



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**MÁRIO UBIRAJARA GONÇALVES BARROS**

**PROSPECÇÃO DE *CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII* EM  
RESERVATÓRIOS NO CEARÁ E EFEITOS DA DEPLEÇÃO DE NUTRIENTES  
NA SUA CONCENTRAÇÃO CELULAR**

**FORTALEZA**

**2013**

MÁRIO UBIRAJARA GONÇALVES BARROS

PROSPECÇÃO DE *CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII* EM RESERVATÓRIOS NO  
CEARÁ E EFEITOS DA DEPLEÇÃO DE NUTRIENTES NA SUA CONCENTRAÇÃO  
CELULAR

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Capelo Neto.

FORTALEZA

2013

MÁRIO UBIRAJARA GONÇALVES BARROS

PROSPECÇÃO DE *CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII* EM RESERVATÓRIOS  
NO CEARÁ E EFEITOS DA DEPLEÇÃO DE NUTRIENTES NA SUA  
CONCENTRAÇÃO CELULAR

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Saneamento Ambiental.

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

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. José Capelo Neto (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dr. Glácio Souza Araujo  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

A minha querida família, amigos, professores  
e estudantes.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me possibilitar a concretização de todas as etapas desse trabalho com saúde e responsabilidade.

Em especial ao meu avô Francisco Barros Neto (*In memoriam*), que sempre me incentivou a um caminho voltado para a aprendizagem, e com as suas sábias palavras me direcionou para um caminho pautado na honestidade e na dignidade. Obrigado vovô. A você ofereço a dedicação desse trabalho.

Aos meus queridos pais Mário Barros e Tânia Maria, pelos seus ensinamentos, valores e sentimentos transmitidos. Pela paciência e pela orientação nos momentos difíceis.

A minha querida irmã Ana Carolina, pelo sincero e recíproco carinho e amizade.

A Paloma Ribeiro, pelo companheirismo e cumplicidade ao meu lado, pelos seus conselhos, sua confiança, seu amor e compreensão.

A todos os meus tios, primos, avó, cunhados e sogra.

Ao Prof. Dr. José Capelo Neto, pelas suas orientações na realização desse trabalho. Bem como, pela sua presteza e prontidão que foram fundamentais para a realização dessa pesquisa, e por acreditar nessa pesquisa, até então inédita na nossa universidade.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) responsáveis pelo meu aprendizado durante o Mestrado.

Ao Prof. Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias por aceitar o convite em participar da banca examinadora. Além, das orientações que também fizeram parte deste trabalho.

Aos meus amigos do SELAQUA (Ismael, Régis, Larissa, Ana Zélia, Karina, Rhayam, Ticiane, Jolita, Thaís, José Pedro e Maria).

A empresa Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), representada pela figura da Dra. Neuma Buarque, pela disponibilidade de infraestrutura para a realização desta pesquisa. Além da orientação e gentileza com todos os alunos da UFC.

Ao amigo Victor Cochrane, por ter dado o passo inicial a realização dessa pesquisa, com a obtenção da Cepa da espécie pesquisada.

A Prof. (a). Dra Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo, e todos os representantes do LECT da Universidade Federal do Rio de Janeiro por nos ceder à cepa para a realização dessa pesquisa. Além, da orientação na realização dessa pesquisa.

Ao Prof. Armênio do Departamento de Medicina da Universidade Federal do Ceará, pela orientação nos ensaios de toxicidade.

Ao Prof.Dr.Glácio Souza Araújo pela aceitação do convite em participar da banca examinadora, e por contribuir com seus conhecimentos para esse trabalho.

Aos Amigos pessoais do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental e do Departamento de Engenharia de Pesca.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho, mesmo que em pensamentos e palavras de incentivo.

*“Suba o primeiro degrau com fé. Não é necessário que você veja toda a escada. Apenas dê o primeiro passo”.*

*Martin Luther King*

## RESUMO

A qualidade da água dos reservatórios brasileiros vem sendo comprometida devido ao intenso processo de eutrofização. O lançamento de esgoto sanitário, a agropecuária e a piscicultura intensiva favorecem esse fenômeno pela introdução no meio aquático de altas concentrações de nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo. A eutrofização da água prejudica o abastecimento público pelo fato de favorecer a proliferação de cianobactérias potencialmente produtora de toxinas. O presente trabalho teve como objetivo realizar um mapeamento das cianobactérias potencialmente produtora de toxinas, especificamente a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, em mananciais utilizados para abastecimento público no estado do Ceará. Os dados necessários para a prospecção do fitoplâncton nos reservatórios do Ceará foram coletados no laboratório central da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). Avaliou-se também a influência da depleção de nutrientes limitantes no desenvolvimento de culturas da *C. raciborskii* T3. Os experimentos foram realizados utilizando-se como meio de cultivo o ASM-1 e variações do mesmo com a retirada de 75 e 50% de fósforo e nitrogênio da sua composição inicial. As culturas foram desenvolvidas em condições não axênicas, mantidas sob intensidade luminosa constante de  $6,75 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$  submetidas à fotoperíodo de 12h:12h e temperatura de  $24\pm 2$  °C. O mapeamento da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios estudados apresentou dominância de cianobactérias, frequentemente maiores que 90% do fitoplâncton total. Com relação à cianobactéria *C. raciborskii*, sua presença foi evidenciada em todos os reservatórios estudados, com menor representação no açude Cedro (30%) e maior no Açude Carmina (98%). Em todos os açudes, exceto o Açude Cedro, a presença do gênero *C. raciborskii* foi, em média, maior que 70% durante todo o período estudado. A dominância dessa espécie foi evidenciada em três reservatórios: açude Acarape do Meio (92%), açude Serafim Dias (89%) e açude do Coronel (73%) e em dois reservatórios, açude Sítios Novos e açude Cedro, esta espécie não dominou em nenhuma coleta. Os resultados mostraram também que as culturas com depleção de nitrogênio apresentaram nitidamente menor crescimento com relação aos outros experimentos, atingindo a fase estacionária mais cedo e com menores concentrações celulares. Já as culturas com depleção de fósforo (75 e 50% P) apresentaram curvas de crescimento mais acentuadas, demonstrando assim que o elemento nitrogênio foi limitante para o crescimento da *C. raciborskii* nas condições deste experimento.

Palavras - chave: Cianobactérias. Nutrientes limitantes. Reservatórios.

## ABSTRACT

The water quality of Brazilian reservoirs has been harmful due to the intense process of eutrophication. Wastewater, agriculture and intensive farming favor this phenomenon by introducing into the aquatic environment high concentrations of nutrients, particularly nitrogen and phosphorus. Eutrophication of water affects the public water supply because it induces proliferation of cyanobacteria, potentially toxin producers. This study aimed to perform a mapping of cyanobacteria, potentially toxin producers, specifically *Cylindrospermopsis raciborskii*, in reservoirs used for public supply in the state of Ceará. Data were collected in the central laboratory of Water and Wastewater Company of Ceará (CAGECE). We also evaluated the effect of depletion of limiting nutrients in the growth of *C. raciborskii* T3. The experiments were performed using as the culture medium ASM-1 and variations of it with the removal of 75% and 50% of phosphorus and nitrogen from its initial composition. Cultures were grown in axenic conditions and maintained under constant light intensity of  $6.75 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , subjected to photoperiod of 12h: 12h and  $24 \pm 2$  ° C. The mapping of phytoplankton in reservoirs studied showed dominance of cyanobacteria, often greater than 90% of the total cell concentration. Regarding the cyanobacterium *C. raciborskii*, its presence was evident in all reservoirs studied, with less representation in Cedro (30%) and higher in Carmina (98%). In all reservoirs except Cedro, the presence of the genus *C. raciborskii* was on average greater than 70% throughout the study period. The dominance of this species was found in three reservoirs: Acarape do Meio (92%), Serafin Dias (89%) and Coronel (73%) and two reservoirs, Sítios Novos and Cedro, this species did not dominate in any campaign. The results also showed that the nitrogen-depleted cultures showed significantly lower growth relative to other experiments, reaching the stationary phase sooner and at lower cell concentrations. Cultures with depletion of phosphorus (75%P and 50%P) showed more pronounced growth curves, showing that the element nitrogen was limiting the growth of *C. raciborskii* in this experiment.

Key - words: Cyanobacteria. Limiting nutrients. Reservoirs.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Mapa das bacias hidrográficas do Ceará.....	18
Figura 2- Estrutura química das microcistinas .....	32
Figura 3- Estrutura química das nodularinas.....	32
Figura 4- Estrutura química da cilindropermopsina .....	33
Figura 5- Estrutura química da Anatoxina-a .....	34
Figura 6- Estrutura química da Anatoxina-a(s) .....	35
Figura 7- Estrutura química das saxitoxinas .....	35
Figura 8- Efeito das saxitoxinas no sistema nervoso.....	36
Figura 9- Fluxograma de adaptação da cepa as condições experimentais .....	44
Figura 10 - (A) Câmara de Neubauer improved utilizada para a quantificação da densidade celular (B) Área utilizada para contagem celular .....	45
Figura 11- Gráfico de correlação entre absorbância e concentração celular em comprimento de onda de 680 nm .....	46
Figura 12- Precipitação mensal na área de influencia do açude Madeiro no período de janeiro de 2010 a julho de 2011. ....	50
Figura 13 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Madeiro entre os meses de janeiro de 2010 a julho de 2011. ....	55
Figura 14 - Precipitação mensal na área de influencia do açude Cedro no período de janeiro de 2010 a julho de 2011. ....	54
Figura 15 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Cedro entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.....	55
Figura 16 - Precipitação mensal na área de influencia do açude Edson Queiroz no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.....	57
Figura 17 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Edson Queiroz entre os meses de janeiro de 2010 a julho de 2011.....	59
Figura 18 - Precipitação mensal na área de influencia do açude Acarape do Meio no período de janeiro de 2010 a julho de 2011. ....	60
Figura 19 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Acarape do Meio entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.....	62
Figura 20- Precipitação mensal na área de influencia do açude Serafim Dias no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.....	64
Figura 21 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Serafim Dias entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.....	67
Figura 22- Precipitação mensal na área de influência do açude do coronel no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.....	68
Figura 23- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude do coronel entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011. ....	73
Figura 24- Precipitação mensal na área de influência do açude Carmina no período de janeiro de 2010 a julho de 2011. ....	71
Figura 25- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Carmina entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.....	73

Figura 26- Precipitação mensal na área de influencia do açude Rivaldo de Carvalho no período de janeiro de 2010 a julho de 2011. ....	74
Figura 27- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Rivaldo de Carvalho entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011. ....	76
Figura 28- Precipitação mensal na área de influencia do açude Sítios Novos no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.....	79
Figura 29- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Sítios Novos entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.....	80
Figura 30- Curva de Crescimento da espécie <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> submetida a cinco diferentes relações N: P. ....	84

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Padrão de cianotoxinas na água para consumo humano (Portaria 2914/2011). .....	29
Tabela 2- Reservatórios analisados pela CAGECE durante o período estudado. ....	40
Tabela 3 - Composição das soluções estoques que compõem o meio ASM-1 .....	42
Tabela 4- Modificações realizadas na concentração original de nutrientes limitantes (N e P).42	
Tabela 5 - Parâmetros de rendimento cinético das culturas <i>C. raciborskii</i> T3 .....	81

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>ATX(S)</b>	Anatoxina-a(S)
<b>ATX</b>	Anatoxina-A
<b>BHA</b>	Bacia Hidrográfica do Acaraú
<b>BHAJ</b>	Bacia Hidrográfica do Alto Jaguaribe
<b>BHBJ</b>	Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe
<b>BHB</b>	Bacia Hidrográfica do Banabuiú
<b>BHM</b>	Bacia Hidrográfica Metropolitana
<b>CYN</b>	Cilindrospermopsina
<b>CAGECE</b>	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
<b>CCM</b>	Concentração Celular Máxima
<b>COGERH</b>	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos
<b>DO<sub>680</sub></b>	Densidade Óptica no comprimento de onda a 680 nm
<b>DL<sub>50</sub></b>	Dose Letal a 50% da população
<b>DEHA</b>	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
<b>ETA</b>	Estação de Tratamento de Água
<b>GEGOQ</b>	Gerência de Controle de Qualidade
<b>GTX</b>	Gonotoxina
<b>LETC</b>	Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias
<b>MCS</b>	Microcistinas
<b>N</b>	Nitrogênio
<b>NSTX</b>	Neosaxitoxina
<b>P</b>	Fósforo
<b>PSP</b>	<i>Paralict Shellfish Poisoning</i>
<b>SELAQUA</b>	Seção Laboratorial de Qualidade de Água
<b>STX</b>	Saxitoxina
<b>UFC</b>	Universidade Federal do Ceará
<b>UFRJ</b>	Universidade Federal do Rio de Janeiro

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	16
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
2.1 Bacias hidrográficas.....	18
2.1.1 Bacia hidrográfica do Coreaú .....	19
2.1.2 Bacia hidrográfica do Acaraú .....	19
2.1.3 Bacia hidrográfica do Litoral.....	20
2.1.4 Bacia hidrográfica Metropolitana .....	20
2.1.5 Bacia hidrográfica do Curu.....	21
2.1.6 Bacia hidrográfica do baixo Jaguaribe .....	21
2.1.7 Bacia hidrográfica do Parnaíba .....	21
2.1.8 Bacia hidrográfica do Banabuiú .....	22
2.1.9 Bacia hidrográfica do médio Jaguaribe .....	22
2.1.10 Bacia hidrográfica do alto Jaguaribe .....	23
2.1.11 Bacia hidrográfica do Salgado .....	23
2.2 Clima no Ceará.....	24
2.3 Abastecimento de água e eutrofização .....	25
2.4 Cianobactérias .....	27
2.5 Cianotoxinas.....	31
2.6 A espécie <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	37
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	40
3.1 Reservatórios analisados .....	40
3.2 Cultivos de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> .....	41
3.3 Condições de manutenção das cepas originais.....	41
3.4 Fluxograma de repicagem: .....	43
3.5 Fases de adaptação da cepa as condições experimentais .....	43
3.6 Determinação de densidade algal .....	44
3.6.1 Contagem celular.....	44
3.7 Correlações entre Absorbância e Contagem Celular .....	45
4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49

5.1	Prospecções de cianobactérias em reservatórios no Estado do Ceará .....	49
5.1.1	<i>Açude madeiro</i> .....	49
5.1.3	<i>Açude Edson Queiroz</i> .....	56
5.1.4	<i>Açude Acarape do Meio</i> .....	60
5.1.5	<i>Açude Serafim Dias</i> .....	63
5.1.6	<i>Açude do Coronel</i> .....	67
5.1.7	<i>Açude Carmina</i> .....	70
5.1.8	<i>Açude Rivaldo de Carvalho</i> .....	74
5.1.9	<i>Açude Sítios Novos</i> .....	78
5.2	Avaliação da depleção de nutrientes limitantes no crescimento da espécie <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> T3 .....	81
5.2.1	<i>Taxa de Crescimento e Concentração Celular Máxima</i> .....	81
5.2.3	<i>Curvas de Crescimento</i> .....	84
6	CONCLUSÕES .....	87
	REFERÊNCIAS .....	89
	ANEXO A- Metodologias de Coletas, identificação e contagem do fitoplâncton utilizadas pela CAGECE. ....	99

## 1 INTRODUÇÃO

A dominância de algumas espécies em uma comunidade fitoplanctônica depende de uma complexidade de fatores físicos, químicos e biológicos. As cianobactérias são comumente encontradas em muitos reservatórios eutróficos e a floração desses microrganismos também é responsável pela deterioração do ambiente aquático. A identificação de fatores que promovem o crescimento acelerado dessas espécies é uma questão crucial para a gestão eficaz dos reservatórios (COGERH, 2008).

A ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento humano representa um sério problema tanto ecológico quanto de saúde pública, devido ao grande potencial de produção de compostos tóxicos. Sendo assim, são necessárias pesquisas que ampliem os conhecimentos relativos aos seus mecanismos de controle fisiológico, principalmente os que regem o seu crescimento populacional e toxicidade (COGERH, 2008).

No Ceará, a Cagece (2010a) reporta que há um aumento cada vez maior das florações de cianobactérias produtoras de neurotoxinas nos mananciais que abastecem as principais cidades do estado. Um exemplo é o açude Acarape do Meio (Redenção – CE) que, apresentou florações constantes no período entre fevereiro de 2009 a março de 2010.

Segundo a COGERH (2008), a agricultura, o lançamento de esgotos e a piscicultura intensiva, estão comprometendo a qualidade dos reservatórios do Ceará, causando eutrofização, processo este que é resultante do incremento da concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos, principalmente fósforo e nitrogênio. Tais nutrientes são essenciais para o crescimento do fitoplâncton (microalgas e cianobactérias) e de macrófitas (plantas aquáticas).

O processo de eutrofização dos mananciais superficiais no estado do Ceará pode ser confirmado desde 2000, quando a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) iniciou um monitoramento mais detalhado nos principais açudes que gerencia. Esse processo tem detectado, com cada vez com mais frequência florações de cianobactérias nos mananciais que abastecem a população cearense.

Conforme Ferreira (2008), em função do clima e da proximidade da linha do Equador, o Ceará apresenta um conjunto de condições ótimas para o desenvolvimento de fitoplâncton, como: alta incidência luminosa, com aproximadamente, 12 horas de

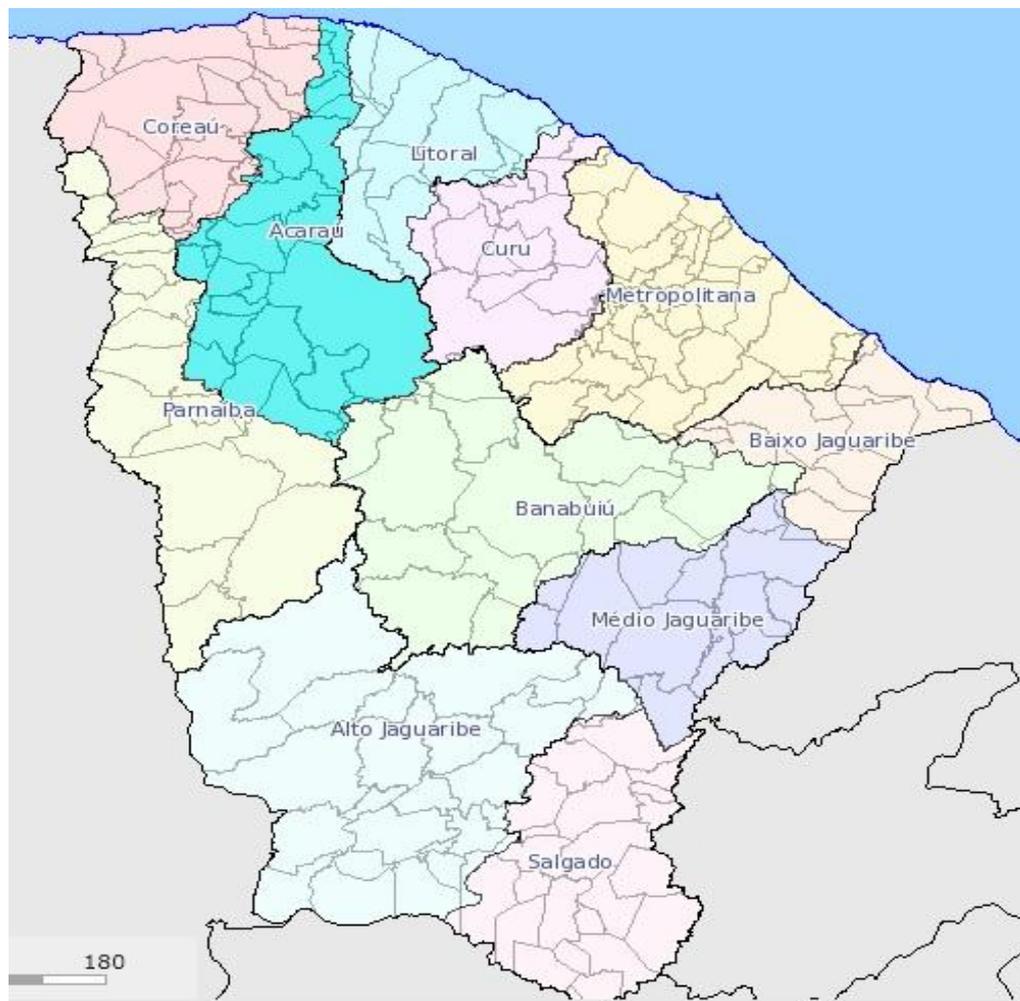
iluminação/dia, durante todo o ano; temperaturas altas; restrito período de chuvas; e águas superficiais confinadas em açudes, o que aumenta muito o seu tempo de retenção.

Apesar da grande importância do estudo da *C. raciborskii*, ainda não foi realizado um estudo compreensível e completo sobre a presença desta cianobactéria nos reservatórios cearenses, tampouco sobre os efeitos da limitação de nutrientes sobre seu crescimento, e qual nutriente se configura como principal limitante. Esses parâmetros são de suma importância para a compreensão das florações das cianobactérias e seus possíveis efeitos no abastecimento público do nosso Estado.

Sendo assim, esse trabalho teve como objetivo geral, estudar a dinâmica da população fitoplanctônica em reservatórios artificiais para abastecimento público no estado do Ceará, com ênfase nas cianobactérias e mais especificamente na espécie *C. Raciborskii* e estudar o crescimento de *C. raciborskii* T3, em diferentes relações e concentrações de macronutrientes, mais especificamente nitrogênio e fósforo, comparando-os com o meio controle (ASM1). Como objetivos específicos objetivou-se avaliar a dinâmica populacional da espécie *C. raciborskii* em função da precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do Estado do Ceará e verificar a relação entre as densidades celulares de *C. raciborskii* com outras cianobactérias e com os demais grupos do fitoplâncton ao longo do ano.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Figura 1- Mapa das bacias hidrográficas do Ceará.



Fonte: COGERH/IPECE

### 2.1 Bacias hidrográficas

Bacia hidrográfica é um conjunto de terras drenadas por um rio principal, seus afluentes e subafluentes, formada através dos desníveis dos terrenos que orientam os cursos da água nas regiões mais altas do relevo por divisores de água. Nas bacias hidrográficas, as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático, recebendo energia através de agentes climáticos e perdendo energia através do deflúvio (LIMA; ZAKIA, 2000). O Estado do Ceará, segundo o Plano Estadual dos Recursos Hídricos, está dividido em 11 Bacias Hidrográficas (FIGURA 1) (SRH, 2005).

### ***2.1.1 Bacia hidrográfica do Coreaú***

A bacia do Coreaú está localizada na porção norte ocidental do Estado do Ceará, é formado pela área drenada pelo rio Coreaú e seus tributários, além de microbacias que se abrem diretamente para o Oceano Atlântico, possuindo os seguintes limites: ao sul as bacias do Parnaíba e Acaraú, a oeste o Estado do Piauí, a leste a bacia do rio Acaraú e ao norte o Oceano Atlântico. Esta bacia compreende 130 km de litoral, com 26 municípios, totalizando uma área drenada de 10.657 km<sup>2</sup>. A bacia hidrográfica do Coreaú caracteriza-se por possuir poucas intervenções hídricas e um total de 631 reservatórios (COGERH, 2008). Com 170 destes apresentando áreas maiores que 5 ha (FUNCEME, 2008).

Dos 9 principais reservatórios da região, 7 possuem representatividade no balanço hídrico, pois são açudes interanuais, capazes de acumular mais de 10 milhões de metros cúbicos em determinado ano e guardar parte do volume acumulado para os anos subsequentes. Com isso, atravessando, com alguma reserva de água, anos seguidos de pluviometria irregular. A oferta de água superficial é feita por um sistema de reservatórios, destacando-se como principais: açude Itaúna (77.500.000 m<sup>3</sup>), açude Gangorra (62.500.000 m<sup>3</sup>), açude Angicos (56.050.000 m<sup>3</sup>), totalizando um potencial hídrico da bacia de 297.090.000 m<sup>3</sup> (COGERH, 2008).

### ***2.1.2 Bacia hidrográfica do Acaraú***

Trata-se de uma área situada na região norte do Estado do Ceará na região subequatorial, submetida ao efeito da irregularidade pluviométrica sendo ampla em seu alto curso e estreita próximo à costa, drenada predominantemente pelo rio Acaraú, que nasce na Serra da Mata.

A bacia do Acaraú desenvolve-se no sentido sul-norte, com aproximadamente 315 km de extensão. A área da bacia compreende 14.423 km<sup>2</sup> e abrange 298 km de trechos de cursos d'água, compreendendo 28 municípios do Estado do Ceará, totalizando 1.443.763.000 m<sup>3</sup> de oferta hídrica. Apresentando, uma extensão de perenização de 339 km, perenizados artificialmente pelos açudes: Paulo Sarasate

(891.000.000 m<sup>3</sup>), Edson Queiroz (254.000.000 m<sup>3</sup>), Ayres de Souza (104.430.000 m<sup>3</sup>), Forquilha (50.130.000 m<sup>3</sup>) e Acaraú Mirim (52.000.000 m<sup>3</sup>) (COGERH, 2008).

### ***2.1.3 Bacia hidrográfica do Litoral***

Essa região hidrográfica, com área de drenagem de 8.619 km<sup>2</sup> engloba as bacias do Aracatiaçu (3.415 km<sup>2</sup>), Mundaú (2.227 km<sup>2</sup>), Aracati mirim (1.565 km<sup>2</sup>), Trairi (556 km<sup>2</sup>) e Zumbi (156km<sup>2</sup>). Além de uma faixa litorânea de escoamento difuso de 663 km<sup>2</sup>. Essa bacia abrange 11 municípios e apresenta uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 98.290.000 milhões de m<sup>3</sup>, num total de 7 açudes públicos gerenciados pela COGERH. Os lagos e lagoas existentes na bacia do Litoral ocorrem principalmente devido a extensa faixa litorânea e pela predominância de um relevo muito suave e de baixa altitude. Os principais reservatórios são: açude Santo Antonio de Aracatiaçu (24.340.000 m<sup>3</sup>), açude Mundaú (21.300.000 m<sup>3</sup>), açude São Pedro Timbaúba (19.250.000 m<sup>3</sup>). O potencial hídrico desta bacia é de 98.290.000 m<sup>3</sup> (COGERH, 2008).

### ***3.1.4 Bacia hidrográfica Metropolitana***

A Bacia Metropolitana situam-se na porção nordeste do Estado, limitada ao sul pela bacia do Rio Banabuiú, a leste pela bacia do Rio Jaguaribe, a oeste pela bacia do Rio Curu, e ao norte pelo Oceano Atlântico, abrangendo uma área de 15.085 km<sup>2</sup>. Esta bacia é composta por 31 municípios, apresentando uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 1.325.344.000 m<sup>3</sup>, num total de 14 açudes públicos, com destaque para a Região Metropolitana de Fortaleza, que abriga cerca de 40% da população estadual (2,9 milhões de habitantes). O Plano de Gestão das Águas da Bacia Metropolitana (COGERH, 2000) identificou 14 sub-bacias independentes; 3 canais de transposição da água; 14 estações de bombeamento e 8 adutoras. As bacias metropolitanas litorâneas são de pequeno porte e de pouca representatividade hidrológica, com exceção das bacias São Gonçalo, Pirangi, Choró e Pacoti.

A região abriga o mais importante centro consumidor de água que é a Região Metropolitana de Fortaleza, onde se pode destacar o sistema de integração das bacias para o atendimento da população que importa água de outras bacias

hidrográficas, através do Canal do Trabalhador e do Eixão das Águas. Com 135 km de rios perenizados a oferta de água superficial é feita por um sistema de reservatórios, destacando-se como principais: Pacoti (380.000.000 m<sup>3</sup>); Pacajús (240.000.000 m<sup>3</sup>); Pompéu Sobrinho (143.000.000 m<sup>3</sup>); Riachão (46.950.000 m<sup>3</sup>); Gavião (32.900.000 m<sup>3</sup>); Acarápe do Meio (31.500.000 m<sup>3</sup>); Sítios Novos (126.000.000 m<sup>3</sup>) e Aracoiaba (170.700.000 m<sup>3</sup>), totalizando uma vazão da ordem de 14,50 m<sup>3</sup>/s (SRH, 2005).

