microcystis* e *Sphaerocavum* foi reportada durante os menores volumes do reservatório, desaparecendo quando o manancial atingiu 100%

da sua capacidade máxima de acumulação de água e extravasando. Em reservatório do semiárido do Mediterrâneo, as florações da espécie *M. panniformis* ocorreram em períodos com maiores volumes (Naselli-Flores, 2003).

A espécie de *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente em quase todo o período do estudo, exceto nos períodos de menor volume do reservatório quando houve total dominância de espécies de cianobactérias coloniais ou de diatomáceas e criptofíceas. A presença desta espécie fixadora de nitrogênio tem sido associada a maior plasticidade de adaptações as variáveis ambientais (Bonilla et. al., 2011; Bittencourt-Oliveira et. al., 2011). Os principais fatores das florações de *C. raciborskii* estão relacionados à vantagem sobre as demais espécies do fitoplâncton, como a capacidade de tolerar elevadas temperaturas da água, baixas concentrações de nutrientes, baixa transparência da água e elevadas salinidade e pH (Briand et. al., 2002; Bouvy et. al., 2003; Bonilla et. al., 2011; Bittencourt-Oliveira et. al., 2011). Além disso, estudos sugerem que o sucesso de *C. raciborskii* também está relacionado a sua capacidade em armazenar fósforo e de utilizar condições de baixa luminosidade promovidas pela desestratificação (Burford et. al., 2006). No reservatório Cruzeta, a dominância desta espécie está associada ao pH alcalino, à elevada condutividade elétrica e à elevada temperatura da água neste manancial, além das altas concentrações de nutrientes, reportando a condição eutrófica, durante todo o período.

Alterações na coluna de água em sistemas lênticos, relacionados com os padrões de circulação da água, são considerados uma das principais forças ambientais que afetam a dinâmica do fitoplâncton (Reynolds, 2006). No reservatório Cruzeta, o domínio da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* na comunidade fitoplantônica ocorreu durante a estação chuvosa, com os maiores volumes de água, e também durante as estações secas seguintes com isoterminia. Este padrão foi incoerente com observações em outros reservatórios tropicais, no qual esta espécie esteve associada a condições de estratificação, menores volumes de água e secas severas (Bouvy et. al., 2000; 2003; Marinho & Huszar 2002; Soares et. al., 2009; Bittencourt-Oliveira et. al., 2011; Dantas et. al., 2011).

A dinâmica do fitoplâncton no reservatório Cruzeta apontou uma diferença espacial ao longo do eixo horizontal do reservatório. No ponto de amostragem mais profundo e próximo da barragem, P1, apresentou uma menor disponibilidade de luz e maiores valores de biomassa algal. Neste ponto amostral, nos períodos de maior

estabilidade da coluna d'água e maior volume de água, a dominância de espécies coloniais de *M. panniformis* e *S. brasiliensis* desapareceu logo após o extravasamento do reservatório. Em seguida houve a dominância de espécies de cianobactérias filamentosas, como *C. raciborskii* e *Planktothrix isothrix*, com pouca contribuição de outros grupos fitoplantônicos. Apesar dessas espécies apresentarem estratégias de adaptações diferentes, elas ocorreram com grande representação na biomassa fitoplantônica (Bonilla et. al., 2011). As espécies coloniais contribuíram novamente com a biomassa algal quando a coluna d'água voltou a ficar mais estável, porém quando a volume do reservatório diminuiu no período de seca extrema houve um declínio de cianobactérias e contribuição maior de diatomáceas.

Já no ponto amostral próximo ao rio tributário, P2, apresentou maior disponibilidade de luz, mesmo com maiores concentrações de sólidos suspensos fixos, no entanto as menores concentrações de biomassa algal favoreceu a incidência maior de luz na coluna d'água.