### ***2.1.5 Bacia hidrográfica do Curu***

Esta bacia possui uma área de drenagem de 8.605 km<sup>2</sup>, e está em quase sua totalidade no semiárido cearense, tendo como principal afluente o rio Canindé, na margem esquerda e o rio Caxitoré, na margem direita. Desta forma, ela abrange a parte centro-oeste do estado, e grande parcela do seu divisor de águas é formada por zonas montanhosas, com destaque para a serra de Baturité ao leste, e a serra de Uruburetama ao oeste. Essa bacia abrange 15 municípios, e tem uma capacidade de acumulação de água de 1.068.355.000 m<sup>3</sup>, num total de aproximadamente 350 açudes. O Regime pluviométrico é irregular, com precipitações que crescem do sertão para o litoral e seus principais reservatórios são: o açude Caxitoré (202.000.000 m<sup>3</sup>), o açude Pentecostes (19.710.400 m<sup>3</sup>) e o açude General Sampaio (1.137.100 m<sup>3</sup>) (SRH, 2005).

### ***2.1.6 Bacia hidrográfica do baixo Jaguaribe***

Formada pela bacia do Jaguaribe, tem uma área de drenagem de 6.875 km<sup>2</sup>, correspondente a 4,64% do território cearense, sendo o rio Palhano o principal afluente do Jaguaribe nesse trecho, compreendendo 9 municípios. O rio Palhano, com 207 açudes oferece a região uma capacidade de armazenamento de 296.710.000 m<sup>3</sup>, a menor dentre as bacias do Jaguaribe, onde se destaca o açude Santo Antonio (24.000.000 m<sup>3</sup>). Essa bacia demanda grande quantidade de água para atividades de aquicultura (COGERH, 2008).

### ***2.1.7 Bacia hidrográfica do Parnaíba***

Apenas uma pequena área de 16.901 km<sup>2</sup> da bacia hidrográfica do Parnaíba pertence ao território cearense, bacias dos rios Poti e Longá, situadas mais ao norte sobre a chapada da Ibiapaba. Ela engloba aproximadamente 18 municípios cearenses, apresentando um alto índice de pluviosidade o que confere aos cursos d'água um regime de semi perenização. Também engloba as bacias do rio Poti e Macambira e um conjunto de 8 sub-bacias pertencentes as bacias dos rio Longá e Pirangi. Na bacia drenada pelo rio Parnaíba em território cearense os principais açudes são: Jaburu I (210.000.000 m<sup>3</sup>), Jaburu II (116.000.000 m<sup>3</sup>), Flor do Campo (111.300.000 m<sup>3</sup>), Barra Velha (99.500.000 m<sup>3</sup>) e Carnaubal (87.690.000 m<sup>3</sup>). Esses cinco reservatórios tem a capacidade de armazenar cerca de 90% do volume máximo previsto para os nove reservatórios administrados pela COGERH nesta bacia, que é de 673.800.000 m<sup>3</sup> (SRH, 2005).

### ***2.1.8 Bacia hidrográfica do Banabuiú***

A bacia hidrográfica do Banabuiú possui uma extensão de 314 km e área de drenagem de 19.316 km<sup>2</sup>, abrange 12 municípios, correspondendo a 13,37% do território cearense, sendo o rio Banabuiú o principal tributário do rio Jaguaribe. São afluentes desta bacia pela margem esquerda, os rios Patu, Quixeramobim e Sitiá e pela margem direita destaca-se apenas o riacho Livramento. A capacidade de armazenamento em 18 reservatórios monitorados é da ordem de 2.275.909.000m<sup>3</sup>, dos quais, os maiores açudes são: o Banabuiú (1.606.000.000 m<sup>3</sup>), Pedras Brancas (434.040.000 m<sup>3</sup>), o Cedro (126.000.000 m<sup>3</sup>) e o açude Fogareiro (118.820.000 m<sup>3</sup>). Além disso, ressalta-se um expressivo volume armazenado em 1.500 pequenos açudes, distribuído na área da bacia (SRH, 2005).

### ***2.1.9 Bacia hidrográfica do médio Jaguaribe***

Com uma área de 10.509 km<sup>2</sup>, que abrangendo 12 municípios, correspondendo a 7,09% do território cearense, a bacia do rio Jaguaribe apresenta o melhor nível de atendimento às populações urbanas, devido à perenização das águas dos açudes Orós e Castanhão. Nessa área da bacia, o rio Jaguaribe tem como principais afluentes o rio Figueiredo e o riacho do Sangue. A capacidade total de armazenamento de água superficial é 7,5 bilhões de m<sup>3</sup>, em cerca de 1211 açudes. Seus principais

reservatórios são: o açude Castanhão, tendo a capacidade de armazenar 6,7 bilhões de m<sup>3</sup>; Riacho do Sangue com capacidade de 61,42 hm<sup>3</sup> e o açude Joaquim Távora com 23,66 hm<sup>3</sup>. Atualmente está em construção o maior eixo de transposição do estado do Ceará, o Canal da Integração com 255 km de extensão, que irá transportar águas acumuladas no açude Castanhão, da bacia do médio Jaguaribe, para outras bacias. Com isso, será atendida a demanda hídrica crescente, principalmente da região metropolitana de Fortaleza (SRH, 2005).

#### ***2.1.10 Bacia hidrográfica do alto Jaguaribe***

A bacia hidrográfica do alto Jaguaribe localiza-se a montante do açude Orós e drena uma área de 24.636 km<sup>2</sup>, correspondente a 16,36% do território cearense. O rio Jaguaribe, nesta região, apresenta uma extensão de 325 km, compreendendo 24 municípios. O alto Jaguaribe tem como principais afluentes, os rios: Bastiões, Trussu e Carius e os riachos Carrapateiras, Trici, Puiú e Conceição. A região do alto Jaguaribe apresenta 15 açudes monitorados, na ordem de 2.544,98 hm<sup>3</sup>. Desses reservatórios, os principais são: açude Orós com 1.940 hm<sup>3</sup>, o açude Trussu com 260,57 hm<sup>3</sup> e o Canoas com 60,25 hm<sup>3</sup>. Além disso, registra-se um grande número de pequenos açudes de uso particular ou comunitário. O menor reservatório é o açude do Coronel localizado em Antonina do Norte, com uma capacidade de 1.770.000 milhões de m<sup>3</sup>. Apesar do número expressivo com relação ao volume de acumulação de águas superficiais, a região é considerada deficitária pela quantidade de trechos de rios perenizados, onde os grandes reservatórios estão no terço inferior da bacia, ou seja, o mais a jusante possível (SRH, 2005).

As Sub-bacias do rio Salgado e do Alto Jaguaribe são responsáveis pelas recargas dos açudes Orós e Castanhão, os quais abastecem a região metropolitana de Fortaleza e os canais e adutoras que atendem o complexo portuário do Pecém, situado no litoral oeste cearense (COGERH, 2008).

#### ***2.1.11 Bacia hidrográfica do Salgado***

A bacia hidrográfica do Salgado compreende 23 municípios cearenses, é drenada pelo rio Salgado, ocupa uma área de 12.865 km<sup>2</sup>, e é subdividida em 5

microbacias, possuindo uma extensão de 308 km. Com mais de 700 açudes, ela abrange grande parcela da região sul do estado, incluindo o Cariri. O rio Salgado tem como principais afluentes: o rio Batateiras e o riacho dos Porcos. A região apresenta uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 469,40 hm<sup>3</sup>, num total de 12 açudes. Destacam-se o Atalho II com 108,25 hm<sup>3</sup>, Lima Campos com 66,37 hm<sup>3</sup>, o açude Rosário com 66,38 hm<sup>3</sup>, além dos açudes Quixabinha (31.780.000m<sup>3</sup>), Prazeres (32.500.000m<sup>3</sup>), Ubaldinho (31.800.000m<sup>3</sup>), e Cachoeira (34.330.000m<sup>3</sup>), que também possuem razoáveis potencias de acumulação (SRH, 2005).

## 2.2 Clima no Ceará

O estado do Ceará está situado na região nordeste do país, no chamado “polígono das secas”, com uma área de 146.348,30 km<sup>2</sup>, cuja característica é a aleatoriedade pluviométrica e a má distribuição espacial das chuvas. O posicionamento geográfico do estado insere todo o seu território, na Zona Tropical, o que ainda configura temperaturas elevadas e forte insolação anual. Essas condições climáticas são mais acentuadas durante maior parte do ano, quando o estado está sob a ação do Anticlone do Atlântico Sul, que estabiliza o tempo e se sobrepõe a interferência da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que por sua vez é responsável pela quadra chuvosa entre fevereiro e maio. Durante esse período de estabilidade se expressam as características típicas de regiões semiáridas: índices de nebulosidade baixos, forte insolação, elevadas temperaturas e taxas de evaporação e ausência de chuvas, marcadas anualmente pela irregularidade no tempo e espaço; o que caracteriza forte intermitência nos cursos hídricos e instável balanço hídrico (COGERH, 2008).

A COGERH relata que a principal consequência dos períodos secos no potencial hídrico das regiões é a redução do aporte de água nos reservatórios, muitas vezes sendo insuficiente até mesmo para recuperar a perda de volume armazenado ocorrida no período do ano anterior. Um aspecto importante da relação entre o regime pluviométrico e o volume hídrico do reservatório é a determinação dos fluxos hídricos, que podem influenciar fortemente a qualidade da água deste reservatório, uma vez que o tempo de retenção das águas altera as flutuações no nível de água e suas condições físicas, químicas e biológicas (COGERH, 2008).

Uma forma utilizada para quantificar a renovação da massa de água é através da estimativa do tempo de residência hidráulica. Ao longo do tempo, quanto

maior a média do tempo de residência, menor será a intensidade de renovação da massa de água, através da estimativa do tempo de residência pode-se ter uma indicação do tempo médio de permanência da massa de água. Os resultados obtidos pela COGERH (2008) indicam que há uma tendência à deterioração da qualidade da água, na medida em que o tempo de residência é ampliado.

Conforme Ferreira (2008) em função do clima e da proximidade da linha do Equador, o Ceará reúne um conjunto de condições ótimas para o desenvolvimento do fitoplâncton, dentre elas: alta incidência luminosa, com aproximadamente 12 horas de iluminação/dia, durante todo o ano; temperaturas altas que aceleram a absorção de nutrientes pelas algas; elevada capacidade de assimilação de nutrientes, associada com altas taxas de reciclagem, além de serem corpos d'água rasos. Todas essas características levam à prevalência de um intenso grau de produtividade primária, com altas taxas de mineralização que podem levar a um consumo de oxigênio bastante acelerado (VON SPERLING et al., 2007).

### **2.3 Abastecimento de água e eutrofização**

A qualidade da água é influenciada por uma gama de fatores naturais (biológicos, geológicos, hidrológicos, meteorológicos e topográficos). Estes fatores interagem nas bacias de drenagem e de captação de lagos, rios e estuários, podendo variar sazonalmente de acordo com as diferentes condições de tempo, volumes de escoamentos e níveis de água. A eutrofização dos reservatórios de abastecimento de água é um dos problemas mais notáveis na gestão desses recursos hídricos. As causas da eutrofização de origem antrópica estão intimamente relacionadas com a concentração de nutrientes principalmente de fósforo e nitrogênio, que são inseridos a partir de algumas atividades como: descarga de esgoto, agricultura, piscicultura e outras atividades na bacia de drenagem. A eutrofização pode trazer prejuízos graves para a qualidade da água, como o aparecimento de algas, déficit de oxigênio, odores desagradáveis e crescimento excessivo de macrófitas.

As florações de cianobactérias têm se constituído uma séria preocupação para as autoridades brasileiras, pois, no Brasil foi registrado o mais grave caso de mortes humanas provocadas pelo uso de água contaminada com cianotoxinas (AZEVEDO et al., 1996)

No Brasil, diversos reservatórios foram construídos tendo como função primordial, a geração de energia para a região sul e sudeste, e distribuição de água potável, irrigação e pesca no Nordeste. Em ecossistemas de água doce no semiárido brasileiro, as flutuações no nível de água são notáveis, por causa, da baixa precipitação e elevada evaporação. Com isso, as concentrações de nutrientes disponíveis para o crescimento e a sobrevivência de espécies do fitoplâncton são aumentadas, principalmente para as cianobactérias (CHELLAPPA; MEDEIROS COSTA 2003).

Na região nordeste do Brasil, as principais fontes de água são os reservatórios superficiais, embora muitos deles sejam usados como fontes de água potável, a maioria são construídos para usos múltiplos, tais como irrigação, banho, pesca e pecuária, essas diversas utilidades, além de fatores como: altas temperaturas e evapotranspiração, longas horas de luz por dia, a morfologia dos açudes, que facilita a estagnação localizada da água, o baixo tempo de renovação ou alto tempo de detenção hidráulica, a pouca profundidade e o extenso espelho de água, que favorecem o aquecimento e a evaporação, além da natureza alcalina e a alta condutividade, favorecem a ocorrência das cianobactérias e exigem um manejo mais complexo e cuidadoso. (BOUVY et al., 2000)

O semiárido brasileiro abrange uma área de aproximadamente 1.000.000 km<sup>2</sup>, e seu abastecimento hídrico depende quase que exclusivamente de reservatórios superficiais, comumente conhecidos como açudes, que no estado do Ceará fornecem 93% da água (ARAÚJO, 2003).

Os reservatórios apresentam impactos negativos consideráveis no ecossistema aquático desde a fase de sua construção. Esses impactos se refletem na qualidade da água visto que a presença do reservatório provoca a redução da capacidade de autodepuração do curso d'água, aumento da retenção de sedimentos e nutrientes e a alteração das características físicas, químicas e biológicas do ecossistema. Desta forma, ocorre um incremento no processo de eutrofização, podendo comprometer o uso dos reservatórios.

A eutrofização dos reservatórios cearenses é ocasionada principalmente pelas descargas de esgotos domésticos e industriais; afluência de partículas de solos, contendo nutrientes, em decorrência de erosão hídrica; presença de gado, principalmente no entorno do reservatório; presença de áreas agriculturáveis e exploração de piscicultura intensiva. (BARROS et al., 2008). Segundo dados da

COGERH em 2008, de 126 açudes avaliados no estado do Ceará, 61% apresentaram-se eutrofizados e 10% foram enquadrados como hipereutróficos.

## 2.4 Cianobactérias

As cianobactérias são microrganismos procarióticos, uni ou pluricelulares, aeróbios, fotoautotróficos, com reprodução assexuada. A grande flexibilidade fisiológica, genética e reprodutiva, permitiu a sobrevivência destes microrganismos ao longo da evolução em diversos ecossistemas, desde a formação primitiva do planeta, até as condições atuais de ação antrópica (CARMICHAEL, 1994).

As cianobactérias constituem o grupo mais antigo de microrganismos produtores de oxigênio, com fósseis que remontam aproximadamente 3,5 bilhões de anos. Sua atividade metabólica foi responsável pela depleção de dióxido de carbono na atmosfera durante o curso da evolução e o concomitante acúmulo de oxigênio resultante do processo fotossintético realizado por esses microrganismos, resultando em uma atmosfera enriquecida com oxigênio (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Essa tendência evolutiva ao longo da história permitiu-lhes desenvolver diversas e eficazes adaptações ecofisiológicas e estratégias para garantir sua sobrevivência e dominância em ambientes aquáticos submetidos a mudanças naturais e antrópicas. Hoje, esses organismos desfrutam de uma distribuição geográfica extremamente ampla, variando de regiões polares para as regiões tropicais do hemisfério norte e sul, onde são capazes de dominar o plâncton e a produção primária em diversos habitats (PAUL, 2008).

Ecossistemas eutrofizados fornecem condições ao aumento excessivo do número de células de cianobactérias, fenômeno denominado de floração. Esse fenômeno constitui um sério problema para a qualidade de água, podendo trazer consequências à saúde pública (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Esses microrganismos possuem várias propriedades especiais, dentre elas a que é mais importante na sua evolução, é a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico utilizando a enzima nitrogenase. A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias é a capacidade desses microrganismos produzirem metabólitos secundários tóxicos, os quais não são essenciais para seu metabolismo celular primário (VINING, 1992), mas, são prejudiciais aos seres humanos e outros componentes da biota aquática.

As cianobactérias possuem várias vantagens competitivas sobre os organismos eucariontes como: resistência a herbívoros, reforçado sequestro de nutrientes, e eficiente utilização de luz, além da capacidade de armazenar nutrientes, permitindo que esses organismos dominem os ecossistemas aquáticos. Algumas espécies, também podem converter nitrogênio gasoso em amônia, esse recurso permite o acesso mais uniforme aos nutrientes limitantes em comparação as microalgas eucariontes (SMITH; HANEY, 2006).

A estrutura da parede celular permite uma maior osmoregularidade, reduzindo o gasto de energia com transporte. A presença dos vacúolos de gás permite que esses organismos ajustem sua posição na coluna d'água, quer seja flutuando em direção a fontes de luz, afundando mais profundo para acesso a fontes de nutrientes ou para evitar danos por fotoxidação. Além da utilização de bicarbonato, ao invés de  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono em condições de fotossíntese aumentada ou empobrecimento desse composto (KLEMER et al., 1996).

As cianobactérias também são adaptadas para altas ou baixas condições de luminosidade, devido à ação de pigmentos acessórios como: ficoeritrina, aloficocianina e ficocianina. Esses, aumentam a energia disponível para o crescimento através da fotossíntese, além de aumentar o número fotossistemas e modificar a estrutura da proteína em curto prazo. Em longo prazo, induzem a síntese de proteínas fotossintéticas, permitindo o crescimento em condições extremas de baixa luminosidade. (KIRILOVSKY, 2007). A Organização Mundial de Saúde reconheceu que as cianobactérias tóxicas são agentes patogênicos e sugere seu monitoramento em águas de abastecimento humano. (WHO, 1996).

A portaria de potabilidade do Ministério da Saúde do Brasil (2914/2011), afirma que para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, deve ser realizado o monitoramento de cianobactérias no ponto de captação do manancial superficial, buscando-se identificar os diferentes gêneros. Quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/mL, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal, considerando, para efeito de alteração da frequência de monitoramento, o resultado da última amostragem. A concentração não deve exceder os valores máximos permitidos estabelecidos na norma. (TABELA 1)

Tabela 1- Padrão de cianotoxinas na água para consumo humano (Portaria 2914/2011).

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor Máximo Permitido (VMP)</b>
Microcistinas	µg/L	1,0
Saxitoxinas	µg equivalente STX/L	3,0

Em complementação, é previsto nesta Portaria que, quando for detectada a presença de gêneros potencialmente produtores de cilindrospermopsinas no monitoramento de cianobactérias, recomenda-se a análise dessas cianotoxinas, observando o valor máximo aceitável de 1,0 µg/L e quando for detectada a presença de gêneros de cianobactérias potencialmente produtores de anatoxina-a(s) no monitoramento de cianobactérias, também recomenda-se a análise da presença desta cianotoxina.

Na Argentina, de acordo com Ringuellet *et al.* (1955), florações tóxicas de cianobactérias têm sido observadas desde 1947, quando foi relatada uma enorme mortalidade de peixes causada por *Anabaena inaequalis*, *circinalis* e *Anabaena Polycystis flos-aquae*. Nas últimas décadas, várias florações foram observadas em rios, represas, lagos, litorais, lagoas e estuários; *Microcystis* e *Anabaena* foram os gêneros mais comumente encontrados nas reservatórios desse país.

Os poucos relatos existentes de florações de cianobactérias na Colômbia são principalmente relacionados com as atividades de aquicultura (MANCERA; VIDAL, 1994). Há também alguns relatos de cianobactérias em reservatórios recentemente construídos, sendo os principais gêneros descritos: *Microcystis* e *Cylindrospermopsis*.

No Chile, o primeiro relatado de floração de cianobactérias ocorreu em 1995, em um lago natural na região de Concepción, onde outro evento semelhante foi documentado em 1998. Em ambos os casos, o gênero principal foi *Microcystis* (NEUMANN *et al.*, 2000).

No Uruguai, florações de cianobactérias têm sido observadas em rios, represas, lagos, lagoas costeiras e estuários. Estes eventos são relacionada à eutrofização e as mudanças na hidrodinâmica do rio resultante da construção de reservatórios em cascata, o que interfere no tempo de detenção da água, favorecendo a formação de florações. Os gêneros mais comuns são *Microcystis*, *Anabaena* e *Nodularia*. (CHALAR, 2009).

A eutrofização é um problema crescente nos ecossistemas aquáticos brasileiros, como em muitos outros países ao redor do mundo, onde a maioria dos reservatórios são eutróficos ou hipereutróficos. Este cenário é muito comum em todas as regiões do país, em parte como consequência de condições climáticas favoráveis, como é o caso da região nordeste, mas principalmente devido ao intenso enriquecimento de nutrientes em rios, lagos e regiões estuarinas resultante de atividades antrópicas (VIEIRA et al., 2005).

Há relatos de florações de cianobactérias no Brasil desde os anos 1980. Uma revisão dos dados na literatura brasileira sobre a ecologia do fitoplâncton demonstraram que os ambientes aquáticos localizados em áreas com influência antrópica apresentaram um elevado percentual de ocorrências de florações, embora algumas dessas ocorrências podem ser consideradas eventos naturais, um aumento no número de ambientes em que cianobactérias representam as espécies predominantes na comunidade fitoplânctonica são perceptíveis (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2009).

No Brasil cepas de cianobactérias isoladas de florações têm sido descritas em diferentes regiões: Rio Grande do Sul (YUNES et al., 1994), São Paulo (AZEVEDO et al., 1994; ZAGATTO, 1995), Distrito Federal (BRANCO; SENNA, 1994), Minas Gerais (JARDIM et al., 1999), Pernambuco (BOUVY et al., 1999), Alagoas (PORFÍRIO et al., 1999) e Rio de Janeiro (MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001) e Pará (VIEIRA et al., 2005).

Em um centro de hemodiálise na cidade de Caruaru, estado de Pernambuco, 110 pacientes apresentaram sintomas de intoxicação relacionados à hepatoxinas após tratamento de hemodiálise de rotina. Posteriormente 100 pacientes desenvolveram insuficiência hepática aguda e destes 70 morreram (AZEVEDO et al., 1996; CARMICHAEL, 1996). Todas as evidências suportam a ideia de que as toxinas produzidas foram à causa de morte.

Surtos de cianobactérias têm sido relatados em 11 dos 26 estados brasileiros, de Norte a Sul do país. Embora, esses surtos tenham sido comumente observados em reservatórios artificiais, várias lagoas costeiras, lagos naturais, rios e estuários também foram afetados. De acordo com Sant'Anna e Azevedo (2000), os gêneros mais comuns encontrados são *Microcystis* e *Anabaena*. Porém, uma dominância do gênero *Cylindrospermopsis* tem sido detectado durante a última década (BOUVY et al., 2000).

As cianobactérias mais ocorrentes no nordeste do Brasil são do gênero *Planktothrix*, *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* ocorrendo principalmente nos Estados do Maranhão (NOGUEIRA et al., 2005), Rio Grande do Norte (CÂMARA et al., 2007.), Pernambuco (MOURA et al., 2008) e Ceará (DANTAS et al., 2008).

No estado de Pernambuco, 90 reservatórios foram classificados como eutróficos (BOUVY et al. 2000). Florações de cianobactérias ocorrem frequentemente em uma série desses sistemas aquáticos, sendo as espécies de cianobactérias mais comumente encontradas: *Cylindrospermopsis raciborskii* (BOUVY et al 1999;. 2000; 2001), *Microcystis aeruginosa* (CHELLAPPA; COSTA 2003) e *Anabaena spiroides* (MOLICA et al., 2005).

As alterações nas condições climáticas ligada ao fenômeno “El Niño”, na região nordeste ocasiona precipitações irregulares e redução da estação chuvosa provocando modificações nas condições ecológicas de muitos reservatórios (BOUVY et al., 2000). Os mesmo autores relataram que a maioria dos reservatórios apresentavam seus níveis mais baixos de água, entre setembro e novembro, concomitante à presença de florações de cianobactérias, com destaque para a espécie *C. raciborskii*.

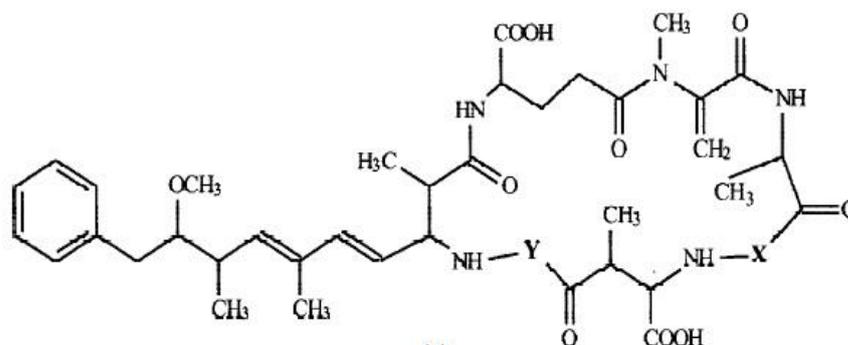
## 2.5 Cianotoxinas

As cianobactérias podem produzir, em certas condições de crescimento, uma variedade de toxinas, como metabólitos secundários. As toxinas de cianobactérias são classificadas em três grupos funcionais através de sua estrutura química: Peptídeos cíclicos (Microcistina e Nodularina), Alcaloides (Anatoxina-a, Anatoxina-a(s), Saxitoxina e Cylindrospermopsina,) e os lipopolissacáridos. As cianobactérias quanto ao alvo de ação de suas toxinas são classificadas em: hepatotoxinas (microcistinas, nodularinas), neurotoxinas (anatoxinas, anatoxina-a(s) e saxitoxinas), citotoxinas (cilindrospermopsina), irritantes da pele (Endotoxinas e lipopolissacarídeos) (KAEBERNICK; NEILAN, 2001).

As Microcistinas (MCS) (FIGURA 2) são heptapeptídeos cíclicos que possuem mais de 80 variantes com diferentes toxicidades, que em biensaio com camundongos sua DL 50 pode variar de 50 a 1200  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , dependendo da espécie e das condições de desenvolvimento (HOTTO; SATCHWELL; BAYER, 2007). As microcistinas são produzidas por muitos gêneros de cianobactérias, e dentre as mais

comuns produtoras desta toxina, estão *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Anabaena* e *Anabaenopsis* (KAEBERNICK; NEILAN, 2001).

Figura 2- Estrutura química das microcistinas

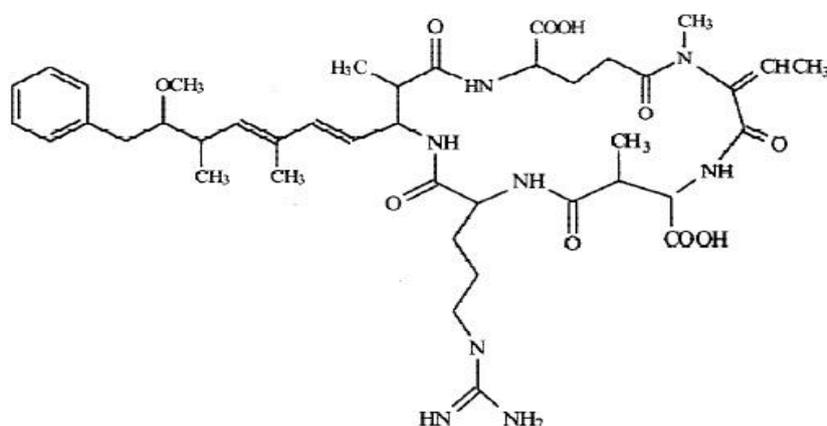


Fonte: CHORUS; BARTRAM, 1999.

As concentrações de toxinas dissolvidas podem ser maiores no envelhecimento ou no declínio das florações quando a lise celular é acionada e esses compostos são liberados para o ambiente. As microcistinas são quimicamente estáveis em corpos d'água, e relatos afirmam que elas podem persistir durante longo período de tempo, variando de um até seis meses (JONES; FALCONER; WILKINS 1995).

As nodularinas (FIGURA 3) são pentapeptídeos produzidas somente pela espécie *Nodularia spumigena*. Em bioensaios realizados a DL 50 variou de 50 a 70  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . As variações nas concentrações dessa cianotoxina dissolvida em amostras de água encontrada na literatura foram de 0,1 a 10  $\text{mg.L}^{-1}$  (SIVONEN; JONES, 1999).

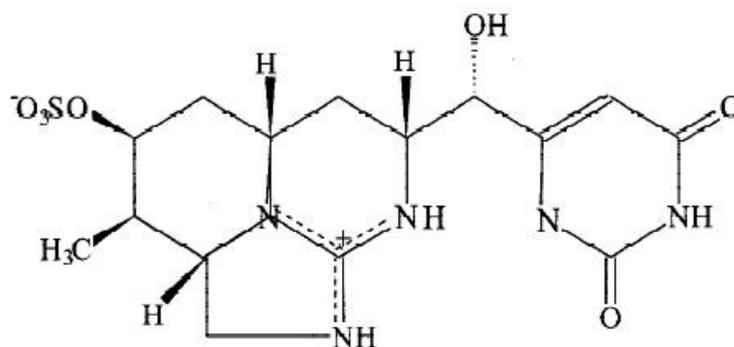
Figura 3- Estrutura química das nodularinas



Fonte: CHORUS; BARTRAM, 1999

A cilindropermopsina (CYN) (FIGURA 4) é um alcaloide citotóxico que inibe a síntese de proteínas e de glutatona, cujo alvo principal de ação da toxina é o fígado. Mas, outros órgãos tais como os rins, pulmões, baço, glândulas suprarrenais, trato intestinal, sistema imunológico e o coração podem ser afetados levando a morte celular com DL 50 de  $2,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (RUNNEGAR et al., 2002). A cilindropermopsina é produzida por espécies como *Cylindropermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Umezakia natans*, *Raphidiopsis curvata* e *Anabaena bergii* (PREUSSEL et al., 2006).

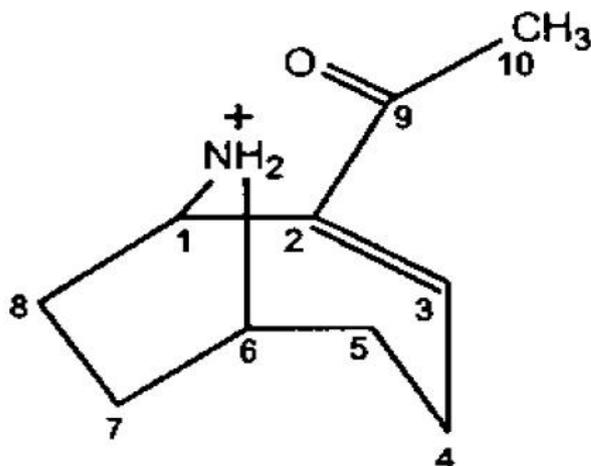
Figura 4- Estrutura química da cilindropermopsina



Fonte: CHORUS; BARTRAM, 1999.

Anatoxina-a (ATX) (FIGURA 5) é um alcaloide, considerado potente agente despolarizante de bloqueio neuromuscular (DEVLIN et al., 1977). ATX é um agonista nicotínico que se liga aos receptores de acetilcolina na junção neuromuscular. Uma vez que esta cianotoxina não é degradada pela enzima acetilcolinesterase, a ligação faz com que persista a estimulação dos receptores e, portanto, a estimulação do músculo continue. Uma dose suficientemente elevada pode levar a paralisia muscular e morte por parada respiratória em poucos minutos (SWANSON et al., 1986).

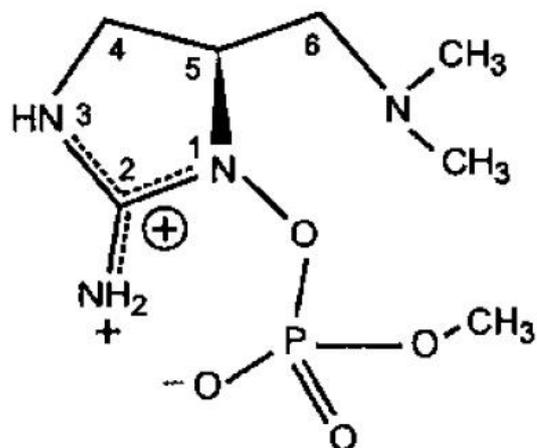
Figura 5- Estrutura química da Anatoxina-a



Fonte: CHORUS; BARTRAM, 1999.

A Anatoxina-a (s) (ATX (S)) (FIGURA 6) é um organofosforado que atua como inibidor irreversível da acetilcolinesterase na junção neuromuscular. A sua estrutura química não está relacionada com a ATX, mas foi isolada a partir da mesma espécie (*Anabaena flos aquae*) e mostrou sinais semelhantes de intoxicação como ATX. A letra "S" corresponde à elevada salivação causada em vertebrados. Como consequência da inibição da acetilcolinesterase por ATX (S), a acetilcolina não é degradada e permanece ligada a receptores de membrana, resultando na estimulação contínua do músculo e a morte pode ocorrer por parada respiratória como com a ATX. São poucos os estudos de toxicidade de ATX (S), e uma das razões pode ser a instabilidade desta toxina, que se torna inativada em elevadas temperaturas e sob condições alcalinas (CARMICHAEL, 2001). Além disso, a ATX (S) não ocorre com tanta frequência como as outras cianotoxinas e suas concentrações em reservatórios dificilmente atingem níveis que são neurotóxicos de forma aguda ao ser humano através de ingestão (WHO, 2003).

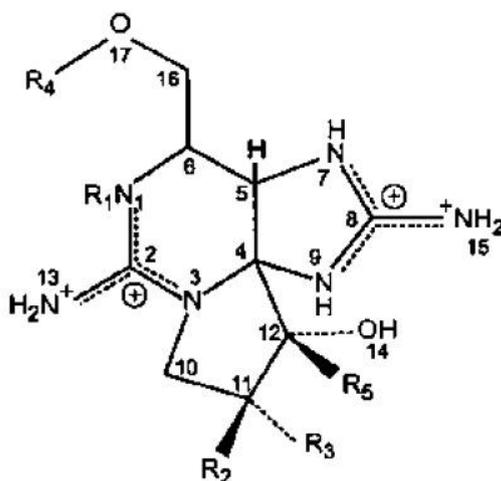
Figura 6- Estrutura química da Anatoxina-a(s)



Fonte: CHORUS; BARTRAM, 1999.

As saxitoxinas (STXS) (FIGURA 7) pertencem a um grupo de alcalóides que consiste de 27 variantes (HUMPAGE, 2008), conhecidos também como toxinas paralizantes de marisco (*Paralytic Shellfish Poison -PSP*). As STXS bloqueiam canais de sódio (Na<sup>+</sup>) em células neuronais, bloqueando a transmissão nervosa causando asfixia e morte por parada respiratória devido à paralisia muscular respiratória progressiva(FIGURA 8) .

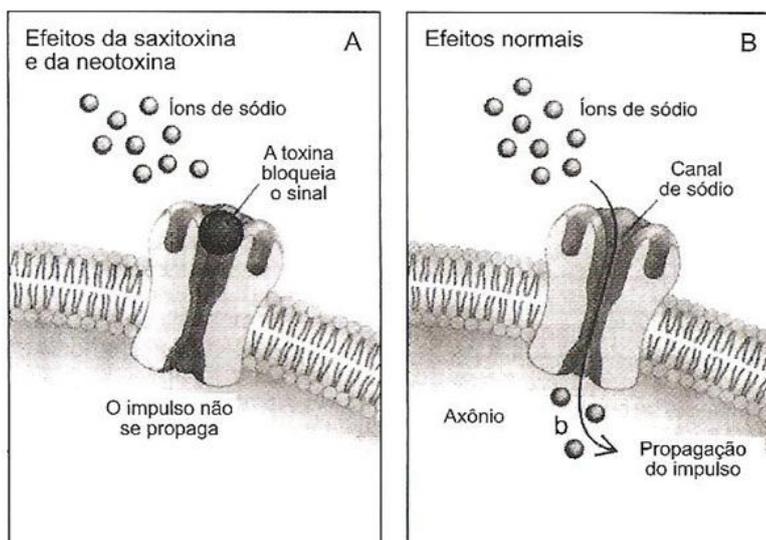
Figura 7- Estrutura química das saxitoxinas



Fonte: CHORUS; BARTRAM, 1999

Essas cianotoxinas também bloqueiam canais de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e canais de potássio ( $\text{K}^+$ ) nas células cardíacas, evitando assim que a propagação do potencial de ação, causando arritmias cardíacas fatais (CAMPBELL; HILLE 1976). A toxicidade desse grupo de alcalóides varia bastante, sendo a saxitoxina a mais potente. A DL50 em camundongos para saxitoxina purificada é de  $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de peso corpóreo, enquanto que por consumo oral a DL50 é de aproximadamente de  $263,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de peso corpóreo (CHORUS; BARTRAM, 1999). Os sinais clínicos de intoxicação humana incluem tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia. Os sintomas podem começar 5 minutos após a ingestão e a morte pode ocorrer entre 2 a 12 horas. Em casos de intoxicação com dose não letal, geralmente os sintomas desaparecem de 1 a 6 dias (CARMICHAEL, 1994).

Figura 8- Efeito das saxitoxinas no sistema nervoso



Fonte: Sant'Anna (2009).

A produção de saxitoxina por florações de cianobactérias foram encontradas no reservatório de água de Tapacurá (Brasil) que fornece água potável para 1,3 milhões de habitantes (MOLICA et al., 2005). As saxitoxinas foram consideradas no Anexo 1 da Convenção de Armas Químicas, juntamente com outros agentes de guerra, como armas de destruição em massa (LLEWELLYN; BELL; MOCZYDLOWSKI, 1997).

A exposição humana a cianotoxinas na água pode ocorrer através de várias maneiras: por via oral, através da ingestão diária de água potável e consumo de gêneros

alimentícios, tanto de origem aquática (peixes e crustáceos) ou culturas que tenham sido irrigadas com água contendo cianotoxinas; por via dérmica, durante a recreação e banho; e de exposição através da inalação de aerossóis, derivados de fontes de água contendo cianobactérias tóxicas (CODD et al., 1999). Segundo Backer *et al.* (2010) foram encontradas microcistinas em amostras de origem nasal e em plasma sanguíneo em usuários que utilizavam corpo d'águas para fins recreativos. A exposição alimentar por toxinas de cianobactérias também é possível, pois as cianotoxinas podem acumular-se em crustáceos, mariscos e peixes. Portanto, a intoxicação dá-se através do consumo destes produtos (IBELINGS; CHORUS, 2001).

Nos seres humanos, a intoxicação por água contaminada com cianobactérias provoca sintomas como náusea, vômito, fraqueza, irritação na pele, e doenças que variam de gastroenterite e pneumonia até hepatoenteritis. (CHORUS; BARTRAM, 1999).

## 2.6 A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*

A *C. raciborskii* é uma cianobactéria filamentosa com vesículas de gás, capaz de realizar migrações nas camadas mais profundas da coluna d'água, tendo assim a habilidade de desenvolver-se em baixas luminosidades em torno de  $50 \mu\text{mol photons m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  (CARNEIRO et al., 2009). Ela pode ser considerada uma competidora altamente bem sucedida nos sistemas aquáticos, e várias características suportam essa ideia como: alta afinidade por fósforo e capacidade de estocagem desse nutriente (ISVANOVICS et al., 2000), fixação de nitrogênio atmosférico, alta afinidade por amônia, habilidade de formar acinetos, permitindo uma fácil dispersão e resistência ambiental. Além disso, uma ampla tolerância térmica (BRIAND et al., 2004) e interferência alelopática .

A cianobactéria planctônica de água doce *C. raciborskii* foi originalmente citada como sendo apenas de clima tropical (WOLOSZYNSKA, 1912). Entretanto, Padisak (1997), descreveu que esta espécie é amplamente distribuída no globo terrestre. A *C. raciborskii* tem a capacidade de produzir duas variantes de alcaloides: Cylindrospermopsina (SAKER; NEILAN, 2001) e a toxina paralisante de molusco (PSP) como são comunmente conhecidas as saxitoxinas (PSP) (LAGOS et al., 1999).

A Ocorrência de *C. raciborskii* foi relatada na Austrália (MCGREGOR; FABBRO, 2000), Tailândia (LI et al., 2001), América do Sul (FIGUEREDO; GIANI, 2009) e África ( HAANDE et al., 2008). Há uma evidência crescente do aumento de *C.*

*raciborskii* tóxicas em águas temperadas. Segundo Briand *et al.* (2004), essa disseminação de cianobactérias pode ser atribuída às mudanças climáticas, que resultam no aumento da temperatura na água, favorecendo sua proliferação. Dessa forma, muitos países do norte como Hungria (NEILAN *et al.*, 2003), Grécia (MOUSTAKA-GOUNI *et al.*, 2006), Alemanha (HAANDE *et al.*, 2008), França (GUGGER *et al.*, 2005), Portugal (NEILAN *et al.*, 2003), Áustria (DOKULIL; MAYER, 1996), Sérvia (SANJA, 2011), Polônia (KOKOCINSKI *et al.*, 2010) e Itália (MESSINEO *et al.*, 2010) relatam florações constantes de *C. raciborskii*.

Na América do Norte, florações de *C. raciborskii* foram descritas nos estados americanos da Flórida (YILMAZ; PHILIPS, 2011), Michigan (HONG *et al.*, 2006), Indiana (JONES; SAUTER, 2005) como também no Canadá (HAMILTON *et al.*, 2005) e México (GUGGER *et al.*, 2005).

Na França, a predominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* foi atribuída a habilidade de tolerar minerais dissolvidos, principalmente altas concentrações de cálcio e sulfato (BRIAND *et al.*, 2002), enquanto Moisander *et al.*, (2002) demonstraram que alta salinidade no estuário do Rio Neuse (Carolina do Norte, EUA) impede a dominação de *C. raciborskii*, reforçando a ideia que a temperatura parece ser o fator mais importante ao aparecimento dessa espécie.

As populações desta cianobactéria podem persistir durante todo ano em regiões tropicais (BOUVY *et al.*, 1999), e, em zonas temperadas, sua ocorrência está restrita ao período do verão (BRIAND *et al.*, 2002). Esses dados indicam que *C. raciborskii* é uma espécie altamente adaptável, capaz de invadir médias latitudes, possivelmente devido as seguintes características: adaptação durante o avanço ao hemisfério Norte; tolerância fisiológica elevada, fazendo com que cresça em condições tropicais e temperadas; e as mudanças climáticas resultantes do aquecimento global que estão permitindo que essas espécies originalmente tropicais se desenvolvam em médias latitudes no verão (BRIAND *et al.*, 2002).

Reservatórios brasileiros com alta concentração de amônia e deficiência de fósforo apresentam o crescimento de indivíduos sem heterocistos, demonstrando assim a alta adaptação da espécie a condições adversas de crescimento e reprodução. Essa cianobactéria tem elevada capacidade de armazenamento de fósforo (ISTVANOVICS *et al.*, 2000) e todas as características fazem com que ela cresça em lagos com diferentes estados tróficos.

Fatores físicos e climatológicos são responsáveis pela ocorrência dessa espécie de cianobactéria em reservatórios brasileiros. Segundo Branco e Senna (1991) a capacidade de fixar carbono inorgânico em altos valores de pH, a habilidade de usar bicarbonato diretamente como fonte de carbono, a capacidade de tolerar altas temperaturas e regime pluviométrico irregular são fatores que favorecem florações em águas brasileiras. Trabalhos relevantes foram realizados em águas brasileiras: Souza *et al.*, (1998) que estudaram a dominância de *C. raciborskii* no rio Pequeno, braço da Represa Billings, estado de São Paulo; Bouvy *et al.* (1999, 2000) estudaram a dinâmica de *C. raciborskii* em reservatórios da região do semiárido do nordeste e Figueredo e Guiani (2009) que estudaram as condições que favorecem florações da espécie *C. raciborskii* no cerrado brasileiro.

Segundo Bouvy *et al.* (2000), dos 39 reservatórios amostrados no estado de Pernambuco entre setembro e novembro de 1998, 31 apresentaram florações de *C. raciborskii* e em 17 destes, essa cianobactéria representou 50% da densidade do fitoplancton total.

Macedo (2003) reportou a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas em 18 reservatórios de abastecimento público do estado da Paraíba, o que compreende mais de 83% do volume total de água de abastecimento, sendo em 12 destes verificadas florações de *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardii*.

No estado do Ceará, segundo dados da CAGECE (comunicação pessoal, 2012), após análises em teste ELISA, a espécie *C. raciborskii* esteve presente em grande parte dos reservatórios cearenses. Além disso, verificou-se que esta espécie em águas cearenses é predominantemente produtora de saxitoxinas.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Reservatórios analisados

Os dados quantitativos e qualitativos do fitoplâncton foram coletados no banco de dados da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), que exerce este monitoramento para efeito de cumprimento da Portaria de Potabilidade do Ministério da Saúde (MS2914/2011), e cedidos gentilmente pela Gerência de Controle de Qualidade desta companhia (GECOQ).

As campanhas de coleta foram realizadas pela CAGECE durante os meses de janeiro de 2010 a julho de 2011. Escolheram-se neste trabalho os reservatórios citados na Tabela 02, pois durante o período pesquisado apresentaram resultado de toxicidade positivo através de teste ELISA, resultados esses confirmados com a realização de bioensaios em camundongos tipo swiss. A metodologia de Coletas, identificação e contagem do fitoplâncton utilizadas pela CAGECE, encontram-se descrita no ANEXO A.

Tabela 2- Reservatórios analisados pela CAGECE durante o período estudado.

<b>Reservatório (Açude)</b>	<b>Bacia hidrográfica</b>
Acarape do meio	(BHM)
Sítios Novos	(BHM)
Serafim Dias	(BHB)
Madeiro	(BHB)
Do coronel	(BHAJ)
Carmina	(BHA)
Rivaldo de Carvalho	(BHAJ)
Cedro	(BHB)
Edson Queiroz	(BHA)

Fonte: CAGECE, (2012)

Para efeito deste trabalho, os resultados foram agrupados em três maneiras diferentes: 1-*Cylindrospermopsis raciborskii*, onde somente foi demonstrado os resultados desta espécie de cianobactéria; 2- Outras cianobactérias, onde foi agrupado as demais espécies de cianobactérias, excluindo a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*; 3- Demais grupos, que são outros componentes do fitoplâncton.

Nas etapas iniciais do ciclo de vida dos gêneros *Cylindrospermopsis sp* e *Raphidiopsis sp*, não existe a formação do heterocisto terminal o que dificulta sua diferenciação. Dessa forma, quando se encontrou esta situação ambos os gêneros foram classificados no grupo Outras Cianobactérias, podendo implicar em uma subestimação da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*.

### **3.2 Cultivos de *Cylindrospermopsis raciborskii***

Os cultivos foram realizado no laboratório SELAQUA, pertencente ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), do Centro de Tecnologia, da Universidade Federal do Ceará (UFC). A cepa utilizada foi a *Cylindrospermopsis raciborskii* T3 (Lagos *et al.*, 1999) que foi Isolada do reservatório de Billings em Taquacetuba, estado São Paulo, em 1996, durante uma floração ocorrida nesse manancial.

Esta cepa faz parte da coleção de microalgas do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias (LETC), localizado no Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), que foi cedida gentilmente pela Dra. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo, coordenadora do LETC. As análises em cromatógrafo LC-MS mostraram que esta cepa pode produzir STX, NeoSTX, decarbamoil-STX e decarbamoil-NSTX (CARNEIRO *et al.*, 2009).

### **3.3 Condições de manutenção das cepas originais**

Os experimentos foram realizados utilizando o meio ASM-1 (TABELA 3) como meio de cultivo controle. Esta metodologia foi proposta por Gorham *et al.*, 1964 e modificado para abranger uma variabilidade de composição de macronutrientes, com pH ajustado para 8,0, em condições não axênicas, porém, com contaminação bacteriana imperceptível numa análise microscópica convencional. As cepas foram mantidas sob intensidade luminosa de aproximadamente  $6,75 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  para a luz branca de 470 nm, medida com um luxímetro (DIGITAL LUX TESTER YF-1065), temperatura de  $24 \pm 2$  °C, sem aeração e com fotoperíodo de 12:12 horas(claro/escuro).

Tabela 3 - Composição das soluções estoques que compõem o meio ASM-1

<b>Solução Estoque A</b>	<b>Peso(g)</b>	<b>Completar para</b>
NaNO <sub>3</sub>	1,7	200 mL
MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,41	
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	0,49	
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,29	
<b>Solução Estoque B</b>	<b>Peso(g)</b>	<b>Completar para</b>
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> ou	0,87	100mL
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> .3H <sub>2</sub> O	1,14	
Na <sub>2</sub> .HPO <sub>4</sub> .12H <sub>2</sub> O ou	1,78	
Na <sub>2</sub> .HPO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	1,33	
<b>Solução Estoque C</b>	<b>Peso(g)</b>	<b>Completar para</b>
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	2,48	100 mL
MnCl <sub>2</sub> . 4 H <sub>2</sub> O	1,39	
FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	1,08	
ZnCl <sub>2</sub>	0,335	
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,019	
CuCl <sub>2</sub> ou	0,0014 ou	
CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,0018	
<b>Solução Estoque D</b>	<b>Peso(g)</b>	<b>Completar para</b>
EDTA Na <sub>2</sub> (titriplex III)	1,86	100mL

As variações de nutrientes foram feitas com o objetivo de simular as condições prováveis de eutrofização em mananciais cearenses. Portanto, a concentração do nutriente limitante foi diminuída em relação às contidas originalmente no ASM-1, para a observação da influência dessa diminuição no crescimento. As concentrações de nitrogênio e o fósforo presentes na solução estoque A e B, respectivamente foram diminuído em 50 e 75% da quantidade utilizada no meio ASM-1.(TABELA 04)

Tabela 4- Modificações realizadas na concentração original de nutrientes limitantes (N e P).

<b>Solução Estoque A</b>	<b>Peso(g)</b>	<b>Completar para</b>	<b>↓50% P</b>	<b>↓75% P</b>	<b>↓50% N</b>	<b>↓75% N</b>
NaNO <sub>3</sub>	1,7	200 mL			0,85	0,425
Solução Estoque B	Peso(g)	Completar para				
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,87	100mL	0,435	0,2175		
Na <sub>2</sub> .HPO <sub>4</sub>	0,63		0,315	0,1575		

O cultivo realizado com meio ASM-1 apresentou relação N/P de 7:1, enquanto a relação N:P do cultivo realizado com depleção de 75% de nitrogênio apresentou relação foi 1,6:1, e no cultivo realizado com depleção de 50% de nitrogênio esta relação de 3,4:1. Nos cultivos realizados com depleção de 75 e 50% de fósforo as relações N:P foram respectivamente de 28,8:1 e 13,8:1.

### **3.4 Fluxograma de repicagem**

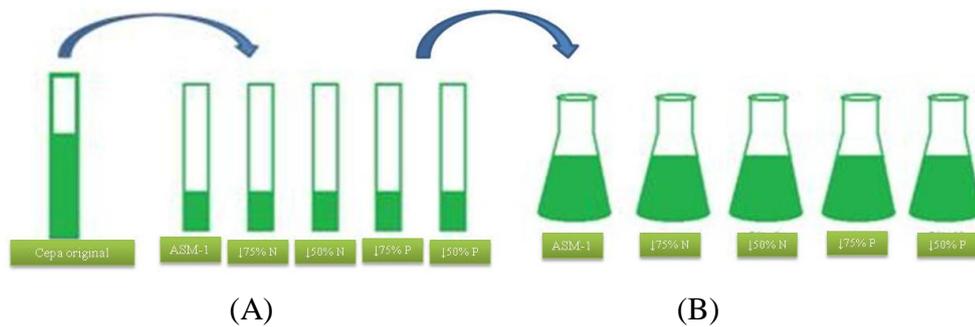
Quando a cultura inicial atingiu a concentração de  $10^5$  cel/mL, foi repicada utilizando o meio ASM-1, ajustado em pH 8 com condições assépticas em câmara de fluxo laminar. Todos os materiais utilizados na repicagem foram esterilizados em autoclave, durante uma hora à  $121^{\circ}\text{C}$ . Em seguida, todo material foi exposto à lâmpada UV durante 20 minutos. Além disso, toda câmara de fluxo foi previamente limpa com álcool 70% e todo procedimento de repicagem foi feito em torno da chama do bico de bunsen para controle de contaminantes. Os manipuladores utilizaram máscaras e toucas para realização dos procedimentos de repicagem, e as cepas foram repicadas com o auxílio de pipetas volumétricas na proporção de 1:10 (CASTRO et al., 2004).

### **3.5 Fases de adaptação da cepa as condições experimentais**

Segundo Carneiro et al., 2009, a espécie *C.raciborskii* necessita de um período de cinco gerações para que ocorra sua adaptação as novas condições experimentais.

A adaptação consistiu da retirada de 5 mL da cepa original cultivada com concentração celular de  $10^7$  cel/mL, que foi transferida para 5 tubos de ensaio de 25mm, contendo cada um 1 mL da cultura original e 10 mL de meio de cultivo ASM-1 modificado nas diferentes depleção de nutrientes (CASTRO et al., 2004). Durante 3 gerações, esse procedimento foi feito em tubos de ensaio (Figura 10-A). Durante as outras 3 gerações de adaptação foram utilizados erlenmeyers de 500 mL (Figura 10-B). O cultivo controle foi feito com o meio ASM-1 com composição original.

Figura 1- Fluxograma de adaptação da cepa as condições experimentais



Fonte: Arquivo pessoal.

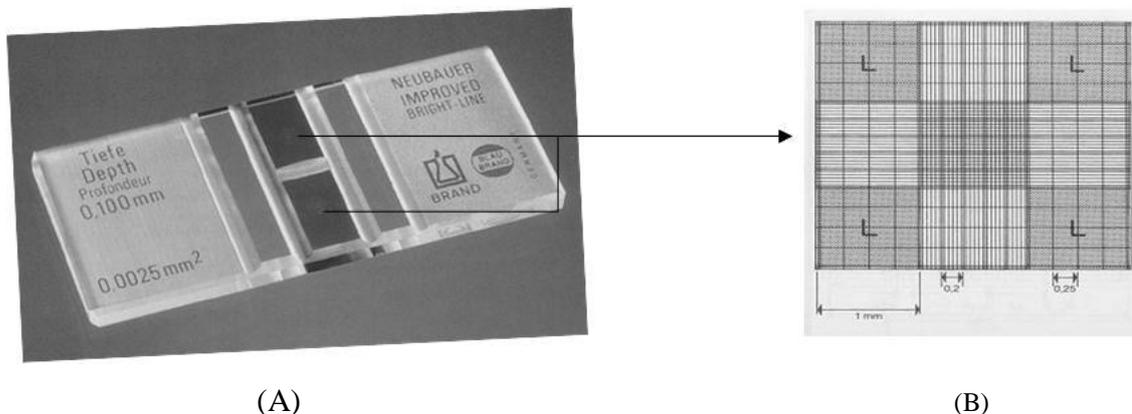
Ao final do período de adaptação às condições experimentais, as culturas foram inoculadas na concentração inicial de  $10^5$  cel/mL, utilizou-se um volume de 45 mL de inóculo e 450 mL de meio de cultivo em triplicata.