O P2 também apresentou influência fluvial apenas na estação chuvosa com chuvas acima da média, pois foi apenas neste período que o rio tributário desaguou no reservatório, interferindo na composição da comunidade do fitoplâncton. Neste ponto, a dominância das espécies de cianobactérias coloniais *M. panniformis* e *S. brasiliensis* acabou logo no início das primeiras chuvas, antes mesmo do reservatório extravasar, então houve uma dominância de espécies de cianobactérias filamentosas, como *C. raciborskii*, *Planktothrix isothrix* e *Aphanizonemon gracile*, coexistindo com clorofíceas, indicando que neste ponto havia maior incidência de luz. Porém nos demais períodos este ponto de comportou de forma similar ao ponto 1. A coexistência de espécies de algas verdes (clorofíceas) e cianobactérias durante o período chuvoso também já foi descrita em reservatório do semiárido brasileiro (Chellappa & Costa, 2003).

Padrão semelhante foi reportado no reservatório do Funil, sendo um manancial tropical eutrófico, no qual apresentou heterogeneidade espacial: o ponto próximo a barragem estava caracterizado com maior biomassa algal que nas demais estações amostrais, porém a composição fitoplantônica foi similar no eixo horizontal do reservatório com algumas diferenças no ponto com interferência fluvial (Soares et. al., 2012).

Em ambientes eutróficos ou hipereutróficos a diversidade de espécies fitoplantônica é baixa, pois as condições favorecem a dominância de poucas

espécies (Cheppalla & Costa, 2003; Xiao et. al., 2011). Devido a dominância de cianobactérias, a riqueza e diversidade de espécies no reservatório Cruzeta foram baixas durante todo o período de estudo. No entanto, em estudos anteriores nesse reservatório apontam elevados valores de diversidade indicando a estabilidade do ecossistema (Chellappa et. al., 2008).

Nos reservatórios tropicais do semiárido, o regime hidrológico peculiar da região afeta diretamente as flutuações no nível da água, o que influencia a composição e a estrutura da comunidade fitoplanctônica nesses mananciais, devido às mudanças de disponibilidade de luz e de nutrientes. O estudo enfatizou que a eutrofização intensa do reservatório Cruzeta promoveu a dominância de cianobactérias durante todos os períodos estudados. Este manancial apresentou altas concentrações de nutrientes, elevadas temperatura, mudanças na zona de mistura, disponibilidade de luz e nutrientes, favorecendo as espécies de cianobactérias.