### 3.6 Determinação de densidade algal

#### 3.6.1 Contagem celular

O crescimento celular foi acompanhado pela contagem de tricomas realizada em microscópio ótico, utilizando hemocitômetro de Neubauer *Improved* segundo metodologia proposta por Pollard e Young (2010) (FIGURA 11) com o auxílio de uma lente ocular micrométrica, sendo realizada a contagem da área central inferior e superior da câmera. Caso a média das três contagens não apresentassem um desvio maior que 10% a leitura seria aceita. Para esse procedimento a cepa foi fixada com lugol (iodeto de potássio) na proporção de 1:1 (gota lugol/mL amostra).

Figura 2 - (A) Câmara de Neubauer improved utilizada para a quantificação da densidade celular (B) Área utilizada para contagem celular

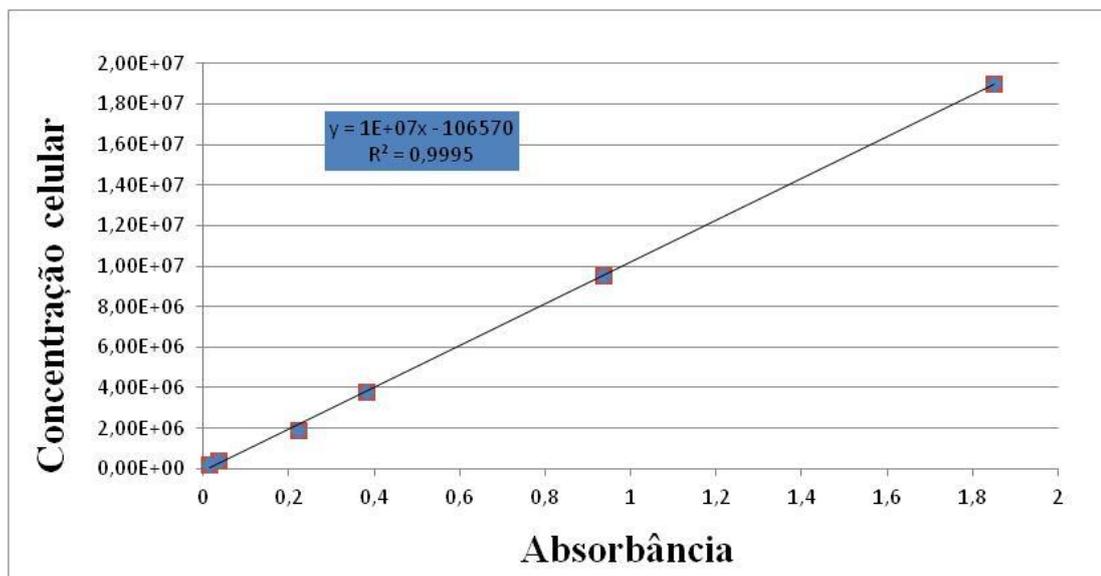


Fonte: Arquivo Pessoal

### 3.7 Correlações entre Absorbância e Contagem Celular

O uso de absorbância, ou densidade ótica, para avaliar o crescimento de microalgas baseia-se na obstrução física da luz pelas células. Quanto mais células estiverem presentes na amostra, maior será a absorção de luz (absorbância) e menor será a passagem de luz pela amostra (transmitância). Estas duas variáveis, absorbância com comprimento de onda de 680 nm e contagem celular, foram submetidas a uma correlação linear e, posteriormente, obtida a equação de regressão linear entre as mesmas, através da fórmula  $Y = a \cdot X + b$  (FIGURA 12), em que  $Y$  corresponde à densidade celular ( $\text{cel mL}^{-1}$ ),  $X$  à densidade ótica ( $\text{DO}_{680\text{nm}}$ );  $b$  o coeficiente angular ou inclinação da reta e  $a$  o coeficiente linear (XU et al., 2006). Para isso foi utilizado o espectrofotômetro da marca *Hach* modelo DR-2000.

Figura 3 - Gráfico de correlação entre absorvância e concentração celular em comprimento de onda de 680 nm



Fonte: Dados do projeto

A determinação da densidade óptica para os cultivos foi realizada segundo metodologia proposta por Sipaúba Tavares e Rocha, (2001), utilizando a relação:

$$V_I = V_{\text{meio}} \cdot D_f / (D_I - D_f) \quad (1)$$

Onde:

$V_I$  - Volume do inóculo;

$V_{\text{meio}}$  - volume do meio;

$D_I$  - densidade óptica do inóculo;

$D_f$  - densidade óptica inicial desejada.

Inicialmente, foram transferidos 45 mL de uma cultura pré-adaptada com concentração conhecida para erlenmeyer de 500 mL contendo 450 mL de meio ASM-1 original e modificado (RAYNOUDS; JAWORSKII, 1978 e CASTRO et al., 2004). Em seguida, foram retiradas alíquotas para a verificação da concentração celular, e da densidade óptica.

Os valores médios de contagens de células, obtidos através da absorvância óptica, foram utilizados para traçar as curvas de crescimento, nas quais foram identificadas as fases de crescimento bem como as concentrações celulares máximas

(CCM) e as taxas de crescimento (K), obtidas nos dias de maiores produtividades das culturas (OHSE et al., 2008). As taxas de crescimento (K) foram calculadas segundo as equações descritas em (FOGG; THAKE 1987).

$$K = (\ln N_2 - \ln N_1)/(t_2-t_1) \quad (2)$$

Onde:

K - Taxa de crescimento

$N_2$  e  $N_1$  - número de células / mL nos tempos  $t_2$  e  $t_1$ .

#### **4 ANÁLISE ESTATÍSTICA**

Para comprovar se houve diferença estatística significativa entre as concentrações celulares máximas e taxas de crescimento nas diferentes concentrações de nutrientes limitantes, os dados foram submetidos ao teste t de *student*. Em todas as análises o nível de significância foi de 5%.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Prospecções de cianobactérias em reservatórios no Estado do Ceará

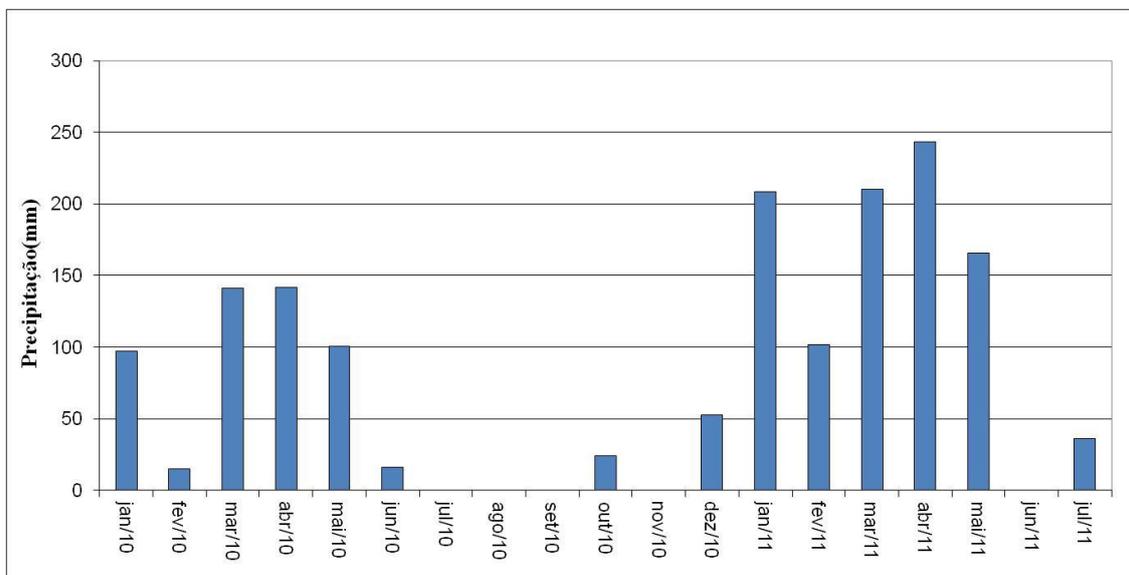
#### 5.1.1 Açude Madeiro

No açude Madeiro foram identificados 41 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta foi representada por 15 táxons (36,6%), distribuídos entre 1 ordem, 10 gêneros e 4 espécies. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi o táxon de maior contribuição para o período em estudo.

Os demais grupos foram representados, por 26 táxons (63,4%), sendo observadas: Clorofíceas com 9 gêneros e 7 espécies; Diatomáceas com 2 gêneros e 1 espécie; Cryptofíceas com 2 gêneros; Zignemafíceas com 2 gêneros; Euglenofíceas, Dinofíceas (dinoflagelados) e xantofíceas com um gênero cada (Figura 12).

Durante o período seco de 2010 (julho a dezembro), a precipitação foi de apenas 77,2 mm, ficando abaixo da média histórica do reservatório (89,98 mm) (FIGURA 12). As concentrações médias de cianobactérias neste período (95.484 cel.mL) ficaram abaixo das concentrações no período chuvoso do mesmo ano (126.993 cel/mL) e do período chuvoso de 2011 (128.003 cel.mL), os quais apresentaram pluviometrias de 592,2 e 928,4 mm, respectivamente. Observou-se neste reservatório, que no período seco (segundo semestre 2010) houve uma menor concentração de cianobactérias. Enquanto, os períodos chuvosos (primeiro semestre de 2010 e 2011) apresentaram concentrações maiores, similar ao observado nos reservatórios Edson Queiroz e Cedro, mas diferente dos outros seis reservatórios estudados. Aparentemente, o aporte de água e nutrientes alóctones durante o período chuvoso favoreceu o crescimento das cianobactérias.

Figura 4- Precipitação mensal na área de influencia do açude Madeiro no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



Fonte: Agência Nacional de Água (2012).

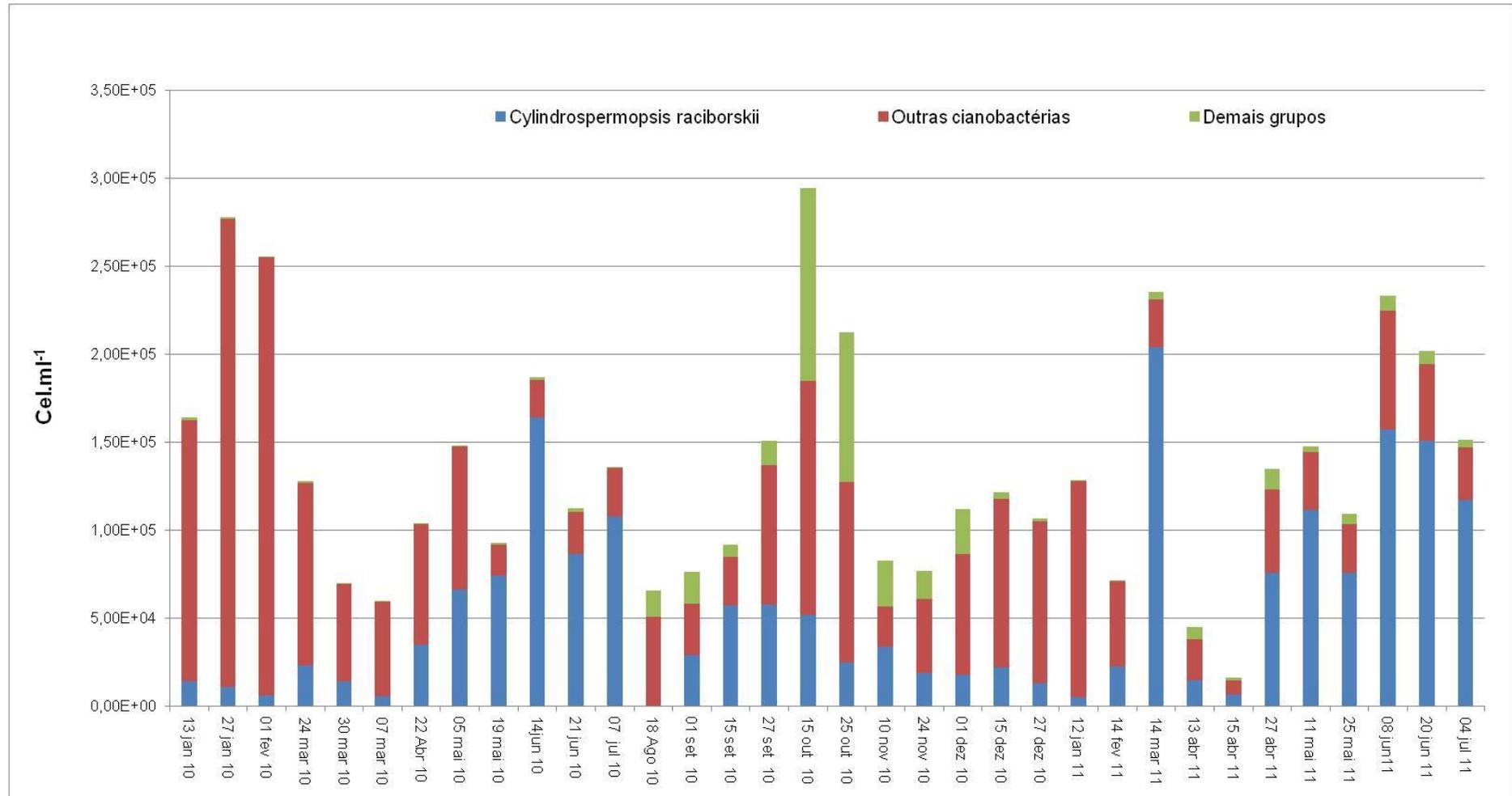
O primeiro semestre de 2010 foi caracterizado por dois momentos. O primeiro momento apresentou baixas concentrações da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, observada nas coletas realizadas entre os dias 13/01 a 05/05, não representando mais de 50% da comunidade. O segundo momento foi caracterizado por uma maior concentração desta espécie, evidenciada nas coletas realizadas entre os dias 05/05 a 07/07, na qual a concentração atingiu próximo de 80% da comunidade fitoplanctônica. A concentração de cianobactérias neste período apresentou um mínimo de 59.045 cel/mL, em março e um máximo de 276.932 cel/mL, em janeiro.

No início do segundo semestre de 2010, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* sofreu um acentuado declínio, seguido de um ressurgimento a partir do dia 01/09, sem, entretanto ultrapassar, em média, 40% da comunidade total (Figura 13). Observou-se neste período o surgimento de outros grupos do fitoplâncton, e também de uma grande diversidade de outras cianobactérias, representada por 7 taxóons. A representatividade máxima observado dos representantes dos demais grupos foi observada na coleta do dia 25 de outubro, quando representaram aproximadamente 40% da população total (85.000 cel/mL). Os demais grupos foram compostos principalmente por diatomáceas. Esse fenômeno coincide com o declínio da concentração da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, a qual apresentou declínio, evidenciado desde a coleta do dia 25 de outubro de 2010 até a coleta do dia 12 de janeiro de 2011, quando chegou a

representar menos de 40% da população total. Uma característica singular deste período foi à relativa alta biodiversidade, principalmente dos demais grupos representantes do fitoplâncton.

A partir do dia 12 de janeiro de 2011, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou um incremento na sua população, sendo responsável por mais de 50% da comunidade, em 7 das 11 coletas desse período. Uma floração dessa espécie foi reportada no dia 14 de março de 2011, com concentração de 204.168 cel/mL, representando aproximadamente 90% da comunidade fitoplanctônica total. Após essa coleta, a população de *Cylindrospermopsis raciborskii* sofreu um declínio, se tornando novamente dominante, a partir do dia 27 de abril de 2011. Os demais grupos apresentam significância considerável, representando de 2 a 15% da comunidade durante o semestre, sendo representado em sua maioria por diatomáceas (FIGURA 13).

Figura 13- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Madeiro entre os meses de janeiro de 2010 a julho de 2011.

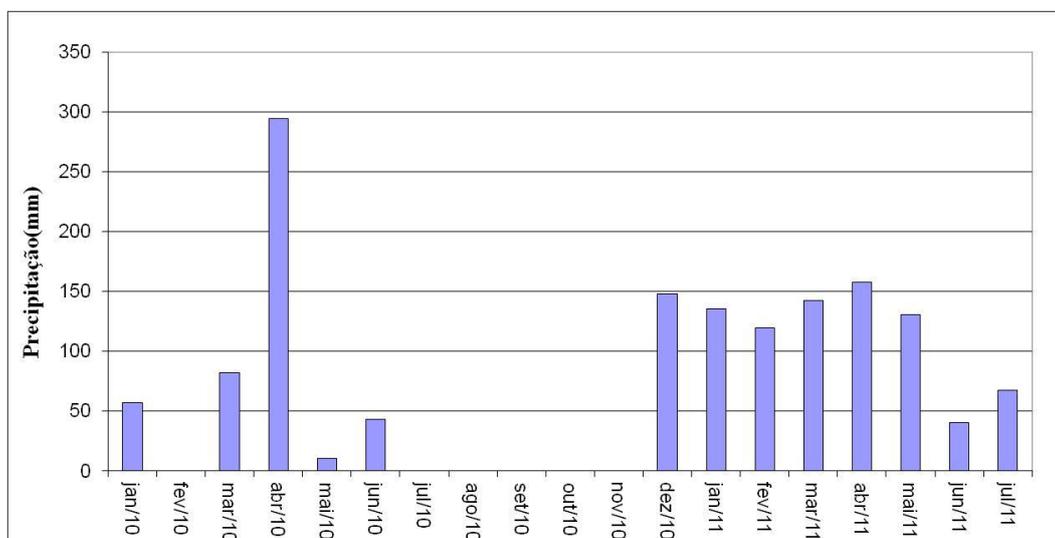


### 5.1.2 Açude Cedro

No açude Cedro foram identificados 43 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta foi representada por 12 táxons (27,9%) distribuídos entre 1 ordem, 8 gêneros e 3 espécies. Em que, o gênero *Planktolyngbya* sp foi dominante em todas as coletas realizadas neste reservatório. Os demais grupos foram representados por 31 táxons (72,1%) em que foram observadas representantes das Clorofíceas com 1 ordem, 11 gêneros e 4 espécies; Diatomáceas com 2 gêneros e 1 espécie; Euglenofíceas com 3 gêneros; Xantofíceas com 2 gêneros e 2 espécies; Zygnemofíceas com 2 gêneros; Dinofíceas, Cryptofíceas e Crisofíceas com um gênero cada. Os demais grupos apresentaram concentrações que variaram de 156,20 cel/mL (4 de maio 2011) a 2.884 cel/mL (28 de setembro de 2010), variando de 2 a 38% da comunidade fitoplantônica total.

Durante o período seco de 2010 (julho a dezembro), enquanto a precipitação do período foi de apenas 147,9 mm (FIGURA 14), as concentrações de cianobactérias (21.270 cel.mL) ficaram abaixo das concentrações no período chuvoso do mesmo ano (33.388 cel/mL) e do período chuvoso de 2011 (26.062 cel.mL), os quais apresentaram pluviometria de 486,9 e 724,8 mm, respectivamente. Observou-se, neste reservatório, que no período seco (segundo semestre 2010) uma menor concentração de cianobactérias. Enquanto, os períodos chuvosos (primeiro semestre de 2010 e 2011) apresentaram concentrações maiores, similares ao observado nos reservatórios Edson Queiroz e Madeiro, mas diferente dos outros seis reservatórios estudados. Aparentemente, o aporte de água e nutrientes alóctones durante o período chuvoso favoreceu o crescimento das cianobactérias.

Figura 14 - Precipitação mensal na área de influencia do açude Cedro no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.

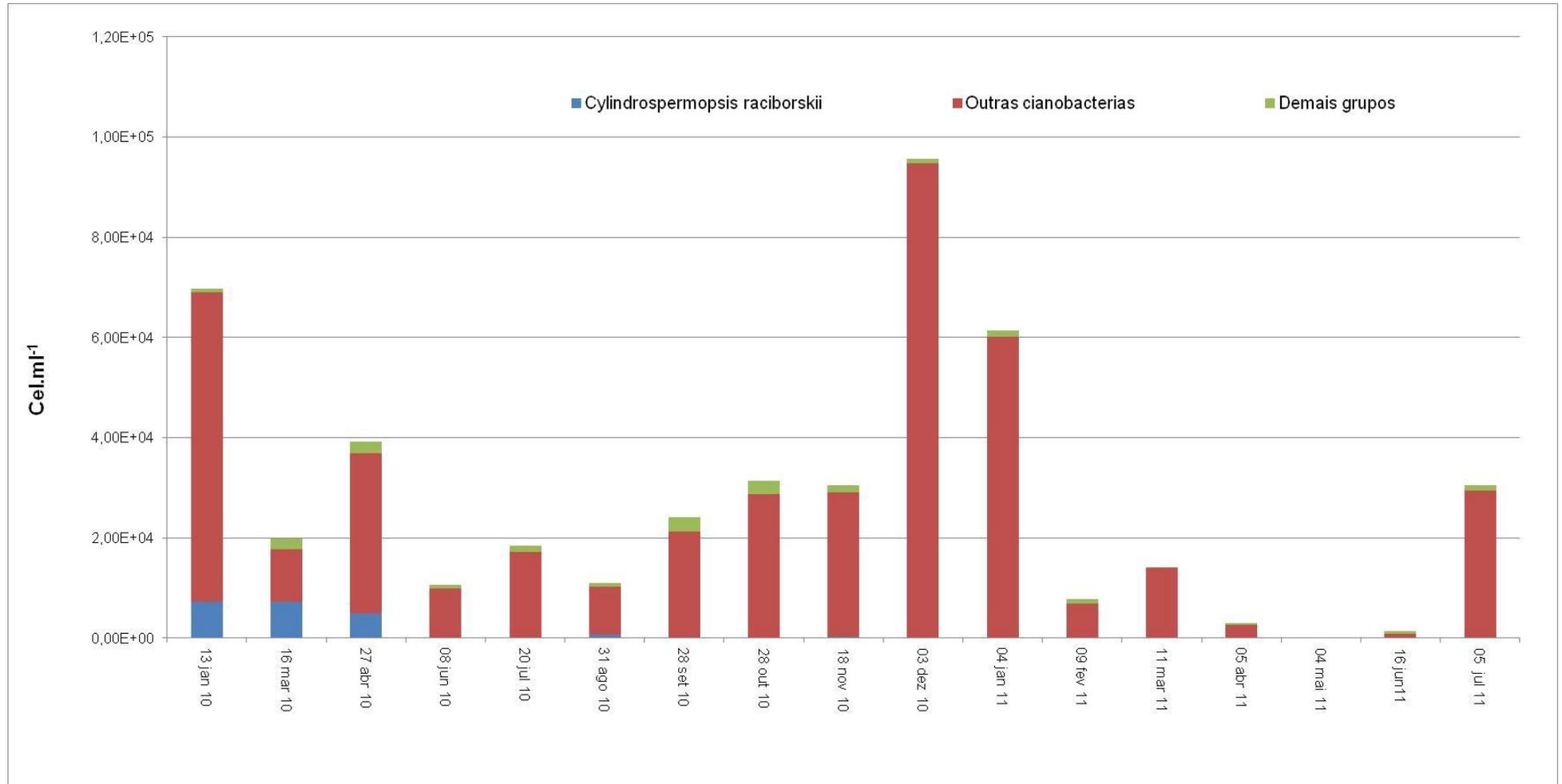


Fonte: Agência Nacional das Águas (2012).

As cianobactérias prevaleceram quantitativamente sobre os demais grupos (FIGURA 15). Porém, com pouca diversidade e baixa concentração, apresentando valor máximo de 94.690,40 cel/mL na coleta do dia 03 de dezembro de 2010. Nesta mesma amostra houve uma maior representatividade dos gêneros *Planktolyngbya* sp. e *Aphanocapsa* sp. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi identificada com maior representatividade nos meses de janeiro ( $7.200 \text{ cel.mL}^{-1}$ ), março ( $7.303 \text{ cel.mL}^{-1}$ ) e abril ( $4.921 \text{ cel.mL}^{-1}$ ) de 2010, variando de 11 a 37% da população total e estando presente com pouca representatividade nos meses de agosto e novembro de 2010, bem como em março e abril de 2011.

As análises dos meses de maio e junho de 2011 apresentaram valores discrepantes, o que leva a acreditar em um possível erro de coleta ou mau acondicionamento do material de análise.

Figura 15 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Cedro entre os meses de janeiro de 2010 a julho de 2011.

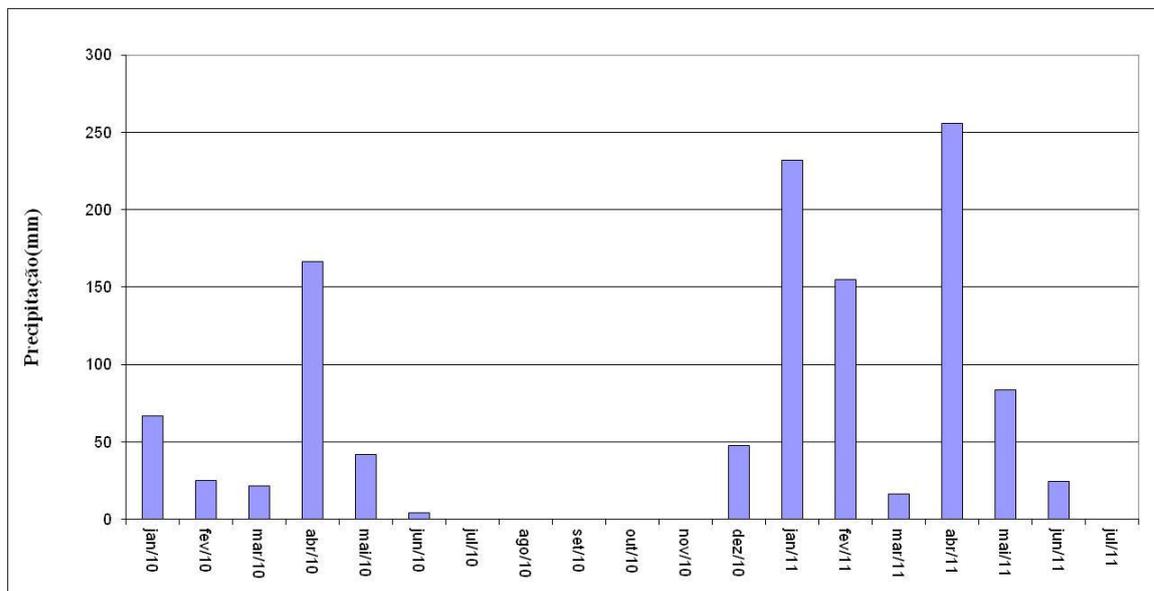


### 5.1.3 Açude Edson Queiroz

No açude Edson Queiroz foram identificados 23 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta foi representada por 13 táxons (56,52 %), distribuídos entre 1 ordem, 8 gêneros e 4 espécies. A espécie *Planktotrix agardhii* foi a cianobactéria de maior contribuição para o reservatório, estando presente em 38 das 39 coletas, seguida da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, que foi predominante (mais de 50% da população) em 14 das 39 coletas e presente em 36 dessas amostras. Os demais grupos foram representados por 10 táxons (43,48%), sendo observados representantes de Clorofíceas com 4 gêneros e 1 espécie; Diatomáceas com 2 espécies; Criptofíceas, Euglenofíceas e Dinofíceas, com um gênero cada.

Durante o período seco de 2010 (julho a dezembro), enquanto as precipitações foram 47,8 mm (FIGURA 16), as concentrações de cianobactérias (513.065 cel.mL) ficaram bem abaixo das concentrações no período chuvoso do mesmo ano (920.250,75 cel/mL) e do período chuvoso de 2011 (617.645,19 cel/mL). Os quais apresentaram pluviometrias para o período de 325,38 e 767 mm, respectivamente. Observou-se, neste reservatório, que no período seco (segundo semestre 2010) uma menor concentração de cianobactérias. Enquanto, os períodos chuvosos (primeiro semestre de 2010 e 2011) apresentaram concentrações maiores, similar ao observado nos reservatórios Cedro e Madeiro. Mas, diferente dos outros seis reservatórios estudados. Aparentemente, o aporte de água e nutrientes alóctones durante o período chuvoso favoreceu o crescimento das cianobactérias.

Figura 5 - Precipitação mensal na área de influencia do açude Edson Queiroz no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



Fonte: Agência Nacional de Água (2012).

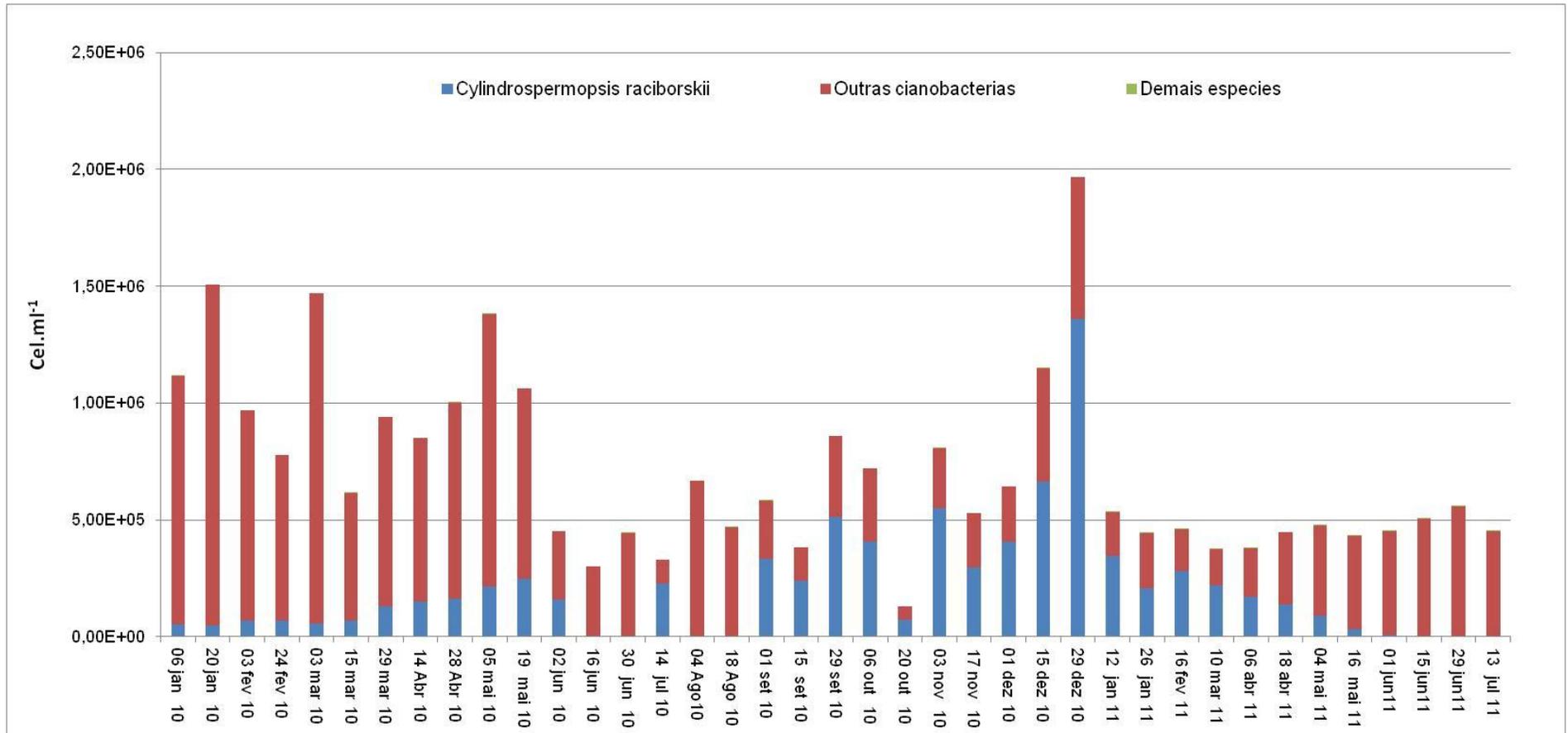
A predominância das cianobactérias é evidente em todo o período de estudo, chegando próximo à totalidade da comunidade fitoplanctônica. Os cinco primeiros meses de 2010 foram os meses de maiores contribuições de cianobactérias, chegando a mais de  $1 \times 10^6$  cel.mL<sup>-1</sup> e representando quase 100% da comunidade fitoplanctônica. Neste mesmo período, observou-se um aumento gradual na ocorrência da espécie *C. raciborskii*, atingindo o valor máximo do período em 19 de maio de 2010 (249.288 cel./mL), seguindo por um declínio nos meses de junho (dia 16 e 30) e agosto de 2010 (dia 4 e 18). Em que, foram relatados valores poucos expressivos dessa espécie, prevalecendo à espécie *Planktotrix agardhii* e os gêneros *Cylindrospermopsis/Raphidiopsis*. Este desaparecimento da espécie *C. raciborskii* pode ser explicados pela dificuldade em identificar com precisão a espécie e o gênero conforme explicado anteriormente, levando possivelmente a classificação desta cianobactéria no grupo de outras cianobactérias. No dia 14 de julho de 2010 a espécie *C. raciborskii* representou quase 70 % das cianobactérias existentes no local (225.776 cel.mL<sup>-1</sup>).

Nos meses de setembro de 2010 (01/09) a março de 2011 (10/03) foi observado outro aumento gradativo da concentração da espécie *C. raciborskii*, agora com maiores contribuições percentuais em relação à comunidade fitoplanctônica, cerca de 60%, sendo dominante em 13 das 14 amostras desse intervalo. Situação extrema foi

observada no dia 29 de dezembro de 2010, quando houve uma floração da espécie bastante acentuada (1.350.908 cel/mL). Neste dia foi observada pouca diversidade, demonstrando a dominância desta espécie em cerca de 70% da comunidade e sendo predominante sobre os demais grupos e até sobre as outras cianobactérias.

A partir de abril de 2011 (6/4), observou-se um declínio da espécie *C. raciborskii*, com um aumento concomitante na biodiversidade de outras cianobactérias, principalmente da espécie *Planktotrix agardhii*. Os Demais Grupos foram poucos expressivos com maior valor observado, no dia 30 de junho de 2010 (3.536 cel/mL), representado aproximadamente 2% da comunidade analisada e com o predomínio do gênero de clorócea *Dictyosphaerium* sp (FIGURA 17).

Figura 17 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Edson Queiroz entre os meses de janeiro de 2010 a julho de 2011.

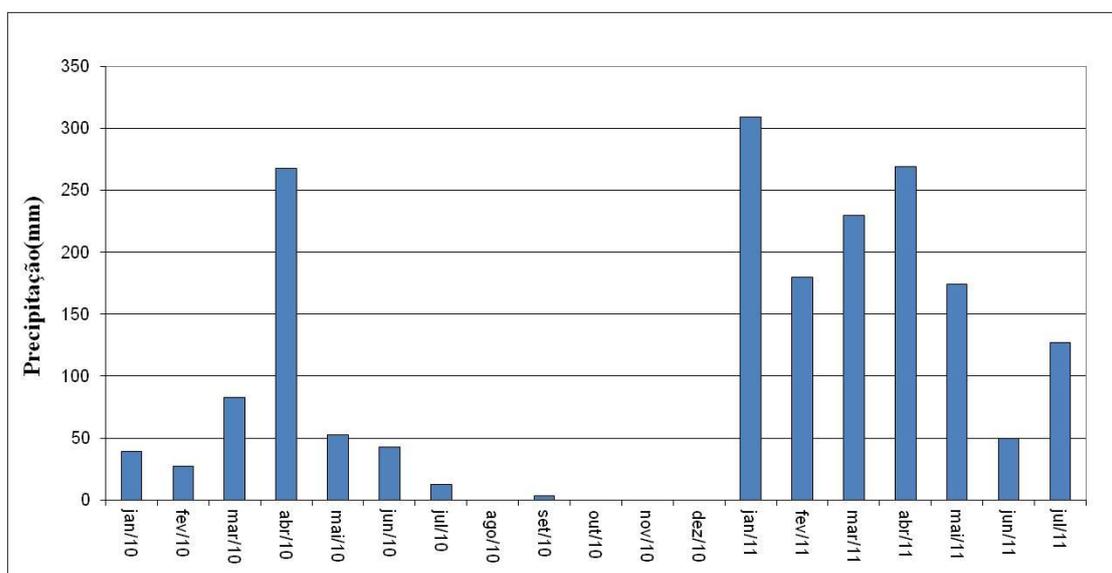


### 5.1.4 Açude Acarape do Meio

No açude Acarape do Meio foram identificados 30 táxons ao longo do período de estudo, dos quais 13 táxons (43,33%) foram representantes da divisão Cyanophyta, distribuídas entre 1 ordem, 8 gêneros e 4 espécies. A espécie *C. raciborskii* foi o táxon, que apresentou maior frequência e quantidade no reservatório. Os demais grupos, 17 táxons (56,67%), foram compostos por representantes das Clorofíceas com 7 gêneros e 2 espécies; Diatomáceas com 1 gênero e 2 espécies; Zignemafíceas com 2 gêneros; Criptofíceas, Euglenofíceas e Dinofíceas, com um gênero cada.

O período chuvoso de 2010 (Janeiro a Junho) apresentou pluviometria (511,8 mm) abaixo da média histórica (1051,27 mm), apresentando média de concentração de cianobactérias de 279.148,3 cel/mL. Já no período chuvoso de 2011, a pluviometria foi de 1211,4 mm, acima da média histórica. E a média de cianobactérias de 160.558 cel/mL. Pode-se inferir destes resultados que existe uma correlação inversa entre a intensidade de precipitação tanto com a concentração de cianobactérias quanto com a biodiversidade do fitoplâncton. Esse fato pode ser confirmado com os dados observados no período seco de 2010 onde a precipitação não passou de 18,6 mm e a concentração média de cianobactérias foram as mais altas de todo o período (320.048,5 cel/mL) (FIGURA 18).

Figura 18 - Precipitação mensal na área de influencia do açude Acarape do Meio no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



Fonte: Agência Nacional de Águas

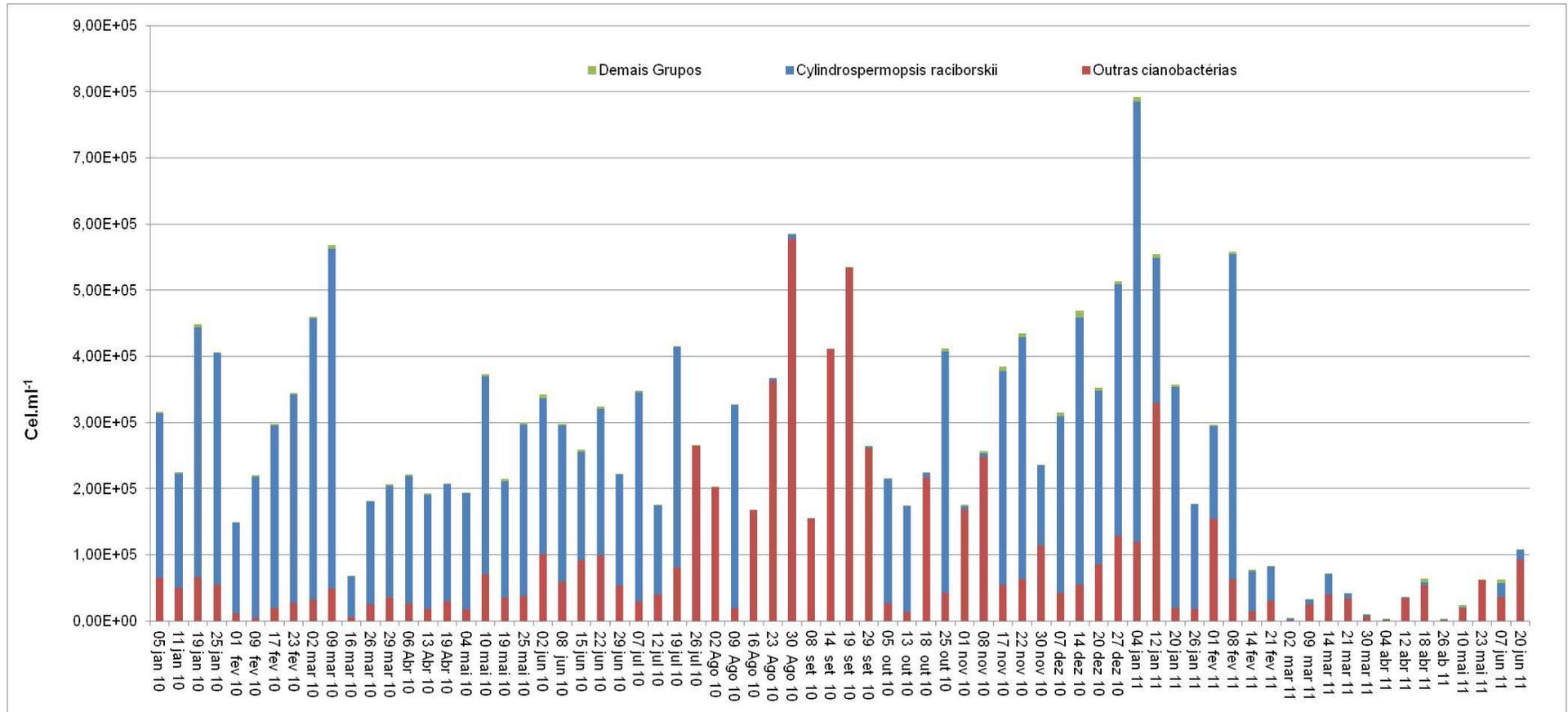
O primeiro semestre de 2010 (FIGURA 19) foi caracterizado pela dominância da espécie *C. raciborskii*, em todas as coletas, representando entre 60 a 98% do total do fitoplâncton, atingindo um valor máximo de 562.510 cel/mL (09/03) e mínimo de 67.488 cel/mL (16/03), demonstrando assim que, após uma intensa floração houve uma queda acentuada da população fitoplanctônica, fenômeno conhecido como ‘‘Die-Off’’ (SÁ, 2012). Ainda, durante o primeiro semestre de 2010, nas coletas realizadas nos meses de janeiro a março houve oscilações intensas na população de cianobactérias. Ao passo, que nos meses de abril a junho as oscilações foram menos intensas. A participação dos demais grupos foi menos expressivas, alcançando no máximo 1% da população fitoplanctônica, com valor máximo de 6.235 cel/mL, representado em sua maioria pela espécie de clorofícea *Monoraphidium contortum*.

Os resultados de grande parte das coletas realizadas entre julho a novembro de 2010 caracterizaram-se por apresentar desprezíveis concentrações da *Cylindrospermopsis raciborskii*. Este período apresentou uma baixa pluviometria, 18,6 mm (FIGURA 18), além de uma dominância numérica de outras cianobactérias (*Cylindrospermopsis/Raphidiopsis* sp). As exceções para o período citado ocorreram nas coletas realizadas nos dias 09/08, 05/10, 13/10 e 25/10, momentos em que a *C. raciborskii* apresentou-se em maior concentração. Este desaparecimento da espécie *C. raciborskii* pode ser explicado pela dificuldade em identificar com precisão a espécie e o gênero conforme explicado no capítulo materiais e métodos, levando possivelmente a classificação dessa cianobactéria no grupo Outras Cianobactérias.

Para as coletas realizadas entre os dias 17/11/2010 e 08/02/2011, a espécie *C. raciborskii* foi predominante em 11 das 13 coletas, atingindo concentração máxima no período estudado de 784.770 cel/mL (04/01/2011).

A partir de fevereiro de 2011 (14/2), período de intensa precipitação pluviométrica (FIGURA 18), observou-se um declínio acentuado na concentração de *C. raciborskii*. Além, de maior biodiversidade de outras cianobactérias e de outros grupos fitoplanctônicos. Os demais grupos fitoplanctônicos chegaram a representar cerca de 12% da população (3.256 cel/mL) na coleta do dia 10 de maio de 2011, tendo como maior representante o grupo das diatomáceas. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, a partir da coleta do dia 9 de março, atingiu no máximo 42% da população total com concentração de 30.555 cel/mL.

Figura 19 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Acarape do Meio entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.



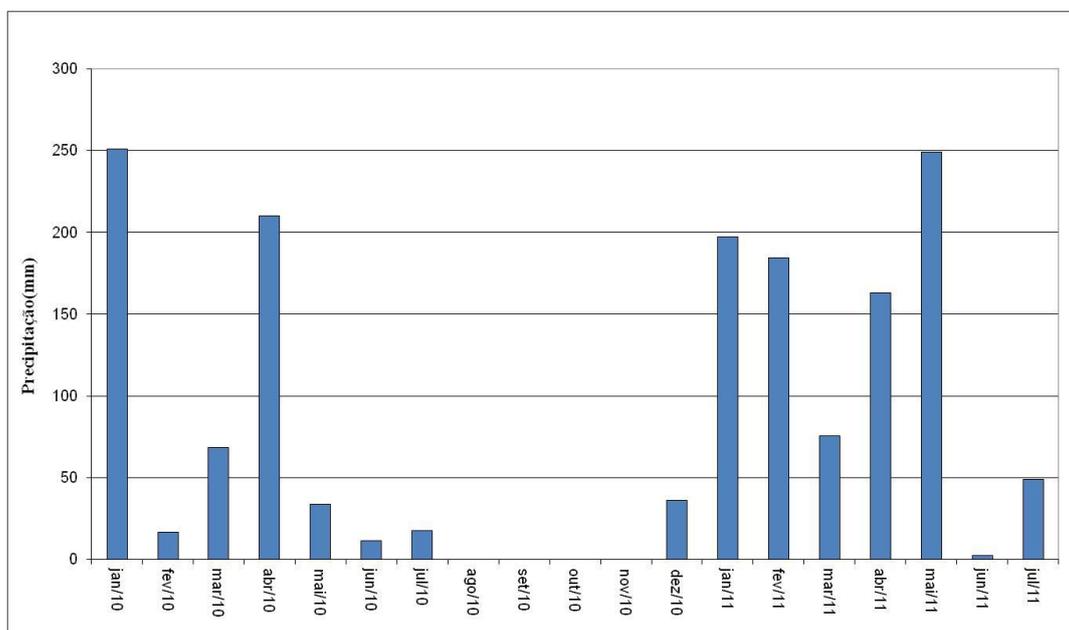
### 5.1.5 Açude Serafim Dias

No açude Serafim Dias foram identificados 35 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta representou 16 táxons (45,71 %), distribuídos entre 1 ordem, 11 gêneros e 4 espécies. As espécies *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* foram os táxons de maiores contribuições para o período de estudo. A espécie *C. raciborskii* esteve presente em 33 das 37 coletas.

Os demais grupos foram representados por 19 táxons (54,29%), sendo a de maior concentração composto pela espécie de clorofíceas *Scenedesmus sp.* No total foram observadas: Clorofíceas com 1 ordem, 9 gêneros e 3 espécies; Diatomáceas com 2 gêneros e 1 espécie; Cryptofíceas; Euglenofíceas e Dinofíceas (dinoflagelados) com um gênero cada.

O período chuvoso e seco de 2010 e o período chuvoso de 2011 (FIGURA 20) apresentaram respectivamente pluviometrias de 590,58, 53,46 e 871,62 mm e concentração fitoplanctônica de 645.165, 1.172.705 e 470.167 cel/mL. Os dados apresentados indicam que existe uma forte correlação inversa entre a pluviometria e a concentração de cianobactérias. Sendo as espécies dominantes a *C. raciborskii* e *P. agardhii*. Os demais grupos apresentaram uma maior abundância no 1º semestre de 2011, onde a precipitação foi acima da média histórica.

Figura 6- Precipitação mensal na área de influencia do açude Serafim Dias no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



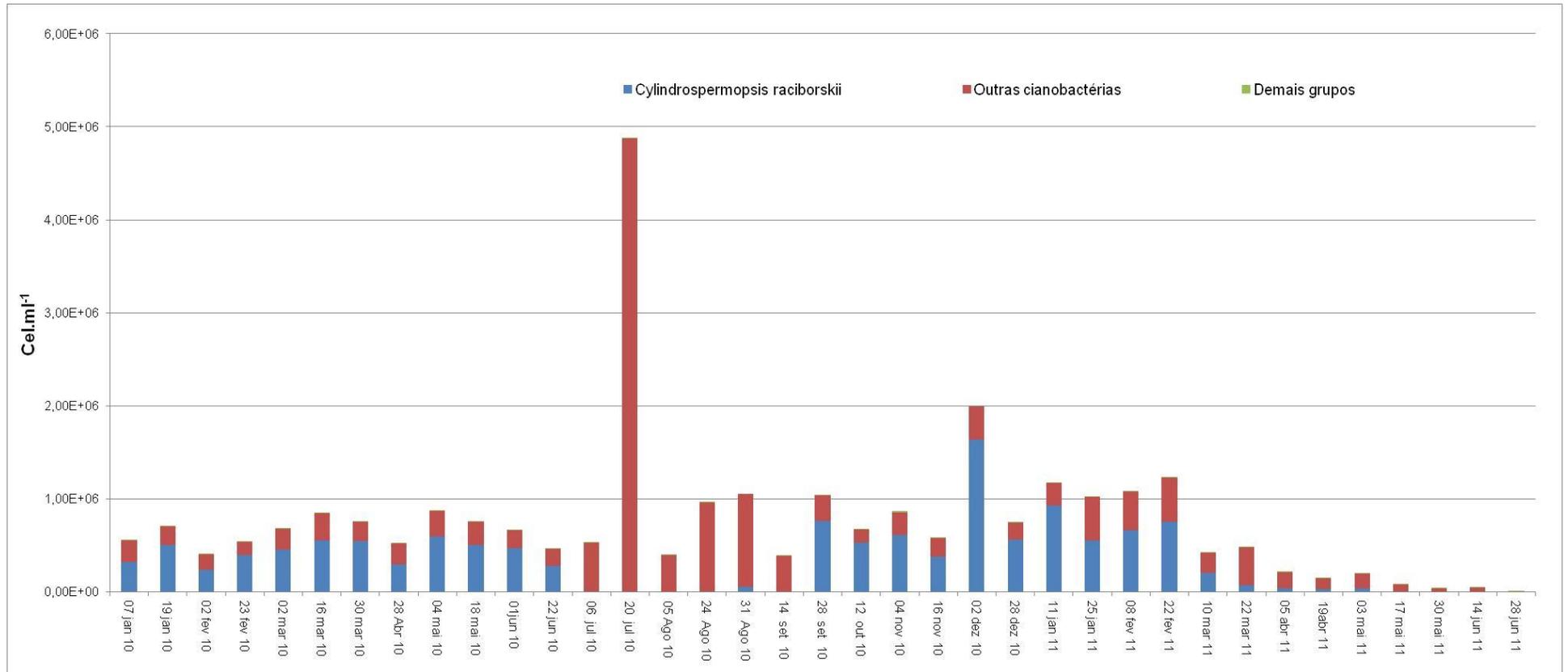
Fonte: Agência Nacional de Águas

O primeiro semestre de 2010 foi caracterizado por apresentar maior concentração da espécie *C. raciborskii*, mais de 50% da população, em todos os meses desse período. Em todas as amostras coletadas nesse período esta espécie esteve presente, apresentando concentração máxima no semestre de 595.816,00 cel./mL(04/05). Nesse período a espécie *Planktothrix agardhii*, chegou a representar 40% da concentração total no dia 07/01/10, com concentração de 223.868 cel./mL, neste dia. Os demais grupos juntos não representaram 1% da concentração total observada.

O segundo semestre de 2010 iniciou com ausência da espécie *C. raciborskii*, que somente foi reportada na coleta do dia 24 de agosto de 2010, com baixa representatividade (menos de 1%). A maior concentração registrada nesse período foi do gênero *Cylindrospermopsis/Raphidiopsis* sp (4.766.612,00 cel./mL), no dia 20 de julho de 2010. Esta coleta foi caracterizada por pouca biodiversidade do fitoplâncton. Entre os dias 28 de setembro a 28 de dezembro de 2010, a espécie *C. raciborskii* representou mais de 50% da população em todas as coletas. No dia 02 de dezembro de 2010 a espécie atingiu sua maior concentração no período, 1.637.440,00 cel./mL, representando aproximadamente 80% da população total. A partir dessa coleta, a população de *C. raciborskii* descrece (FIGURA 21).

O segundo semestre de 2011 caracterizou-se por apresentar concentrações de fitoplâncton abaixo do encontrado no mesmo período do ano anterior, provavelmente devido às intensas chuvas ocorridas no período chuvoso (871,62 mm). As coletas desse período foram caracterizadas também pelo aumento da concentração dos demais grupos, atingindo o máximo de 29%, na coleta do dia 28 de junho de 2011 sendo os principais grupos reportados: as diatomáceas e as criptofíceas. Foi observada, nesse período, uma relação inversa entre concentração de *C. raciborskii* e outras cianobactérias e os representantes dos demais grupos.

Figura 21 - Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Serafim Dias entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.



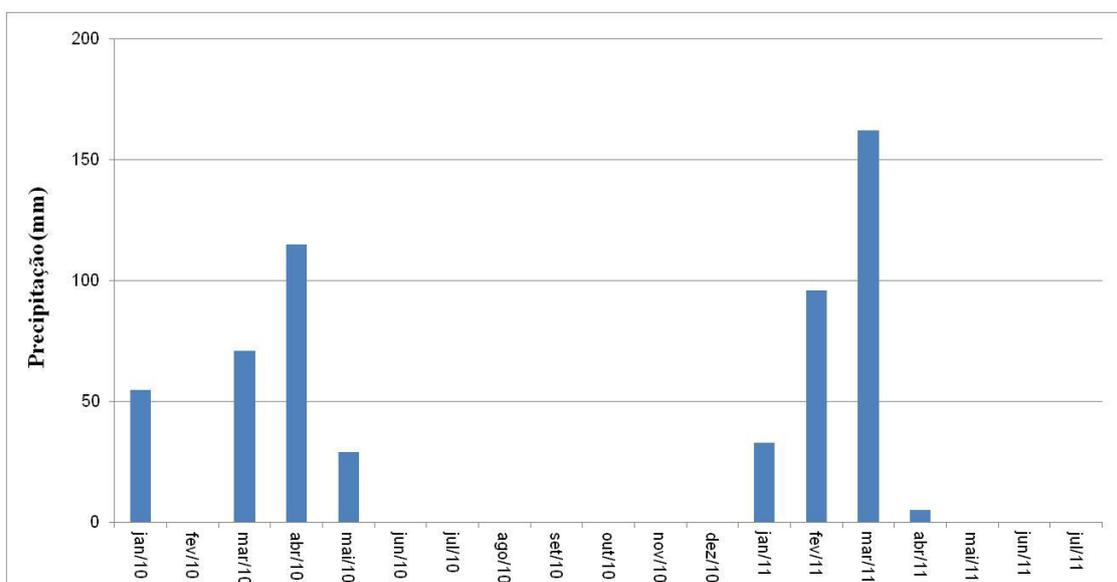
### 5.1.6 Açude do Coronel

No açude do Coronel foram identificados 30 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta representou 11 táxons (36,67%), distribuídos entre 1 ordem, 6 gêneros e 4 espécies. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi à cianobactéria de maior contribuição para o reservatório, estando presente em 29 das 40 coletas.

As demais espécies foram representadas por 19 táxons (63,33%), em que foram observadas as classes clorofíceas com 1 ordem, 7 gêneros e 3 espécies; Criptofíceas com 2 gêneros; Zignemafíceas com 2 gêneros; Euglenofíceas com 2 gêneros diatomáceas ; e Dinofíceas (dinoflagelados) com um gênero cada.