## 5. CONCLUSÕES

- 1) Os eventos extremos de chuvas torrenciais e secas severas, regidos pelo regime hidrológico da região do semiárido determinaram a disponibilidade de recursos no manancial, influenciando na mudança da composição e dominância de espécies de cianobactérias;
- 2) As condições de menor volume de água do reservatório foram favoráveis para o crescimento de espécies coloniais de cianobactérias, como *Microcystis panniformis* e *Sphaerocavum brasiliensis*, que contribuíram para os maiores valores de biomassa fitoplanctônica;
- 3) As condições de entrada de fluxo de água dos tributários e extravasamento do reservatório contribuíram para diminuir a biomassa fitoplanctônica e modificar as populações de cianobactérias, favorecendo a dominância de espécies filamentosas, como *Cylindrospermopsis raciborskii*, com estratégias adaptativas a essas condições;
- 4) As diferenças espaciais do reservatório influenciou a disponibilidade de luz, o qual afetou diretamente na estrutura e dinâmica de comunidades biológicas ao longo do eixo longitudinal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water. 20 ed. Washington: APHA, AWWA and W.E.F. Washington, D. C.
- Arfi, R. 2003. The effects of climate and hydrology on the trophic status of Sélingué reservoir, Mali, West Africa. *Lakes Reserv. Res. Manage.* 8, 247- 257.
- Azevedo, S.M.F.O. 1998. Toxinas de Cianobactérias: causas para saúde pública. *Medicina on line*, 1(3): 1-22.
- Barbosa, J. E. L., Medeiros, E. S. F., Brasil, J., Cordeiro, R. S., Crispim, M. C. B., Silva, G. H. G. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnol. Bras.*, v. 24, 103-118.
- 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.
- Beyruth, Z. 2000. Periodic disturbances, trophic gradiente and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, 424, 51-65.
- Bezerra, A. F. M. 2011. Balanço de massa de fósforo e a eutrofização em reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte – Brasil. Natal, 2011. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 100 p.
- Bicudo, C.E.M., Ramírez, R.J.J., Tucci, A., Bicudo, D.C. 1999. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: O Lago das Graças, São Paulo. In: HENRY, R. (ed). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos*. FAPESP, Botucatu, p. 451-507.
- Bittencourt-Oliveira, M. C., Moura, A. N., Hereman, T. C., Dantas, E. W. 2011. Increase in Straight and Coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) Populations under Conditions of Thermal de-Stratification in a Shallow Tropical Reservoir. *J. Water Resource Protect.*, 3, 245-252
- Blomqvist, P., Pettersson, A., Hyenstrand, P. 1994. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiologia*, 132: 141-164.
- Bouvy, M., Molica, R., De Oliveira, S., Marinho, M., Beker, B. 1999, Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquat. Microb. Ecol.*, 20 (3): 285-297.
- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M., Moura, A. 2000, Ocurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat. Microb. Ecol.*, 23(1): 13-27.
- Bouvy, M., Nascimento, S. M., Molica, R.J.R., Ferreira, A., Huszar, V., Azevedo, S.M.F.O.E. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (Northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, 493: 115 – 130.
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M. C. S., González-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V. L. M., Lüring, M., Antoniadis, D., Padisák, J., Kruk, C. 2011. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *Microb. Ecol.*, 1–14

- Brasil, J. 2011. Ecologia do fitoplâncton em reservatórios do semi-árido brasileiro: da abordagem funcional da comunidade à variabilidade intra-específica. Rio de Janeiro:, RJ, 2011. Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 140 f.
- Briand, J.-F., Robillot, C., Quiblier-Llobe´Ras, C., Humbert, J.-F., Coute´, A., Bernard, C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Research*, v. 36: 3183–3192.
- Burford, M. A., Mcneale, K. L., Mckenzie-Smith, F. J. 2006. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biol.*, 51, 2143-2153
- Calijuri, M.C., Dos Santos, A.C.A., Jati, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). *J. Plankton Res.*, 24: 617 – 634.
- Carmichael, W. W., Azevedo, S.M.F.O., An, J.S., Molica, R.J.R., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.I., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K. 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environ. Health Persp.*, v. 109, 663–668.
- Carpenter, S. R., J. J. Cole, J. F. Kitchell, And M. L. Pace. 1998. Impact of dissolved organic carbon, phosphorus, and grazing on phytoplankton biomass and production in experimental lakes. *Limnol. Oceanogr.*v. 43: 73–80.
- Carvalho, L. R., Pipole, F., Werner, V.R., Laughinghouse Iv, H.D., Camargo, A.C.M., Rangel, M., Konno, K., Sant’anna, C.L. 2008. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Braz. J. Microbiol.*, 39: 761-769.
- Chellappa, N.T. & Costa, M.A.M. 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecol.*, 24: 3-10.
- Chellappa, N.T., 1990. Phytoplankton species composition, chlorophyll biomass, and primary production of the Jundiaí Reservoir (north-eastern Brazil) before and after eutrophication. *Arch. Hydrobiol* 32, 75–91.
- Chellappa, N.T., Amorim, J.M.F., Bezerra, T.A., Cid, V., Costa, I.A. 1996. Studies on microalgae of Rio Grande do Norte, Brazil: a comparison of the phytoplankton assemblages of an oligotrophic and eutrophic lake. *Beih. Nova Hedwigia*, Germany 112, 513–524.
- Chellappa, N.T., Borba, J.M., Rocha, O. 2008. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. 2008. *Braz. J. Biol.*, 68: 477-494.
- Chellappa, N.T., Chellappa, T., Câmara, F.R.A, Rocha, O., Chellappa, S. 2009. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. *Limnologica*, 39: 273-282.
- Cole, G. A., 1994. *Textbook of Limnology*. Waveland Press Inc, Illinois, 412 pp.
- Costa, I.A.S., Chellappa, N. T., Araújo, M. F. F. 1998. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves. Assu-RN, Brasil. *Acta Limnol. Brasil*. 10, 65–78.