Os períodos chuvosos dos anos pesquisados (2010 e 2011) apresentaram-se abaixo da média histórica (589,74 mm) com pluviometrias aproximadas, com respectivamente valores: 269,82 e 296,04 mm. Também, as concentrações médias foram aproximadas de 606.458 e 544.823 cel/mL respectivamente. Durante o período seco de 2010 a média pluviométrica foi zero e a concentração de cianobactérias foi 825.817 cel/mL. Os dados apresentados indicam que no período seco a concentração de cianobactérias foi maior que nos períodos chuvosos, sendo dominado pelas cianobactérias. (FIGURA 22)

Figura 22- Precipitação mensal na área de influencia do açude do Coronel no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



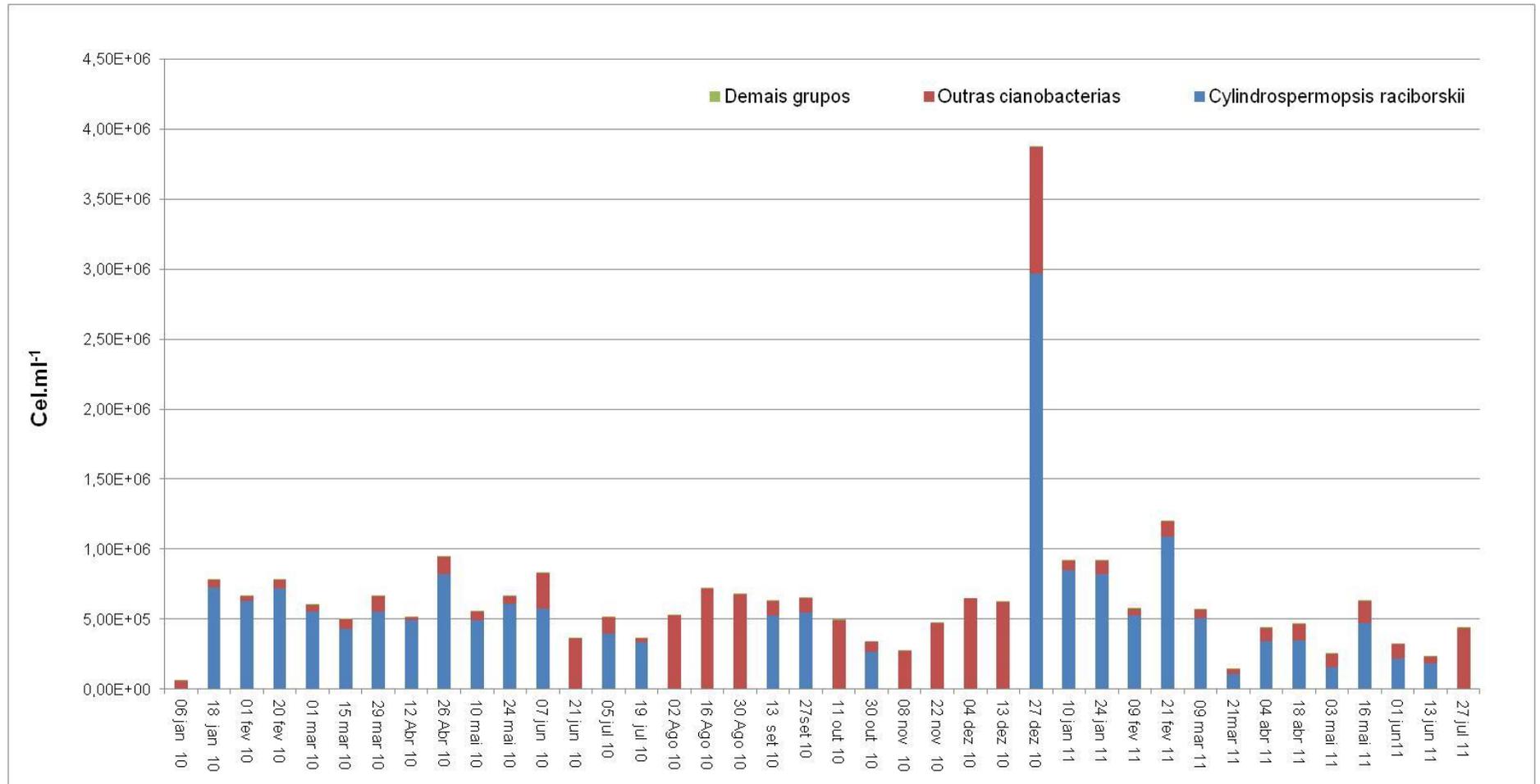
Fonte: Agência Nacional de Águas.

No primeiro semestre de 2010 a concentração do fitoplâncton variou de 58.512 cel/mL no dia 06 de janeiro, a 943.051,20 cel/mL no dia 26 de abril de 2010. As cianobactérias mais frequentes foram as espécies *C. raciborskii* e *C. catemaco*, e o gênero *Merismopedia* sp. A maior concentração da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* ocorreu no dia 26 de abril de 2010 (822.120,00 cel/ml), nesta coleta observa-se apenas 3 táxons da divisão Cyanophyta, com a predominância maior que 80% da espécie *C. raciborskii* em 10 das 13 coletas realizadas nesse período.

O segundo semestre de 2010, iniciou-se com uma alta concentração de cianobactérias principalmente *C. raciborskii*, que dominou em mais de 90% da população no dia 19 de julho, seguidas por um mês de agosto caracterizado por baixas concentrações com destaque para o táxon *Cylindrospermopsis/Raphidiopsis* sp. Este comportamento repete-se até o dia 27 de dezembro de 2010, onde ocorre uma intensa floração das espécies *C. raciborskii* (2.967.860,00 cel/mL) e *C. catemaco* (906.440,00 cel/mL), a primeira espécie representou mais de 70% da composição fitoplanctônica. Nesta coleta, os táxons representantes dos demais grupos foram representados apenas pela divisão cryptofíceia (*cryptomonas* sp). Saker *et al.* (2003) estudando a espécie *C. raciborskii* em corpos hídricos portugueses detectaram uma floração de  $3 \times 10^6$  cel/mL nos meses mais quentes, de julho a outubro, em que, a temperatura da água ultrapassa os 20 °C. Segundo Saker e Griffiths (2000) esta característica está de acordo como limite de temperatura relatada de crescimento para esta espécie.

O segundo semestre de 2011, a maior concentração de *Cylindrospermopsis raciborskii* ocorreu no dia 21 de fevereiro de 2011 (1.089.088,00 cel/mL). Neste período, em 12 das 13 coletas, a espécie *Cylindrospermopsis catemaco* representou mais de 50 % da população total. Os demais grupos tiveram pouca representatividade, tendo maior concentração no dia 13 de junho de 2011(5.572,00 cel/mL), representando aproximadamente 2% da população total (FIGURA 23).

Figura 23- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude do Coronel entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.



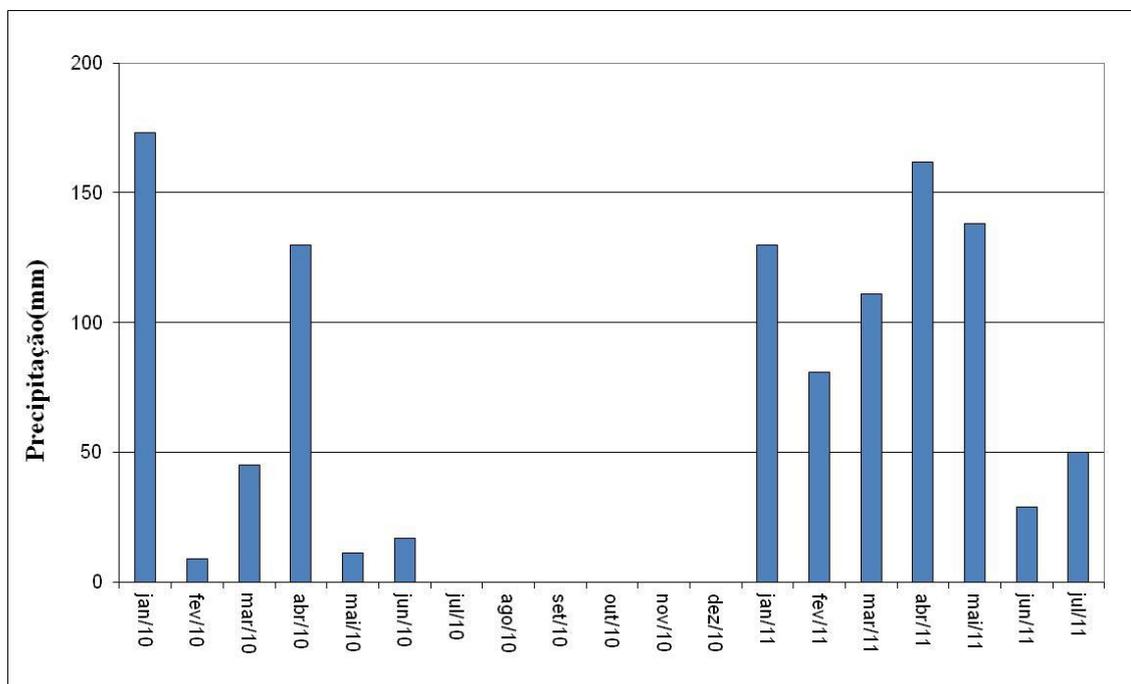
### 5.1.7 Açude Carmina

No açude Carmina foram identificados 31 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta representou 14 táxons (45,16%), distribuídos entre 2 ordens, 8 gêneros e 4 espécies. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi à cianobacteria de maior contribuição para o reservatório, estando presente em 39 das 40 coletas, seguidas da espécie *C. catemaco*.

As demais espécies foram representadas, por 17 táxons (54,84%), onde foram observadas as classes clorofíceas com 8 gêneros e 2 espécies; Diatomáceas com 2 gêneros e 1 espécie; Criptofíceas, Euglenofíceas e Dinofíceas (dinoflagelados) e Zignemafíceas com um gênero cada.

O período chuvoso de 2010 apresentou pluviometria de 385,2 mm e concentração celular de 425.975 cel/ml. Enquanto, o período chuvoso de 2011 apresentou pluviometria mais intensa, com 651,0 mm e concentração celular de 577.135 cel/mL (FIGURA 24). A média histórica para o período foi de 688,91 mm. Já no período seco de 2010 a precipitação foi de 0 mm e densidade fitoplanctônica de 615.133 cel/mL . Os dados apresentados indicam que no período seco a concentração de cianobactérias foi maior que nos períodos chuvosos.

Figura 24- Precipitação mensal na área de influência do açude Carmina no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



Fonte: Agência Nacional de Águas.

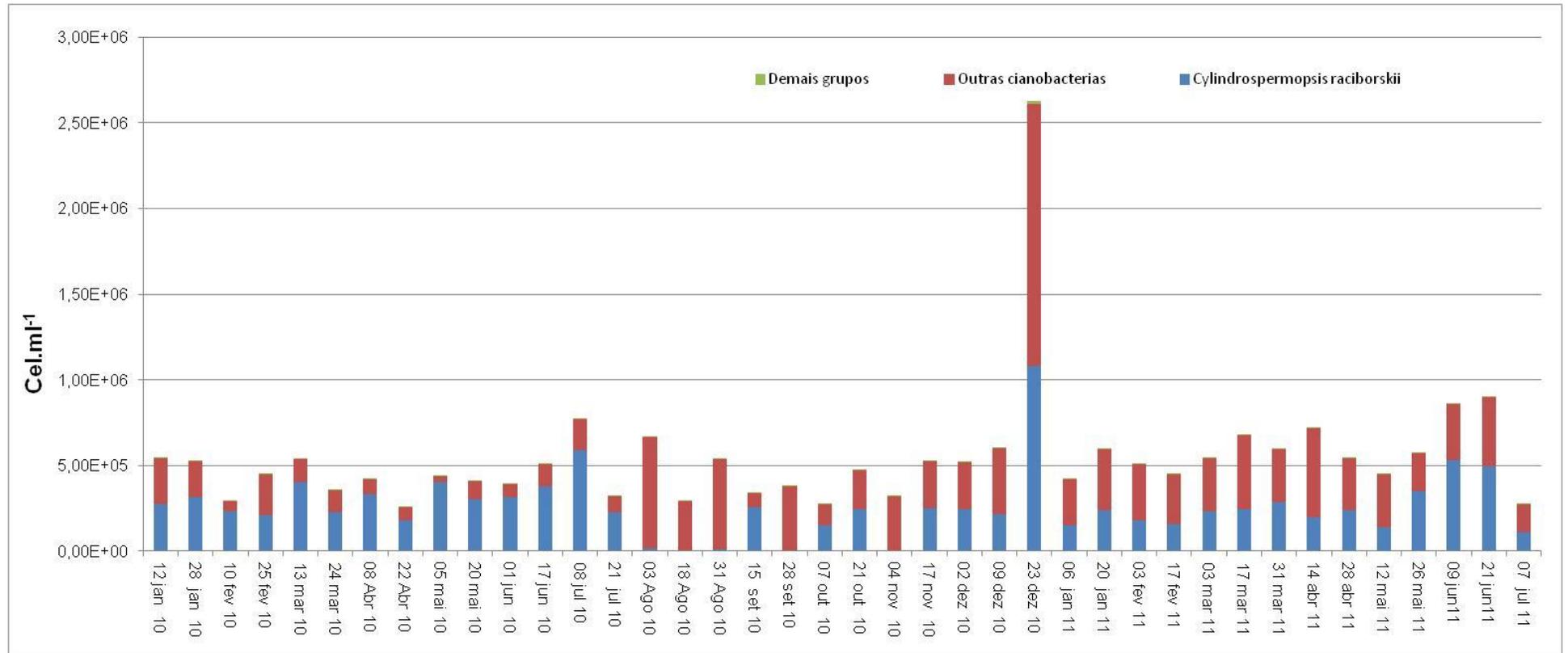
O primeiro semestre de 2010 apresentou a prevalência da espécie *C. raciborskii*. Em 14 coletas realizadas a espécie predominou com mais que 70% da população em 10 amostras e em mais que 50% da população em 13 amostras. Houve neste período grande diversidade de outras cianobactérias. Porém, em baixas concentrações. No dia 5 de maio de 2010 a espécie representou mais de 90% na população fitoplanctônica. No dia 20 de maio de 2010, observou-se uma grande variedade dos representantes dos demais grupos, com 4 clorófitas, 3 diatomáceas e 1 cryptofíceas, com predomínio do gênero *Cryptomonas* sp.

O segundo semestre de 2010, caracterizou-se por uma menor concentração da espécie *C. raciborskii* e com uma maior diversidade de outras cianobactérias. No mês de agosto de 2010 observaram-se baixas concentrações desta espécie, representando menos de 5% população fitoplanctônica, até a coleta do dia 17 de novembro observou-se períodos intercalados na concentração da espécie. Estes desaparecimentos e retornos intercalados da espécie *C. raciborskii* podem ser explicados pela dificuldade em identificar com precisão a espécie e o gênero conforme explicado no capítulo materiais e métodos, levando possivelmente a classificação desta

cianobactéria no grupo de Outras Cianobactérias. Esta dificuldade foi causada pelo desaparecimento do heterocisto terminal, o que dificultou a identificação. No dia 23 de dezembro de 2010, observou-se uma floração das duas espécies mais representativas do reservatório, atingindo concentrações bastante expressivas: *C. raciborskii* (1.081.880,00 cel/mL) e *C. catemaco* (1.491.240,00 cel/mL).

O primeiro semestre de 2011 foi caracterizado por uma maior diversidade de cianobactérias e de outros grupos do fitoplâncton. Somente no final deste período, a espécie *C. raciborskii*, passou a predominar com mais de 50% da população fitoplanctonica (FIGURA 25).

Figura 7- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Carmina entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.

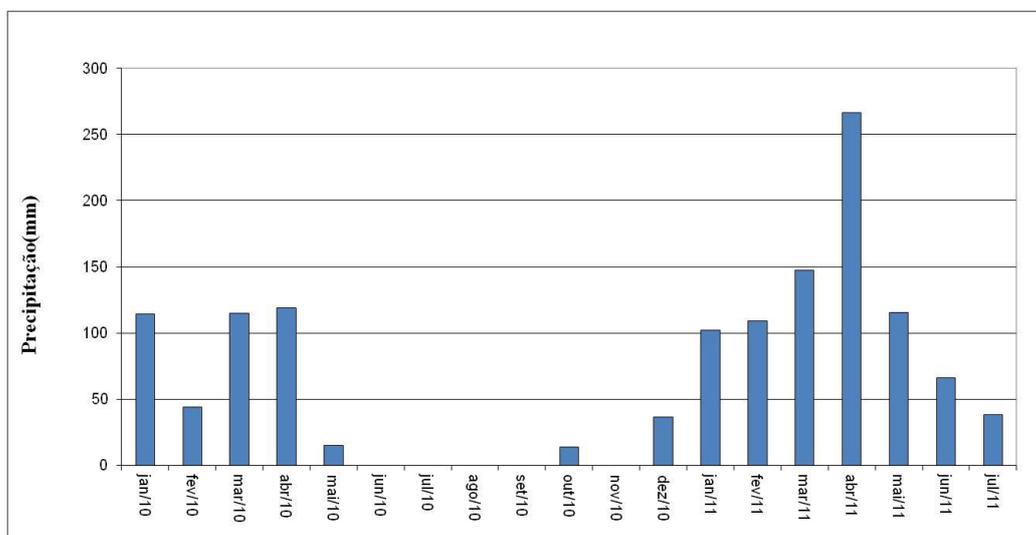


### 5.1.8 Açude Rivaldo de Carvalho

No açude Rivaldo de Carvalho foram identificados 32 táxons ao longo do período de estudo. A divisão Cyanophyta representou 12 táxons (37,5%) distribuídos entre 1 ordem, 7 gêneros e 4 espécies. Os demais grupos foram representados por 20 táxons (62,5%), onde foram observadas as classes Clorofíceas com 1 ordem, 9 gêneros e 2 espécies; Diatomáceas com 3 gêneros; Cryptofíceas, Euglenofíceas, Xantofíceas, Zignemafíceas e Dinofíceas (dinoflagelados) com um gênero cada.

O período chuvoso e seco de 2010 apresentaram precipitações e concentração média de cianobactérias de: 406,5 mm, 50,58 mm e 458.505 e 642.504,38 cel/mL, respectivamente. Já o período chuvoso de 2011 a precipitação do período foi de 807 mm e a concentração média de cianobactérias 510.645 cel/mL. Levando-se em consideração que a média histórica de precipitação do período chuvoso (primeiro semestre) na região é de 602,9 mm. (FIGURA 26) Verifica-se que a concentração de cianobactérias no período chuvoso de 2010, com precipitação abaixo da média histórica, foi inferior à concentração de cianobactérias no período chuvoso de 2011, com precipitação acima da média histórica. Outro ponto importante é que, durante o período seco de 2010, a concentração de cianobactéria foi maior que nos dois períodos chuvosos estudados. Sendo assim, observa-se uma correlação inversa entre precipitação e a concentração de cianobactérias.

Figura 26- Precipitação mensal na área de influencia do açude Rivaldo de Carvalho no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



Fonte: Agência Nacional Águas.

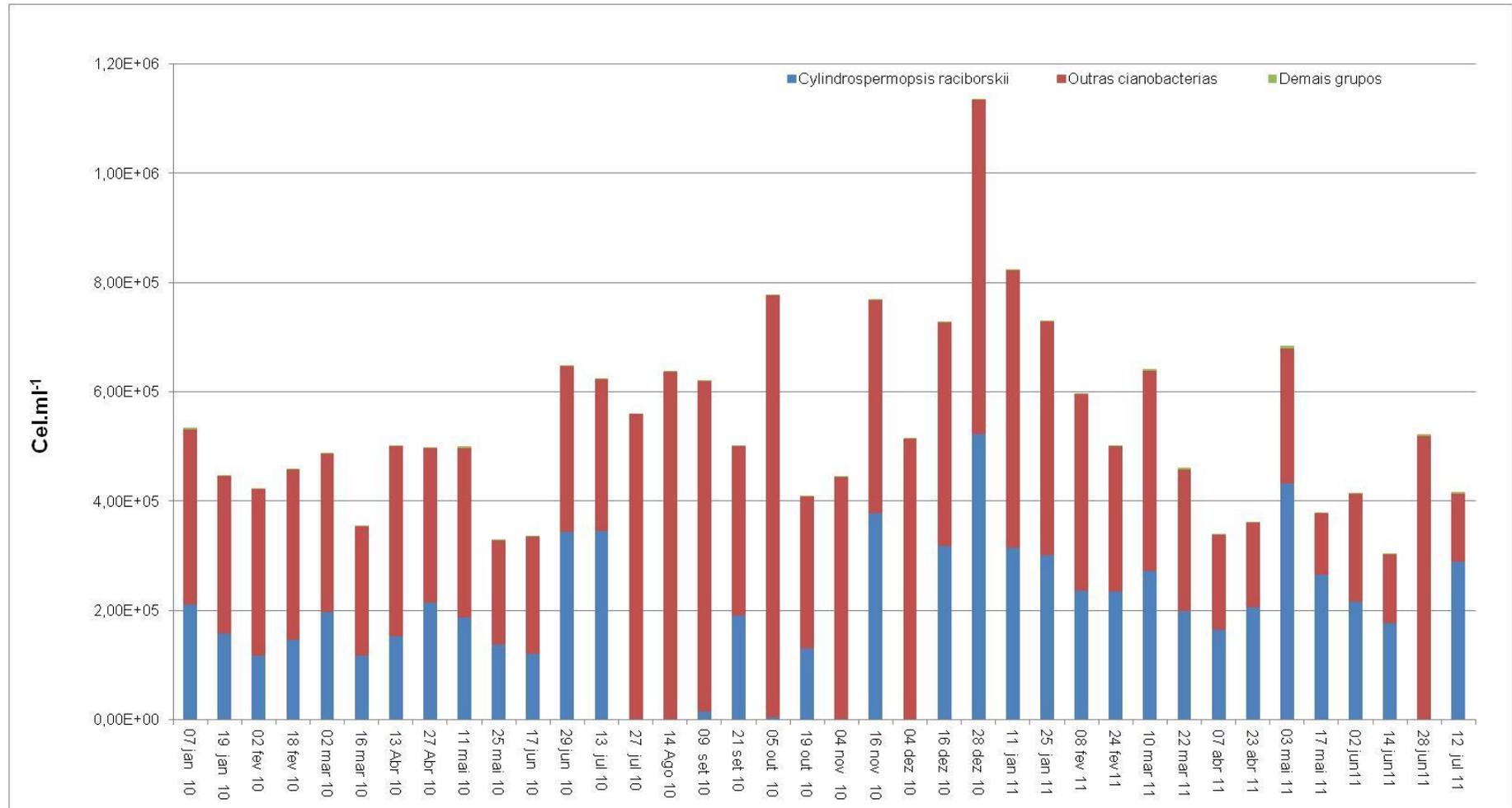
O açude Rivaldo de Carvalho, embora se tenha apresentado superioridade no número de táxons das representantes das clorofíceas, as cianobactérias foram mais representativas quantitativamente estando às espécies *C. raciborskii* presente em 34 das 35 amostras e a *C. catemaco* presente em todas as amostras coletadas. No primeiro semestre de 2010 a concentração fitoplanctônica variou em torno de  $4 \times 10^5$  cel/mL. Sendo que a concentração total máxima de cianobactérias neste período ocorreu no dia 29 de junho (342.992,00 cel./mL), com 5 táxons representantes das cianobactérias e 3 táxons representantes das demais grupos, demonstrando um predomínio das cianobactérias em detrimento dos demais.

As coletas dos dias 29 de junho e 13 de julho de 2010 foram caracterizadas pela dominância da espécie *C. raciborskii* (concentração maior que 50%) sobre os outros táxons identificados neste período. Já nas duas coletas seguintes, nos dias 27 de julho e 14 de agosto, foi verificada a ausência dessa espécie e predominância das espécies *C. catemaco* e *Cylindrospermopsis/Raphidiopsis* sp.(FIGURA 26) Nos meses seguintes (setembro a dezembro), foram verificadas com oscilações de predomínio e ausência da espécie *C. raciborskii*, até dezembro de 2010, predominando em cerca de 45% da população amostrada. No dia 28 de dezembro as duas espécies predominantes somaram  $10^6$  cel/mL, representando a concentração mais significativa em todo período de estudo.

No primeiro semestre de 2011 as concentrações das duas espécies voltaram a cair, provavelmente devido o início do período chuvoso (FIGURA 27). Neste período, o percentual da espécie *C. raciborskii* aumentou gradativamente até representar 70% da população amostrada (17/maio/2011). Nas coletas seguintes (02 e 14/06/11) houve queda nas concentrações, em seguida uma coleta com ausência desta espécie (28/jun/11) e novamente a dominância da mesma (12/jul/11). Estes desaparecimentos e retornos intercalados da espécie *C. raciborskii* podem ser explicados pela dificuldade em identificar com precisão a espécie e o gênero conforme explicado no capítulo materiais e métodos, levando possivelmente a classificação desta cianobactéria no grupo de outras cianobactérias.

Os demais grupos tornaram-se perceptíveis apenas nos primeiros semestres de cada ano, coincidindo com o período chuvoso, apesar de suas concentrações não ultrapassaram 2% da população total. Mas, com um grande número de representantes das clorofíceas.

Figura 8- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Rivaldo de Carvalho entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.



O maior aporte de água durante as precipitações pode levar a redução da concentração do fitoplâncton devido à elevada taxa de renovação da água do reservatório, podendo levar alguns dias para o aparecimento de florações (BOUVY et al. 2001). Outra explicação plausível para a diminuição da concentração de cianobactérias após um evento de chuva foi proposta por Jones *et al.* (2005), apontando como causa o aumento da turbidez através do aporte de sedimentos de áreas adjacentes, Carbono orgânico dissolvido e resuspensão do sedimento. Deletic e Maksimovic (1998), apoiam essa hipótese afirmando que embora cargas de sólidos em suspensão aumentem com o início das primeiras chuvas, esse aporte pode diminuir ao longo do tempo durante chuvas de maiores durações.

### 5.1.9 Açude Sítios Novos

No reservatório de Sítios Novos, foram identificados 41 táxons ao longo do período de estudo (01/2010 a 06/2011). A classe cianofíceas representou 19 táxons (46,34%), distribuídos entre 2 ordens, 12 gêneros e 5 espécies. A espécie *Planktothrix agardhii* e a ordem *Chroococcales* apresentaram maiores contribuições para o período em estudo. Na coleta do dia 23/09/2010, a espécie *Microcystis aeruginosa* apresentou uma concentração máxima de 143.994 cel/mL, extraordinariamente sendo a espécie dominante. A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* esteve presente em 31 das 45 coletas.

As demais espécies foram representadas, por 22 táxons (53,66%), sendo as mais representativas as espécies *Botryococcus* sp e *Micractinium* sp. No total foram observadas as classes Clorofíceas com 1 ordem, 11 gêneros e 2 espécies; Diatomáceas com 3 gêneros e 1 espécie; Zignemafíceas com 2 gêneros; Cryptofíceas e Euglenofíceas com um gênero cada.

No primeiro semestre de 2010, cuja precipitação média (778,4 mm) apresentou-se abaixo da média histórica (1252,91 mm) (FIGURA 27), a concentração de cianobactérias apresentou média de 201.544 e oscilou entre o mínimo de 37.434 e máximo de 619.606 cel/mL, máximo registrado em todo o período pesquisado. A concentração de *C. raciborskii* não ultrapassou 20% do total do fitoplâncton. Enquanto, os demais grupos foram insignificantes, com concentração média no período de 577 cel/mL (FIGURA 28).

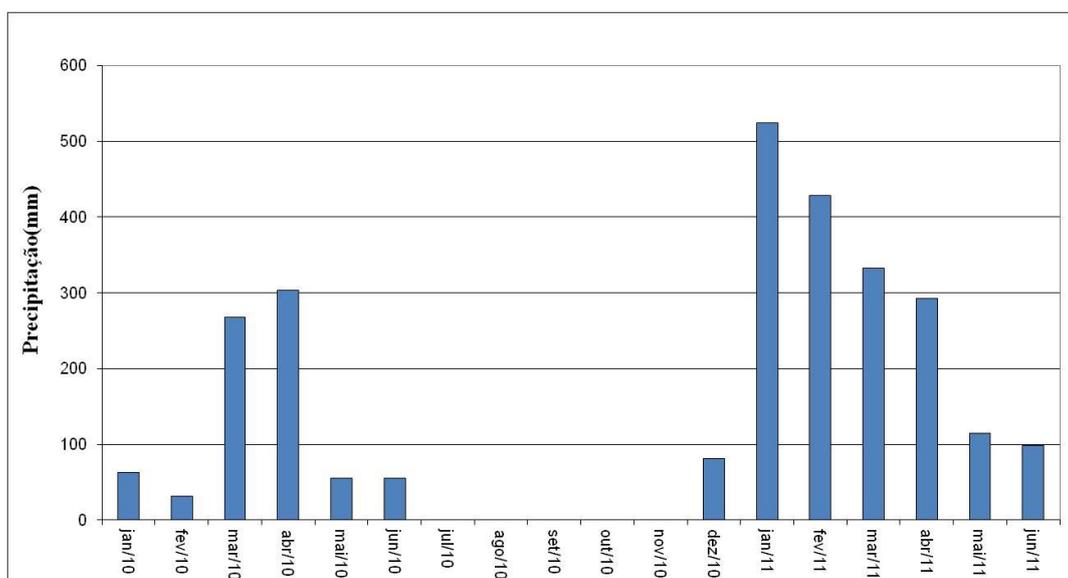
No segundo semestre de 2010, representando o período de seca na região (FIGURA 28), apesar da baixa pluviometria (81,6 mm) a concentração média de cianobactérias (157.806 cel/mL) foi menor do que no período anterior, com picos máximos no dia 15 de setembro (219.444,10 cel/mL) e 2 de dezembro de 2010 (245.088,40 cel/mL). A espécie *C. raciborskii*, representou no máximo 13% (14.178 cel/mL) da comunidade fitoplanctônica no dia 10 de dezembro de 2010. Nesse mesmo dia, as outras cianobactérias representaram 86% (90.397,20 cel/mL) e os demais grupos menos de 1% (FIGURA 29).

No segundo semestre de 2011, ou seja, no período chuvoso de 2011, a pluviometria alcançou 1790,4 mm (FIGURA 28). Enquanto, a concentração média de fitoplâncton (67.566 cel/mL) apresentou-se abaixo dos semestres anteriores com valor máximo de 235.536 cel/mL no dia 21 de junho de 2011 e mínimo de 854 cel/ml no dia

10 de fevereiro. Os demais grupos apresentaram concentrações que variaram de 0% a 71%. No dia 10 de fevereiro foi registrada a maior concentração dos demais grupos fitoplanctônicos com valores relativamente baixos. (FIGURA 29).

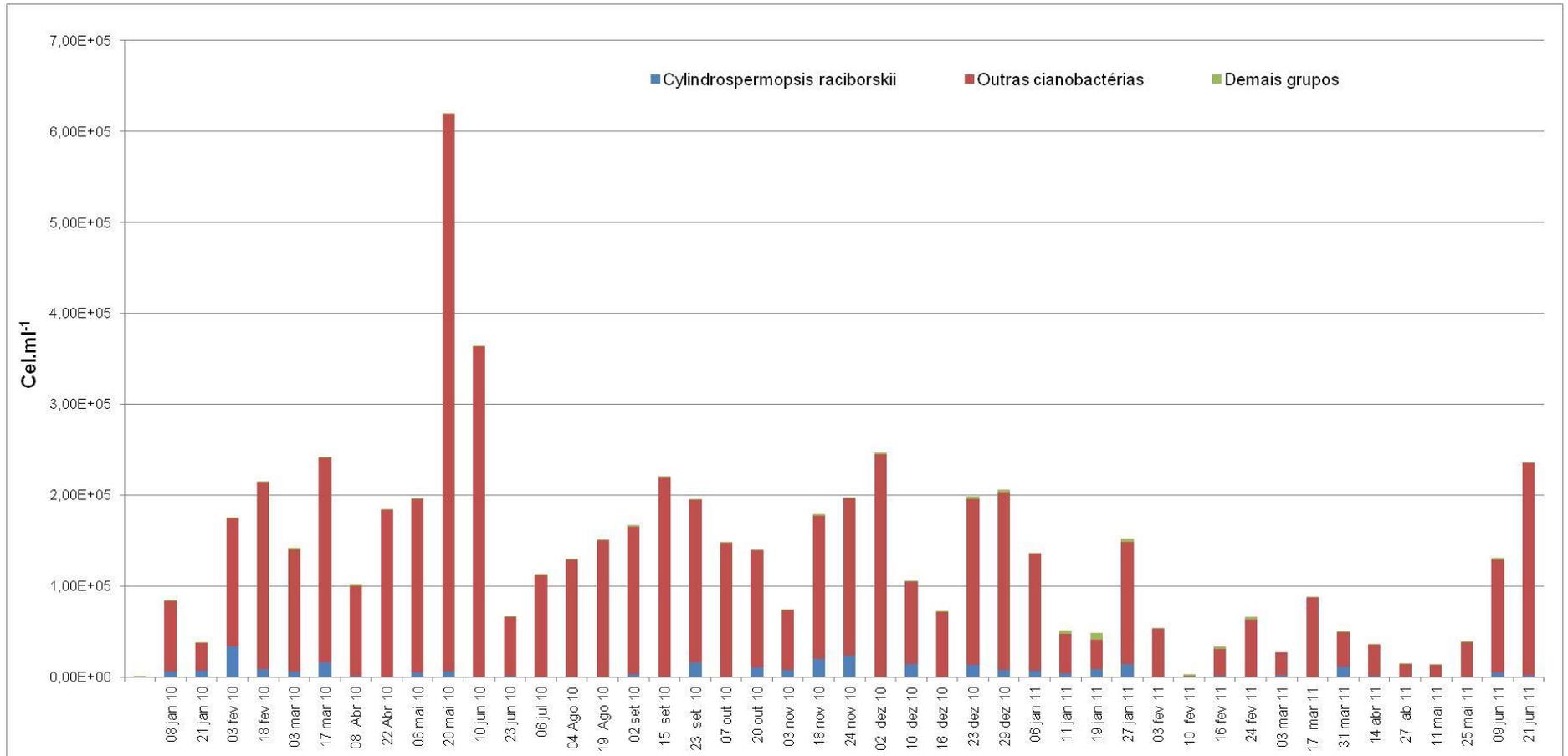
Os resultados, diferente dos encontrados nos outros reservatórios estudados, apontam para duas tendências: A primeira é que, durante o período chuvoso de 2010 que apresentaram pluviometrias de 774,36mm, abaixo da média histórica (1252,91 mm) , existe a tendência do aumento da concentração de cianobactérias em relação ao período de estiagem que apresentou concentração de 157.807 cel/mL. A segunda, durante uma quadra chuvosa acima da média histórica, que apresentou pluviometria de 1790,4 mm, pode propiciar a uma intensa renovação da água do açude, favorece a diminuição da concentração de cianobactérias, que neste período apresentou concentração de 67.567 cel/mL em relação ao período seco.

Figura 28- Precipitação mensal na área de influencia do açude Sítios Novos no período de janeiro de 2010 a julho de 2011.



Fonte: Agência Nacional de Águas.

Figura 9- Concentração e caracterização do fitoplâncton no açude Sítios Novos entre os meses de janeiro de 2010 a junho de 2011.



## 5.2 Avaliação da depleção de nutrientes limitantes no crescimento da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* T3

### 5.2.1 Taxa de Crescimento e Concentração Celular Máxima

Com relação à taxa de crescimento, o experimento utilizando como controle o ASM-1 apresentou diferença significativa em relação ao experimento com depleção de 75% de nitrogênio ( $p < 0,05$ ), apresentando taxa média de crescimento de 0,107 e 0,049  $\text{dia}^{-1}$ , respectivamente (TABELA 5). Comparando as taxas médias de crescimento entre os experimentos utilizando o ASM-1 e com depleção de 50% de nitrogênio, foi constatado que também houve diferença significativa entre os dois experimentos ( $p < 0,05$ ), apresentando taxa de crescimento de 0,107 e 0,077  $\text{dia}^{-1}$  respectivamente.

Tabela 5 - Parâmetros de rendimento cinético das culturas *C. raciborskii* T3

Culturas	Taxa de crescimento	CCM
ASM-1	0,107	$2,32 \times 10^7$
75%N	0,049	$7,58 \times 10^6$
50%N	0,077	$1,27 \times 10^7$
75%P	0,081	$2,27 \times 10^7$
50%P	0,080	$2,26 \times 10^7$

Fonte: Dados do projeto.

Smith e Haney (2006) concluíram, ao contrário do observado neste estudo, que a estratificação na coluna de água, as baixas concentrações de nitrogênio e a diminuição da transparência da água conferem vantagens para a dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Já Mischke, 2003 observou que o crescimento da espécie *Mycrocystis aeruginosa* é inibido com aumento da concentração de nitrato, o mesmo não foi observado para espécie *C. raciborskii* aqui estudada. Kosten *et al.* (2006) descobriram que a dominância da espécie *P. agardii* nos reservatórios pode ser atribuída à estratificação térmica da coluna de água, afinidade por nitrogênio e baixas concentrações de fosfato. Esta espécie tem adaptabilidade de se desenvolver em condições limitantes de fósforo do que outras espécies de cianobactérias.

Segundo Vasconcelos *et al.* (2011) em grande parte dos reservatórios após o período de dominância da espécie *P. agardii*, ocorre a substituição por *C. raciborskii*. Esta alternância deve-se a diminuição da disponibilidade de nitrogênio. A presença de heterocistos

na *C. raciborskii*, e sua capacidade de fixar nitrogênio favoreceram a dominância desta espécie. Menéndez, 2005 afirmou que níveis moderados de nitrato pode aumentar a taxa fotossintética da alga verde *Chaetomorpha linum*. Similarmente Leong *et al.* (2004) encontraram uma correlação positiva entre a concentração de nitrato e a densidade celular da espécie *A. tamarensis*, mostrando que cada espécie possui sua peculiaridade com relação à concentração de nutrientes limitantes.

O experimento utilizando como controle o ASM-1 apresentou diferença significativa em relação ao experimento com depleção de 75% de fósforo ( $p < 0,05$ ), apresentando taxas médias de crescimento de 0,107 e 0,081  $\text{dia}^{-1}$ , respectivamente (TABELA 5). Comparando as taxas médias de crescimento entre os experimentos utilizando o ASM-1 e com depleção de 50% de fósforo foi constatado que também houve diferença significativa entre os dois experimentos ( $p < 0,05$ ), apresentando respectivamente taxa de crescimento de 0,107 e 0,080  $\text{dia}^{-1}$  respectivamente.

Wu *et al.* (2012) cultivaram a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* com cinco diferentes concentrações de fósforo (0,00; 0,02; 0,05; 0,50 e 1,00  $\text{mgL}^{-1}$ ) e observaram que as taxas de crescimento sob condições elevadas de concentração de fósforo foram significativamente superiores, quando comparados aos experimentos com condições de baixa concentração desse nutriente. Os mesmos autores encontraram taxas de crescimento, com concentração de fósforo de 0,05  $\text{mgL}^{-1}$ , semelhantes ao observados nos experimentos com depleção de fósforo (75 e 50%).

Jacobs (1995) constatou que a deficiência de fósforo leva a uma menor taxa de transporte de elétrons e funcionamento ineficaz do processo de fotossíntese. Segundo Gillor *et al.* (2002) quando o fósforo é escasso, o fitoplâncton pode produzir fosfatase alcalina para hidrolisar o fósforo orgânico, para compensar a deficiência do ambiente. Segundo Wu *et al.*, 2012 *C. raciborskii* tem a capacidade de regular sua fisiologia para aclimatar-se a uma ambiente com depleção de fósforo abaixo de 0,05  $\text{mgL}^{-1}$ , através de uma diminuição da taxa de crescimento e atividade fotossintética e compensado pelo aumento de fosfatase alcalina e atividade catalase.

Comparações entre os experimentos com depleção de 75 e 50% de nitrogênio ( $p < 0,05$ ), mostraram que os mesmos possuem diferença significativa entre eles, apresentando taxas de crescimento respectivamente de 0,049 e 0,077  $\text{dia}^{-1}$ . Os experimentos realizados com depleção de 75% de nitrogênio e 75% de fósforo também apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre eles, apresentando taxas de crescimento respectivamente de 0,049 e 0,081  $\text{dia}^{-1}$ . Porém, os experimentos realizados com 75 e 50% de fósforo não

apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), apresentando taxas de crescimento respectivamente de 0,081 e 0,080  $\text{dia}^{-1}$ .

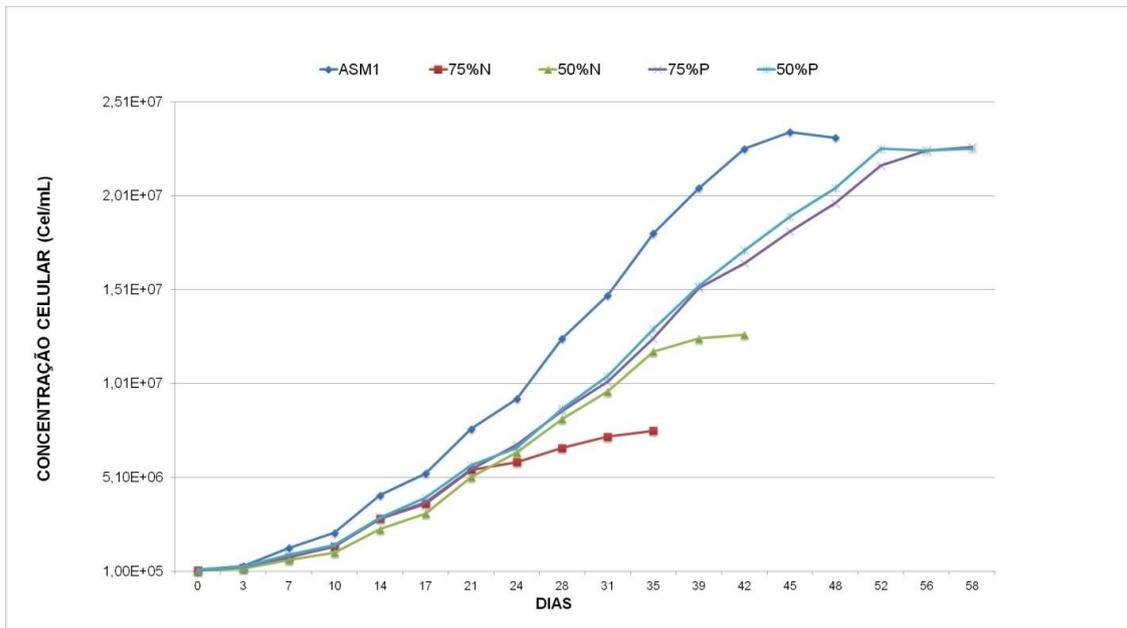
Carneiro *et al.* (2009) estudaram a espécie *C. raciborskii*, tendo como objetivo verificar os efeitos de três intensidades luminosas (50, 100 e 150  $\mu\text{mol.photons m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ) e três qualidades de luz (luz branca, azul com 470 nm e vermelha com 630 nm) na produção de saxitoxinas e neosaxitoxinas. Com isso, verificaram um aumento nas taxas de 100 e 150 quando comparados com 50  $\mu\text{mol.photons m}^{-2}\text{s}^{-1}$ . Castro *et al.* (2004) estudaram os efeitos de duas diferentes temperaturas (19 e 25  $^{\circ}\text{C}$ ) na produção de STX, GTX2, GTX3 na espécie *C.raciborskii* C10 produtora de cylindrospermopsina e verificaram que o crescimento alcançado em 25  $^{\circ}\text{C}$  foi três vezes maior que a 19  $^{\circ}\text{C}$ .

Comparando as Concentrações Celulares Máximas (CCM) dos cultivos ASM-1 com as CCM dos cultivos com depleção de 75 e 50% de nitrogênio foi verificado que apresentaram diferença estatisticamente significativa entre os mesmos e o cultivo controle ( $P < 0,05$ ), com CCM de  $2,32 \times 10^7$ ;  $7,58 \times 10^6$  e  $1,27 \times 10^7$   $\text{cel/mL}$ , respectivamente. Já quando comparadas as concentrações celulares máximas do controle ASM-1 com os cultivos com depleção de 75 e 50% de fósforo, não foi verificado diferença significativa ( $p < 0,05$ ), com CCM de  $2,32 \times 10^7$ ;  $2,27 \times 10^7$ ;  $2,26 \times 10^7$   $\text{cel/mL}$ , respectivamente. Com isso, observamos que, mesmo apresentando uma taxa de crescimento maior que o cultivo controle e que os cultivos com depleção de fósforo (75 e 50%), o cultivo com depleção de 75% de nitrogênio apresentou CCM inferior aos mesmos. Com isso, apresentando curva de crescimento menos inclinada e atingindo o início da fase estacionária precocemente quando comparada aos outros cultivos.

O cultivo com depleção de fósforo apresentou taxas de crescimento menores quando comparadas com o cultivo controle. Porém as concentrações celulares máximas não apresentaram diferenças estatísticas significativas ( $p < 0,05$ ) quando comparadas com a cultura controle. (Figura 30)

### 5.2.3 Curvas de Crescimento

Figura 30- Curva de Crescimento da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* submetida a cinco diferentes relações N: P.



Fonte: Dados do projeto.

Os crescimentos das culturas (ASM-1, 75% P, 50%P, 75%N e 50%N) (Figura 30), apresentaram fases de indução bastante semelhantes sendo notável até o décimo dia de cultivo. A fase *log*, ou de crescimento exponencial, foi notada mais nitidamente a partir do sétimo dia, apresentando diferenças entre os crescimentos dos diferentes cultivos realizados. O cultivo controle com o meio ASM-1 apresentou a partir desse dia uma curva de crescimento mais acentuada em relação às outras culturas, enquanto o cultivo realizado com depleção de 50% de nitrogênio já demonstra uma curva de crescimento menos acentuada que as outras curvas, nesse período.

Do sétimo até o vigésimo primeiro dia de cultivo, observou-se que essa diferenciação entre as curvas de crescimento foram mais notáveis com um destaque maior para o cultivo realizado com o meio ASM-1, enquanto o cultivo com depleção de 75% de nitrogênio apresentou uma acentuada redução no seu crescimento, se destacando negativamente das outras curvas de crescimento (50% N; 75%P e 50%P) e com menores taxas de crescimento. Essa última cultura atingiu a sua fase estacionária no trigésimo quinto dia de cultivo com uma concentração celular máxima de  $7,58 \times 10^6$  cel/mL.

Entre as espécies do fitoplâncton, as cianobactérias são conhecidas por serem concorrentes melhores para nitrogênio (TILMAN et al., 1986; MICHARD et al., 1996). Além disso, Blomqvist *et al.* (1994) observaram que a supressão de nitrato pode melhorar a capacidade competitiva por nitrogênio amoniacal desses organismos em comparação com a maioria das algas eucarióticas. Segundo Bried *et al.* (2002) a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* possui estruturas denominadas heterocistos, que são utilizadas para a fixação de nitrogênio atmosférico. Entretanto, esta espécie apresenta poucos heterocistos com baixa capacidade de armazenagem de nitrogênio e por isso são pouco dependentes dessas estruturas para obtenção de nitrogênio. Esta observação pode explicar a limitação ao crescimento imposta pela deficiência de nitrogênio principalmente na cultura com depleção de 75% deste nutriente. Ou seja, em sistemas de cultivo fechado, essa espécie cresce mais rapidamente utilizando o íon amônio ou nitrato do que a fonte de nitrogênio atmosférico (GRIFFITHS; SAKER 2000 e HAWKINS *et al.* 2001).

A cultura com depleção de 50% de nitrogênio apresentou uma leve diferenciação com as curvas de crescimento das culturas com depleção de fósforo, percebido do sétimo ao trigésimo quinto dia, a partir desse dia essa diferenciação ficou mais acentuada, sendo nitidamente percebida pela curva de crescimento menos acentuada. No quadragésimo segundo dia de cultivo a cultura com depleção de 50% de nitrogênio atingiu a fase estacionária de cultivo com concentração celular máxima de  $1,27 \times 10^7$  cel/mL.

As culturas com depleção de fósforo (75 e 50% P) apresentaram semelhanças desde o final da fase de indução até o trigésimo nono. A partir desse dia até o quinquagésimo segundo dia de cultivo, ocorreu uma mínima diferenciação com concentrações maiores para a curva com depleção de 50% P em relação a 75% P. No quinquagésimo sexto dia as culturas atingiram aproximadamente a mesma concentração celular, atingindo a fase estacionária de cultivo com as respectivas concentrações de  $2,27 \times 10^7$  e  $2,26 \times 10^7$  cel/mL. Segundo Bried *et al.*, 2002 a cianobactéria *C. raciborskii* pode crescer em baixas quantidades de fósforo, devido a adaptações em sua estrutura celular. Segundo eles, devido a esse mecanismo de armazenagem de fósforo, essa espécie se adaptou bem ao clima temperado. Já Istvánovics *et al.* (2000); Shafik *et al.* (2001) afirmaram que *Cylindrospermopsis raciborskii* tem elevada afinidade e capacidade de armazenagem de fósforo em relação a outras cianobactérias, o que pode explicar o baixo impacto da limitação deste nutriente quando comparado aos cultivos com limitação de nitrogênio.

O cultivo controle com o meio de cultivo ASM-1 apresentou desde o final da fase de indução uma nítida diferença com relação às outras culturas, (75% N, 50% N, 75% P e 50%

N) atingindo durante a maioria do cultivo concentrações celulares maiores. Essa cultura atingiu a sua fase estacionária de crescimento no quadragésimo quinto dia, com concentração celular máxima de  $2,32 \times 10^7$  cel./mL. A partir desse dia a cultura atingiu a fase de senescência. Uma característica bastante singular dessa cultura foi o curto período da fase estacionária que não foi notado nas demais culturas.

As culturas com depleção de nitrogênio apresentaram um menor crescimento com relação às outras culturas atingindo a fase estacionária com concentrações celulares menores e mais cedo que as outras culturas. Enquanto, as culturas com depleção de fósforo (75 e 50% P) apresentaram curvas de crescimento mais acentuadas e atingindo a mesma concentração celular final que o meio ASM1. Porém, o cultivo controle (ASM-1) atingiu fase estacionária mais cedo que os cultivos com depleção de fósforo, demonstrando assim que o elemento nitrogênio foi limitante para o crescimento da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* nas condições deste experimento.

## 6 CONCLUSÕES

A comunidade fitoplanctônica nos reservatórios analisado pela CAGECE apresentou dominância de cianobactérias (frequentemente maior que 90% da biomassa total). Com relação à cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* sua presença foi evidenciada em todos os reservatórios estudados com menor representação no açude Cedro (30%) e maior no Açude Carmina (98%). Em todos os açudes, exceto o açude Cedro a presença do gênero *C. raciborskii* foi maior que 70% durante todo o período estudado e a dominância foi evidenciadas em três reservatórios: açude Acarape do Meio (64%), açude Serafim Dias (60%) e açude do Coronel (73%). Em dois reservatórios, açude Sítios Novos e Cedro, esta espécie não dominou em nenhuma coleta estudada.

Observou-se que a dificuldade de identificação dos gêneros *Cylindrospermopsis* sp e *Raphidiopsis* sp quanto a morfologia nos estágios iniciais de desenvolvimento, em alguns períodos e em determinados açudes, fez com que a espécie fosse subestimada sendo então classificada no grupo denominado “Outras Cianobactérias”. Possivelmente a contribuição desta espécie pode implicar em uma maior participação do que o constatado nesta pesquisa.

Os açudes Madeiro, Cedro e Edson Queiroz apresentaram características semelhantes apresentando concentração de cianobactérias no inverno, maiores que no período de estiagem, período este caracterizado por apresentar menores concentrações fitoplanctônicas em todo o período estudado. Observou-se no açude Madeiro, no período seco (segundo semestre de 2010), menores concentrações de cianobactérias, enquanto nos períodos chuvosos (primeiro semestre de 2010 e 2011) apresentou concentrações maiores, principalmente no inverno abaixo da média histórica (primeiro semestre de 2010). Aparentemente, o aporte de água e nutrientes alóctones durante o este período chuvoso favoreceu o crescimento das cianobactérias.

Os açudes Acarape do Meio, Serafim Dias, do Coronel, Carmina e Rivaldo de Carvalho caracterizaram-se por apresentarem maiores concentrações fitoplanctônicas durante o período de estiagem (segundo semestre de 2010). Foi percebido que os reservatórios Acarape do Meio e Serafim Dias apresentaram correlação inversa entre pluviometria e concentração celular. Pode-se inferir também que no reservatório Acarape do Meio existe uma correlação inversa entre a concentração de cianobactérias e a biodiversidade de fitoplâncton e no açude Serafim Dias, além de uma relação inversa entre concentração de *Cylindrospermopsis raciborskii* e outras cianobactérias e demais grupos, uma correlação

inversa entre a pluviometria e o crescimento de cianobactérias sendo as espécies dominantes a *C. raciborskii* e *Planktothrix agardhii*. Pode-se concluir que a baixa pluviometria favoreceu ao desenvolvimento das cianobactérias nos açudes Açarape do Meio, Serafim Dias, Do Coronel, Carmina e Rivaldo de Carvalho.

O açude Sítios novos apresentou resultados diferentes dos encontrados nos outros reservatórios estudados, apontando para duas tendências: a primeira é que, durante o período chuvoso com precipitações abaixo da média histórica, existe a tendência do aumento da concentração de cianobactérias em relação ao período de estiagem. A segunda, durante uma quadra chuvosa acima da média histórica, pode-se propiciar a uma intensa renovação da água do açude, favorecendo a diminuição da concentração fitoplanctônica em relação ao período seco.

As maiores florações da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* durante o período estudado foram evidenciadas nos reservatórios: Carmina (1.081.880 cel/ml) dia 23 de dezembro de 2010, do Coronel (2.967.860 cel/mL) no dia 27 de dezembro de 2010, Serafim Dias (1.637.440 cel/mL) no dia 02 de dezembro de 2010 e Edson Queiroz (1.358.080 cel/mL) no dia 29 de dezembro de 2010.

O experimento com depleção 75% de nitrogênio apresentou taxa de crescimento significativamente maior que o cultivo controle ASM-1, o mesmo não ocorrendo com o cultivo com depleção de 50% de nitrogênio. Com isso, pode-se inferir que a retirada do nitrogênio do meio impôs uma limitação ao crescimento da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, impactando principalmente em uma concentração celular máxima menor e na chegada à fase estacionária mais rapidamente.

Os cultivos realizados com depleção de 75 e 50% de fósforo mostraram diferença significativa no crescimento com relação ao cultivo controle (ASM-1), apresentando uma curva de crescimento mais longa, indicando que a depleção do fósforo não influenciou significativamente na curva de crescimento da espécie de cianobactéria *C. raciborskii*. O cultivo com depleção de fósforo apresentou taxas de crescimento menores quando comparadas com o cultivo controle o que implicou numa chegada à fase estacionária mais tardiamente. Porém, as concentrações celulares máximas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas quando comparadas com a cultura controle.