- Costa, I.A.S., Azevedo, S.M.F.O., Senna, P.A., Bernardo, R.R., Costa, S.M., Chellappa, N.T. 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.*, 66 (1B): 211-219.
- COSTA, I.A.S., CUNHA, S.R.S., PANOSSO, R., ARAÚJO, M.F.F., MELO, J.L., ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecol. Bras.*, 13 (2): 382-401.
- Crossetti, L.O. & Bicudo, C.E.M. 2008. Phytoplankton as a monitoring to in a tropical urban shallow reservoir (Garças pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, v. 610, 161–173.
- Dantas, Ê. W., Bittencourt-Oliveira, M. C., Moura, A. N. 2011. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologia* (2011)
- De'ath, G. & Fabricius, K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3178–3192.
- Diniz, R. 2005. Ritmos nictemerais e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias em dois açudes do trópico semi-árido (PB). Tese de Doutorado. UFCG, Campina Grande, Paraíba. 194p.
- Fernandes, V. O., Cavati, B., Oliveira, L.B., Souza, B.D'â. 2009. Ecologia de cianobactérias : fatores promotores e consequências das florações. *Oecol. Bras.*, 13 (2): 247-258.
- Fonseca, B. M. & Bicudo, C. E. M. 2007. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* (2007)
- Freire, R.H.F., Calijuri, M.C., Santaella, S.T. 2009. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. *Acta Limnol. Brasil.*, 21 (2), 251-262.
- 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. *Oecolog. Austr.*, 15 (33): 655-665
- Gliwicz, Z.M. 1990. Why do Cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia*, 200: 83-97.
- Gomes, L.N.L., Oliveira, S.M., Giani, A., Von Sperling, E. 2011. Association between biotic and parameters and the occurrence of cyanobacteria in a Brazilian reservoir. *Environ. Monit. Assess.*
- Haande, S., Rohrlack, T., Semyalo, R. P., Brettum, P., Edvardsen, B., Lyche-Solheim, A., Sorensen, K., Larsson, P. 2011. Phytoplankton dynamics and cyanobacterial dominance in Murchison Bay of Lake Victoria (Uganda) in relation to environmental conditions. *Limnologia* 41: 20–29.
- Hillebrand H., Durselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, 35, 403-424.
- Hoeger, S.J., Shaw, G., Hitzfeld, B.C., Dietrich, D.R. 2004. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants. *Toxicon*, 43: 639–649
- HUSZAR, V.L.M. & SILVA, L.H. 1999. Estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. *Limnotemas*, 2: 17p.

- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M.M., Domingos, P., Sant'anna, C.L. 2000. Cyanoprokariota assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77.
- IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio ambiente do Rio Grande do Norte. Rio Grande do Norte. (2012). Perfil do seu município. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/>. Acesso em 08 de Abril de 2012.
- Jensen, P., Jeppesen, E., Olrik, K., Kristensen, P. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 51. 97-109.
- Jespersen, A.M., Christoffersen, K. 1988. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. Hydrobiol.* 109: 445-454.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Lecren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11, 143-170.
- Marinho, M.M. & Huszar, V.L.M. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Arch. Hydrobiol.*, 153: 443-468.
- Mccune, B. & Mefford, M. J., 2011. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. version 6.0. MjM Software Design, Oregon.
- Murphy, J. & Riley, J.P. 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, 27: 31.
- Naselli-Flores, L. 2000. Phytoplankton assemblages in 21 reservoirs: relationship between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia* 424: I-II.
- Naselli-Flores, L. 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr. Deep Lake and Mr. shallow Lake. *Hydrobiologia*, 506-509, 13-21.
- NASELLI-FLORES, L. & BARONE, R. 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, 548: 85 – 99.
- Nõgoes, T., Nõgoes, P., Laugaste, 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.
- Oliveira, J. N. P. A INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO DIFUSA E DO REGIME HIDROLÓGICO PECULIAR DO SEMIÁRIDO NA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL. Natal, 2012. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 114 p.
- O'neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potencial roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14: 313-334.
- Padisák, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Hydrobiology*, vol. 107, no. 4, p. 563-593.

- Padisák, J. & Reynolds, C.S. 1998. Selection of phytoplankton associations in lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokariotes. *Hydrobiologia*, v. 384, 41–53.
- Padisák, J. & Reynolds, C. S. 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia* 506-509
- Paerl, H. W. 2009. Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. *Estuar. Coasts*, vol. 32, p. 593–601.
- Paerl, H. W.; Xu, H.; McCarthy, M. J.; Zhu, G.; Qin, B.; Li, Y.; Gardner, W. S. 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy. *Water Research*, 45, p. 1973-1983
- Piccin-Santos, V., Bittencourt-Oliveira, M. C. 2012. Toxic Cyanobacteria in Four Brazilian Water Supply Reservoirs. *J. Environ. Protect.*, v. 3, 68-73
- Reynolds, C.S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. In: CALLOW, J. (ed). *Adv. Bot. Res.*, Academic Press, London, p. 67-143.
- Reynolds, C.S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Romo, S., Soria, J., Fernández, F., Ouahid, Y., Barón-Solá, A. 2012. Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biol.* (2012).
- Schindler, D. W. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. B.*, 22 Aug 2012
- SEMARH - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos Rio Grande do Norte (2012). Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br/>. Acesso em 08 de Abril de 2012.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Illinois University Press, Urbana, IL
- Shapiro, J. 1990. Currents beliefs regarding dominance by blue-greens: the case of the importance of CO<sub>2</sub> and pH. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 38-54.
- Smith, V. 1983. Low nitrogen to phosphorous rations favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671.
- Smith, V. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 148-153.
- Soares, M.C.S., Rocha, M.I.A., Marinho, M.M., Azevedo, S.M.F.O., Branco, C.W.C., Huszar, V.L.M. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquat. Microb. Ecol.*, 57: 137-149.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Azevedo, S.M.F.O., Branco, C.W.C., Huszar, V.L.M. 2012. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica* (2012).
- Thorntwaite, C.W. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, New York, v.38, n.1, p.55-94, 1948

- Turgeon, K. & Rodríguez, M.A. 2005. Predicting microhabitat selection in juvenile Atlantic salmon *Salmo solar* by the use of logistic regression and classification trees. *Freshwater Biol.* 50(4):539-551.
- Uhelinger, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch Sci Arch. Sci.*, 17: 121-123.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton - methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109-122
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 2000. *Limnological Analyses*. 3<sup>rd</sup> Ed. Springer-Verlag New York Inc., New York.
- Xiao, L.-J., Wang, T., Hu, R., Han, B.-P., Wang, S., Qian, X., Padisák, J. 2011. Succession of phytoplankton functional groups regulated by monsoonal hydrology in a large canyon-shaped reservoir. *Water Res.* (2011)
- Zhang Y. & Prepas E.E. 1996. Short-term effects of  $\text{Ca(OH)}_2$  additions on phytoplankton biomass: a comparison of laboratory and *in situ* experiments. *Water Res.*, 30, 1285-1294.