## REFERÊNCIAS

- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes 5 – Stigonematales. **Algological Studies**, Stuttgart, v. 79, p. 1-73, 1990.
- ARAÚJO, J.C. Assoreamento em reservatórios do Semi-árido: Modelagem e Validação. **Revista brasileira de recursos hídricos**, pp 38-56, 2003.
- AZEVEDO.; S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W. e NAMIKOSHI, M. “First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.” **Journal of Applied Phycology**, v. 6, p. 261-265, 1994.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*, **J. Appl. Phycol.** V 6, p. 261–265, 1996.
- BACKER L.C.; MCNEEL S.V.; BARBER .T.; KIRKPATRICK .B.; WILLIAMS C.; IRVIN M. Recreational exposure to microcystins during algal blooms in two California lakes. **Toxicol** 55, p. 21 e 909, 2010.
- BARROS, F.V. N.; MARTINS, E. S. P. R.; JUNIOR, D. S. R.; ALVES, C. M. A. **Desenvolvimento do módulo de operação de sistema de reservatórios no sistema de informações para gerenciamento da alocação de água – SIGA. IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, p. 16, 2008.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.D.; CUNHA, M.C.C.; MOURA, A.D. Genetic polymorphism in Brazilian *Microcystis* spp. (Cyanobacteria) toxic and non-toxic through RFLP-PCR of the *cpcBA*-IGS. **Brazilian Archives of Biology and Technology** V. 52 (4), pp 901e 909, 2009.
- BLOMQUIST, S.; LARSSON, U. Detrital bedrock elements as tracers of settling resuspended particulate matter in a coastal area of the Baltic Sea. **Limnol. Oceanogr.** 39, p. 880,1994.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO M.; BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology** V.20, p. 285-297, 1999.
- BOUVY, M.; FALCALO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology** V 23 (1), p.13 e 27, 2000.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M.; BEKER, B. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacterial and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (Northeast, Brazil). **Aquatic Microbial Ecology** V.25, p.215-227, 2001.

- BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasília, Brazil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique** V.61, p. 85-91, 1991.
- BRANCO, C.W.C.; SENNA, P.A.C. "Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil." **Algological Studies**, V.75, pp. 85-96, 1994.
- BRIAND, J.F.; ROBILLOT, C.; QUIBLIER-LLOBERAS, C.; HUMBERT, J.F.; COUTE, A.; BERNARD, C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research** 36 (13), p. 3183 e 3192, 2002.
- BRIAND, J.F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J.F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: Selection, wide physiological tolerance, or global warming? **J. Phycol.** 40, p. 231–238, 2004.
- CAGECE. **Relatório de avaliação da presença de cianobactérias cianotoxinas no Açude Acarape do Meio (Redenção – CE)**. Governo do Estado do Ceará, Fortaleza, 2010a.
- CAGECE. **Relatório gerencial interno**, 2010b
- COGERH. **Rede de monitoramento da qualidade de água**. Governo do Estado do Ceará, Fortaleza, 2008.
- CÂMARA, F.R.A.; LIMA, A.K.A. ; CHELLAPA, N.T. Diversidade da comunidade fitoplânctônica do Canal do Pataxó, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências** V. 5(2), p. 21-23, 2007.
- CAMPBELL, D.T.; HILLE, B; Kinetic and pharmacological properties of the sodium channel of frog skeletal muscle, **J. Gen. Physiol.** 67 p. 309–323, 1976.
- CARMICHAEL, W.W. The toxins of Cyanobacteria. **Sci Am.**V 270, p.78-86, 1994.
- CARMICHAEL, W.W. Liver failure and human deaths at a hemodialysis center in Brazil: microcystins as a major contributing factor. **Harmful Algae News**, No. 15, pp. 11, Paris: IOC UNESCO, 1996.
- CARMICHAEL, W.W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: "The CyanoHABs", **Hum. Ecol. Risk Assess.** 7 , p. 1393–1407, 2001.
- CARNEIRO, R.L.; SANTOS, M.E.V.; PACHECO, A.B.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. Effects of light intensity and light quality on growth and circadian rhythm of saxitoxins production in *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). **Jornal of plankton research.**, Rio de Janeiro, V.1, N.1, p.1-8, 2009.
- CASTRO, D.; VERA, D.; LAGOS, N.; GÁRCIA, C.; VÁSQUEZ, M. The effect of temperature on growth and production of paralytic shellfish poisoning toxins by the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* C10. **Toxicon**. Santiago, p. 483-489, 2004.

CHALAR, G. The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. **Limnologica** V **39** (3), p.p 200 e 208, 2009.

CHELLAPPA, N.T.; MEDEIROS COSTA, M.A. Dominant and co-existing species of cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica** V **24**, p. 3–10, 2003.

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

CODD G.A.; BELL S.G.; KAYA K.; WARD C. J.; BEATTIE K. A.; METCALF J. S. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. **Eur J Phycol** **34**, p. 405–15, 1999.

DANTAS, E.W.; SEVERI, W.; MOURA-JÚNIOR, E.G.; MOURA, A.N. Heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Araras, estado do Ceará. In: A.N. Moura, E.L. Araújo, U.P. Albuquerque (Eds.). **Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos**. Recife: Comunigraf. pp.181-208, 2008

DEVLIN, J.P.; EDWARDS, O.E.; GORHAM, P.R.; HUNTER, N.R.; PIKE, R.K. ; STAVRIC, B. Anatoxin-a, a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae* NRC-44h, **Can. J. Chem.** **55**, p .1367–1371,1977.

DOKULIL, M.T.; MAYER, J. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis* *Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. **Algological Studies** **83** p. 179 e 119, 1996.

FERREIRA, A. C. S. **Leitura de minuto: cianobactérias**. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (Governo do Estado do Ceará), Fortaleza, vol. 10, 2008.

FIGUEREDO, C.C., GIANI, A. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Limnologica e Ecology and Management of Inland Waters** **39** (4), p. 264 e 272, 2009.

FOOG, G.E. & THAKE. 1987. Algae cultures and phytoplankton ecology. The University of Wisconsin Press, Ltd., London. Third Ed. 269p.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME. **Quadro de Precipitação Pluviométrica do Município de Juazeiro do Norte, Ceará**, 2008.

GILLOR, O.; HADAS, O.; POST, A.F.; BELKIN, S. Phosphorus bioavailability monitoring by a bioluminescent cyanobacterial sensor strain. **J. Phycol.** **38**, pp 107–115. 2002.

GORHAN, P.R.; MACLACHLAV, J.R.; HAMMER, V.T.; KIM, W.K. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) de Bréb. **Verh. Int. Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie.** **15**, pp 796-804, 1964.

GUGGER, M.; MOLICA, R.; Le BERRE, B.; DUFOUR, P.; BERNARD, C.; HUMBERT, J.F. Genetic diversity of *Cylindrospermopsis* strains (Cyanobacteria) isolated from Four continents. **Environmental Microbiology** **71** (2), p.1097 e 1100, 2005.

HAMILTON, P.B.; LEY, L.M.; DEAN, S.; PICK, F.R. The occurrence of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Constance Lake: an exotic cyanoprokaryote new to Canada. **Phycologia** **44** (1), p.17e 25, 2005.

HAANDE, S.; ROHRLACK, T.; BALLOT, A.R.; BERG, K.; SKULBERG, R.; BECK, M., WIEDNER, C. Genetic characterisation of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, cyanobacteria) isolates from Africa and Europe. **Harmful Algae** **7** (5), p 692 e 701, 2008.

HAWKINS, P.R.; PUTT, E.; FALCONER, I.; HUMPAGE, A. Phenotypical variation in atoxic strain of the phytoplankter, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) during batch culture. **Environ. Toxicol.** **16**, p. 460–467, 2001.

HONG, Y.; STEINMAN, A.; BIDDANDA, B.; REDISKE, R.; FAHNENSTIEL, G. Occurrence of the toxin-producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Mona and Muskegon Lakes, Michigan. **Journal of Great Lakes Research** **32** (3), p. 645 e 652, 2006.

HOTTO, A.M.; SATCHWELL, M.F.; BOYER, G.L. Molecular characterization of potential microcystin-producing cyanobacteria in Lake Ontario embayments and nearshore waters. **Appl. Environ. Microbiol.** **73** (14), p. 4570–4578, 2007.

HUMPAGE, A.R; Toxin types, toxicokinetics and toxicodynamics, in: H.K. Hudnell (Ed.), Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (ISOC\_HAB). **State of the Science and Research Needs**, Springer, New York, p. 389–421 , 2008.

IBELINGS, B.W.; CHORUS, I. Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater “seafood” and its consequences for public health: A review, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms. **Advances in Experimental Medicine and Biology**, in press, 2001.

ISTVANOVICS, V.; SHAFIK, H.M.; PRE SING, M.; JUHOS, S.Z.; Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in through flow cultures. **Freshwater Biology** **43**, p. 257e 275, 2000.

JACOB, J. Phosphate deficiency increases the rate constant of thermal dissipation of excitation energy by photosystem II in intact leaves of sunflower and maize. Aust. **J. Plant Physiol.** **22**, pp 417–424, 1995.

JARDIM, F.A.; FONSECA, Y.M.F.; AZEVEDO, S.M.F.O. “A ocorrência de *Microcystis viridis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* tóxicas em um manancial da COPASA MG:” **Anais da VIII Reunião Brasileira de Ficologia**, 1999.

JONES, W.W.; SAUTER, S. Distribution and Abundance of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Indiana Lakes and Reservoirs. **School of Public and Environmental Affairs**, Indiana University, pp. 54, 2005.

JONES, G.J.; FALCONER, I.R. ; WILKINS, R.M. Persistence of cyclic peptide toxins in dried *Microcystis aeruginosa* crusts from lake Mokoan, Australia, *Environ. Toxicol. Water Qual.* **10**, p. 19–24, 1995.

KAEBERNICK M.; NEILAN B.A. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production, *FEMS Microbiol. Ecol.* **35**, p. 1–9, 2001.

KIRILOVSKY, D. Photoprotection in cyanobacteria: the orange carotenoid protein (OCP)-related non-photochemical-quenching mechanism. *Photosynth. Res.* **93**, p. 7–16, 2007

KLEMER, A.R.; CULLEN, J.J.; MAGEAU, M.; HANSON, K.M.; SUNDELL, R.A., Cyanobacterial buoyancy regulation: the paradoxical roles of carbon. *J. Phycol.* **32**, p. 47–53, 1996.

KOMÁREK, J; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes 4 – Nostocales. *Algological Studies*, Stuttgart, v. 56, p. 247–345, 1989.

\_\_\_\_\_. Cyanoprokaryota: 1. Teil. Chroococcales. In: Ettl, H. et al. (Ed.) *Süsswasserflora von Mitteleuropa*. Berlin: Gustav Fischer, 1998. v.19, pt.1, il.

\_\_\_\_\_. Cyanoprokariota: 2. Teil Oscillatoriales. In: BÜDEL, B. et al. (Ed.) *Süsswasserflora Von Mitteleuropa*. Berlin: Heidelberg: Elsevier/Spectrum, 2005. v.19, pt.2, il.

KOKOCINSKI, M.; STEFANIAK, K., MANKIEWICZ-BOCZEK, J., IZYDORCZYK, K., SOININEN, J. The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypereutrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta). *European Journal of Phycology* **45** (4), p. 365 e 374, 2010.

KOSTEN, S.; HUZZAR, V. L. M.; MAZZEO, N.; SCHEFFER, M.; JEPPESEN. E. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrients limitation in shallow lakes. *Ecological applications*, v.19, pp 1791-1804, 2009.

LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.O., OSHIMA, Y. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon* **37**, p.1359–1373, 1999.

LAWTON, L. et al. Determination of cyanobacteria in the laboratory. In: CHORUS I.; BARTRAM, J. *Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: **E&FN Spon**, 416 p, 1999.

LEONG, S.C.Y.; MURATA, A.; NAGASHIMA, Y.; TAGUCHI, S. Variability in toxicity of the dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in response to different nitrogen sources and concentrations. *Toxicon* **43**, pp407–415, 2004.

LI, R.; CARMICHAEL W.W.; BRITAIN, S.; EAGLESHAM, G.K.; SHAW, G.R.; MAHAKHANT, A.; NOPARATNARAPORN, N.; YONGMANITCHAI, W.; KAYA, K.; WATANABE, M.M. Isolation and identification of the cyanotoxin cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin from a Thailand strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *Toxicon* **39**, p.p 973–980, 2001

LIMA, W.P.; ZAKIA M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES;R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo,pag .33-43, 2000

LLEWELLYN, L.E.; BELL, P.M.; MOCZYDLOWSKI.; E.G. Phylogenetic survey of soluble saxitoxin-binding activity in pursuit of the function and molecular evolution of saxiphilin, a relative of transferrin. **Proc. R. Soc. Lond. B** **264**, p. 891–902, 1997.

MACEDO, D R G. **Detecção e Quantificação de Microcistina na água e em peixes de reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba. Desenvolvimento e Meio Ambiente** - Universidade Federal da Paraíba, 2003 Dissertação de mestrado.

MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M.; AZEVEDO, S.M.O.; Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and health risk. **Toxicon** **39**, p.p 1077–1085. 2001.

MANCERA, J.E.P.; VIDAL.; L.A.V. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad de peces en el complejo lagunar cienega grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. **Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín** **23**, p.p 103 e 117, 1994.

MCGREGOR, G.B.; FABBRO, L.D. Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoirs: implications for monitoring and management. **Lakes & Reservoirs: Research & Management** **5** (3), p.195 e 205, 2000.

MENÉNDEZ, M .Effect of nutrient pulses on photosynthesis of *Chaetomorpha linum* from a shallow Mediterranean coastal lagoon. **Aquat Bot** **82**,pp 181–192, 2005.

MESSINEO, V.; MELCHIORRE, S.; DI CORCIA, A.; GALLO, P.; BRUNO, M. Seasonal succession of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Aphanizomenon ovalisporum* blooms with cylindrospermopsin occurrence in the volcanic Lake Albano, central Italy. **Environmental Toxicology** **25** (1), p.18 e 27, 2010.

MICHARD, M.; ALEYA, L.; VERNEAUX, J. Massoccurrence of the cyanobactéria *Microcystis aeruginosa* in the hypereutrophic Villrest Reservoir (Roanne, France): Usefulness of biyearly examination of N/P (nitrogenphosphorus) and P/C (protein/ carbohydrate) couplings. **Archiv für Hydrobiologie****135**, pp. 337-359. 1996.

MISCHKE, U. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors.**Acta Oecologica** **24**, p.11-23, 2003.

MOISANDER, P. H.; MCCLINTON, E.; PAERL, H.W. Salinity effects on growth, photosynthetic parameters, and nitrogenase activity in estuarine planktonic cyanobacteria: **Microb. Ecol.** **43**: p. 32–42 2002.

MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-

like anticholinesterase in a Brazilian drinking watersupply. **Harmful Algae** 4 (4), pp. 743–753, 2005.

MOURA, A.N.; NASCIMENTO, E.C.; DIAS, S.N.; OLIVEIRA, H.S.B.; DANTAS, E.W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Diversidade e variação sazonal do fitoplâncton em reservatórios de abastecimento público no estado do Pernambuco. In: A.N. Moura, E.L. Araújo, U.P. Albuquerque (Eds.), **Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos**. Recife: Comunigraf, p. 159-179,2008.

MOUSTAKA-GOUNI, M.; VARDAKA, E.; MICHALOUDI, E.; KORMAS, K.A.; TRYFON, E.; MIHALATOU, H.; GKELIS, S.; LANARAS, T. Plankton food web structure in a eutrophic polymictic lake with a history of toxic cyanobacterial blooms. **Limnology and Oceanography** 51 (1), p. 715 e 727, 2006.

NEILAN, B.A., SAKER, M.L.; FASTNER, J.; TOROKNE, A., BURNS, B.P. Phylogeography of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Molecular Ecology** 12 (1),p 133 e 140, 2003.

NOGUEIRA, I.C.G.; PEREIRA, P.; DIAS, E., PFLUGMACHER, S.; WIEGAND, C.,FRANCA, S., VASCONCELOS, V.M. Accumulation of paralytic shellfish toxins (PST) from the cyanobacterium *Aphanizomenon issatschenkoi* by cladoceran *Daphnia magna*. **Toxicon** 44, p.p 773–780, 2005.

NEUMANN, U.; CAMPOS, V.; CANTARERO, S.; URRUTIA, H.; HEINZE, R.;WECKESSER, J.; ERHARD, M. Co-occurrence of non-toxic (cyanopeptolin) and toxic (microcystin) peptides in a bloom of *Microcystis* sp from a Chilean Lake. **Systematic and Applied Microbiology** 23 (2), p. 191e 197, 2000.

OHSE, S.; DERNER, R. B.; OZÓRIO, R. A.; BRAGA, M. V. C.; CUNHA, P.; LAMARCA, C. P.; SANTOS, M. E. Crescimento de microalgas em sistema autotrófico estacionário. *Revista Biotemas*, Florianópolis, v. 21, n. 2, p. 7-18, Jun, 2008.

PADISÁK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding highly adaptive blue–green algal species, worldwide distribution and review of its ecology. **Arch. Hydrobiol.** 107 (Suppl.), p.563–593, 1997.

PAUL, V.J. Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms. In: Hudnell, H.K. (Ed.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. **Advances in Experimental Medicine and Biology**, vol. 619. Springer, p. 239 e 257, 2008.

POLLARD,P.C.; YOUNG, L.M. Lake viruses lyse cianobactéria, *Cylindrospermopsis raciborskii*, enhances filamentous-host dispersal in Australia,**Acta oecologica** 36, p.114-119, 2010

PORFÍRIO, Z.; RIBEIRO, M.P.; ESTEVAM, C.S.; HOULY, R.L.S.; SANTANA, E.G. Hepatosplenomegaly caused by an extract of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* bloom collected in the Manguaba Lagoon, Alagoas-Brazil. **Rev. Microbiol.** 30, pp. 278–285, 1999.

PREUSSEL, K.; STUKEN, A.; WIEDNER, C.; CHORUS, I.; FASTNER, J. First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. **Toxicon** **47**, p. 156 e 162, 2006.

REYNOLDS, C. S. Phosphorus and the eutrophication of lakes - a personal view. In: **Ciba - 57. phosphorus in environment: its chemistry and biochemistry. excerpta medica**. pp. 201-228, 1978.

RINGUELLET, R.A.; OLIVER, S.R.; GUARRERA, S.A.; ARAMBURU, R.H. Observaciones sobre antoplancton y mortandade de peces en laguna del monte (Buenos Aires, Republica Argentina). **Universidad Nacional de Eva Peron, Faculdade de Ciencias Naturales y Museo Notas Del Museo e Tomo (XVIII)**, 1955.

RUNNEGAR, M.T.; XIE, C.; SNIDER, B.B.; WALLACE, G.A.; WEINREB, S.M.; KUHLENKAMP, J. In vitro hepatotoxicity of the cyanobacterial alkaloid cylindrospermopsin and related synthetic analogues. **Toxicol.Sci.** **67** (1), p. 81–87, 2002.

SÁ, M.V.C. **Limnocultura, limnologia para aquicultura**. Edições UFC, pp 181,2012.

SANJA, C.M.F. The first finding of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, (Cyanoprokaryota) in Serbia. **Archives of Biological Sciences** p. 63, 507 e 510, 2011.

SANT'ANNA C .L.; AZEVEDO M. T .P.; Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**; p 71, 85 e 359, 2000.

SAKER, M.L.; NEILAN, B.A. Varied diazotrophies, morphologies, and toxicities of genetically similar isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from northern Australia. **Appl. Environ. Microbiol.** V.67, p.1839–1845, 2001.

SAKER, M.L.; NOGUEIRA, I.C.G.; VASCONCELOS, V.M.; NEILAN, B.A.; EAGLESHAM, G.K.; PEREIRA, P. First report and toxicological assessment of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Portuguese freshwaters. **Ecotoxicology and Environmental Safety** **55**. pp 243–250, 2003.

SAKER, M.L.; GRIFFITHS, D.J. The effect of temperature on growth and cylindrospermopsin content of seven isolates of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya and Subba Raju from water bodies in northern Australia. **Phycologia** **39** (4), pp349–354, 2000.

SECRETARIA DE RECURSOS HIDRICOS. **Planejamento Estratégico dos Comitês de Bacias Hidrográficas do estado do Ceará**, 2005.

SIPAÚBA-TAVARES, L.; ROCHA, H . Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. São Carlos: Rima, 106p, 2003.

SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial toxins, in: I. Chorus, J. Bartram (Eds.), Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management, **E & FN Spon, London**, pp. 41–111, 1999.

- SHAFIK, H.M.; S. HERODEK, M.; PRESING, L.; VOROS. Factors effecting growth and cell composition of cyanoprokaryote *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Algological Studies** **103**, p.p 75-93, 2001.
- SMITH, J.L.; HANEY, J.F. Foodweb transfer, accumulation, and depuration of microcystins, a cyanobacterial toxin, in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). **Toxicon** **48**, p. 580–589, 2006.
- SOUZA, R.C.R.; CARVALHO, M.C.; TRUZZI, A.C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environmental Toxicology and Water Quality** **13**:p. 73-81, 1998.
- SWANSON, K.L.; ALLEN, C.N.; ARONSTAM, R.S.; RAPOPORT, H.; ALBUQUERQUE, E.X. Molecular mechanisms of the potent and stereospecific nicotinic receptor agonist (+) - anatoxin-a. **Mol. Pharmacol.** **29** , pag 250–257, 1986.
- TILMAN, D.; KIESLING, R.; STERNER, R.; KILHAM, S.S.; JOHNSON, F.A. Green, bluegreen and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. **Archiv für Hydrobiologie** **106**, pp.473-485, 1986.
- VASCONCELOS, J.F.; BARBOSA, J.E.L.; DINIZ, C.R.; CEBALLOS, B.S.O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, vol. **39**, no. **2**, pp. 1-20, 2011.
- VIEIRA, J.M.S.; AZEVEDO, M.T.P.; AZEVEDO, S.M.F.O.; HONDA, R.Y.; CORRÊA, B. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. **Toxicon** **45**, pp.901-905, 2005.
- VINING, L.C. Secondary metabolites-inventive evolution or biochemical diversity— a review. *Gene* p. 115, 135–140, 1992.
- VON SPERLING, E.; FERREIRA, A.C.S.; GOMES, L.N.L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination** **226**, pp.169-174, 2007.
- WERNER, V.R. Cyanophyceae/Cyanobacteria no Sistema de Lagoas e Lagunas da Planície Costeira do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. 363 f. **Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Área de Biologia Vegetal)** - Instituto de Biociência, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2002
- WOLOSZYNSKA, J.; Das phytoplankton elniger Javanian seen mit Ber. ucksichtigung des sawa-planktons. *Bull. Int. Acad. Sci. Cracoviae, Ser. B.* **6**, p. 649–709, 1912.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking-Water Quality, second ed. Health Criteria and Other Supporting Information, vol. 2. World Health Organization, Geneva, 1996
- WORLD HEALTH ORGANIZATION Guidelines for safe recreational water environments, volume 1, costal and fresh waters, World Health Organization, Geneva pag. 1–29, 2003.

- WORLD HEALTH ORGANIZATION. Algae and cyanobacteria in fresh water. n: Guidelines for Drinking-water Quality, third ed., vol. 1. World Health Organization, Geneva, Switzerland. P. 407–408 , 2004.
- WU, Z .; ZENG, B.; LI, R .; SONG, L. Physiological regulation of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in response to inorganic phosphorus limitation. **Harmful Algae** **15**,pp 53-58, 2012.
- XU, H.; MIAO, X. L.; WU, Q. Y. High quality biodiesel production from a microalga *Chlorella protothecoides* by heterotrophic growth in fermenters. **Journal of Biotechnology**, Amsterdam, v. 126, n. 4, p. 499-507, Dec. 2006.
- YILMAZ, M.; PHILIPS, E.J. Diversity of and selection acting on cylindrospermopsin cyr B gene adenylation domain sequences in Florida, USA. **Applied Environmental Microbiology** **77** (7) p. 2252 e 2210, 2011.
- YUNES, J.S.; NIENCHESKI, F.H.; SALOMON, P.S.; PARISE, M. Development and toxicity of cyanobacteria in the Patos Lagoon estuary, Southern Brazil. In: **IOC Workshop Report No. 101**, Annex III, pp. 14–19, 1994
- ZAGATTO, P.A. Évaluation écotoxicologique du reservoir Guarapiranga, SP-Brésil, en relation avec le probleme des algues toxiques et des algicides. **These Docteur, Université de Metz**, pp 86, 1995.

## ANEXO A

### **Metodologias de Coletas, identificação e contagem do fitoplâncton utilizadas pela CAGECE.**

As coletas foram realizadas no ponto de captação da estação de tratamento de água (ETA), a uma profundidade de 20 cm abaixo da superfície. O material foi mantido em frascos de vidro âmbar e acondicionado em ambiente protegido da luz. Quando o material biológico foi transportado vivo, em estado natural, os mesmos foram mantidos sob refrigeração, acondicionado em caixa de isopor com gelo para diminuir o metabolismo dos organismos e o consumo de oxigênio na ausência de luz. Tinha-se sempre o cuidado de preencher somente 2/3 do recipiente com água a fim de que se permitissem as trocas de gases entre água e ar. As amostras coletadas foram preservadas e fixadas com lugol nas concentrações de 0,3 a 0,5% para ambientes oligotróficos e de 0,5 a 1,0% para ambientes eutróficos.

A concentração das amostras para visualização em microscópio foi feita através de decantação dos organismos em provetas de 1L. As amostras fixadas com lugol permaneceram durante 24 horas para decantação dos organismos. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao procedimento de análise e contagem em microscópio ótico invertido, utilizando a câmara de Sedgwick-Rafter.

A identificação das cianobactérias consistiu em agrupá-las em categorias taxonômicas específicas e nomeá-las com o auxílio de chaves de identificação específicas (Komárek et Anagnostidis, 1989; 1998; 2005 e Anagnostidis et Komárek, 1990). Procurou-se da melhor forma possível identificar até o nível de gênero, pelo menos o organismo dominante, de forma a possibilitar a tomada de medidas necessárias na operação do sistema de tratamento da água e providenciar a realização de análises complementares, nos casos de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Para análise qualitativa, colocou-se uma gota da amostra em lâmina de vidro coberta com a lamínula. A observação foi realizada em microscópio ótico com diferentes aumentos, com objetiva de 10 até 100 X , dependendo do tamanho da célula ou da estrutura que foi analisada, facilitando assim a visualização de detalhes morfológicos importantes para a identificação das cianobactérias.

Os caracteres utilizados na identificação de cianobactérias foram os seguintes segundo Werner (2002): morfologia externa; plano de divisão celular; tipo de colônia; disposição das células na colônia; presença ou ausência de envelope mucilaginoso ou bainha

mucilagínosa; forma e dimensões das células vegetativas; estrutura dos tricomas; forma do ápice dos tricomas; presença ou ausência de grânulos e de aerótopos; forma e tamanho dos heterocitos; origem dos acinetos e disposição, número, forma e tamanho dos acinetos.

A contagem celular foi realizada com auxílio da Câmara de Sedgwick-Rafter, onde com uma pipeta Pasteur, o conteúdo fixado, aproximadamente 1 mL foi transferido para a câmara de contagem, e daí feita a análise quantitativa (LAWTON, 1999). Para a análise quantitativa das formas coloniais, procedeu-se a dissolução da mucilagem e desmembramento das colônias em células com hidróxido de sódio, sendo posteriormente, realizada a quantificação em câmaras de Sedgwick-Rafter.

A contagem de células filamentosas foi feita de duas maneiras. No caso de amostras com filamentos de comprimento uniforme, contaram-se primeiramente as células dos primeiros trinta filamentos, calculou-se a média de células por filamento para cada espécie, contaram-se os filamentos, e posteriormente multiplicou-se o número de filamentos contados pela média de células por filamento. No caso de amostras com filamentos de comprimento muito variáveis, contou-se o número de células por quadrado do retículo de Whipple ( $400 \mu\text{m}^2$ ) e então se multiplicou pelo número de retículos preenchidos com filamentos.

De acordo com o sistema de classificação adotado (Komárek et Anagnostidis, 1989; 1998; 2005 e Anagnostidis et Komárek, 1990), as cianobactérias são classificadas em quatro ordens: Chroococcales, com a presença de talos unicelulares ou coloniais. Oscillatoriales - talos filamentosos homocitados (sem heterocitos e acinetos); Nostocales - talos filamentosos, heterocitados (com heterocitos e/ou acinetos), sem ramificações ou com ramificações falsas; Stigonematales - talos filamentosos heterocitados (acinetos raros), com ramificações verdadeiras.