



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS DA AMAZÔNIA**

**ECOTOXICOLOGIA DE CIANOBACTÉRIAS NO CANAL
PRINCIPAL DO BAIXO RIO TAPAJÓS, SANTARÉM, PARÁ,
AMAZÔNIA, BRASIL**

SÂMEA CIBELE FREITAS DA SILVA

**Santarém, Pará
Agosto, 2012**

SÂMEA CIBELE FREITAS DA SILVA

**ECOTOXICOLOGIA DE CIANOBACTÉRIAS NO CANAL
PRINCIPAL DO BAIXO RIO TAPAJÓS, SANTARÉM, PARÁ,
AMAZÔNIA, BRASIL**

**ORIENTADOR: DR. JOSÉ REINALDO PACHECO PELEJA
CO-ORIENTADOR: DR. SÉRGIO DE MELO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais da Amazônia, junto ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia.

Área de concentração: Estudo de Ecossistemas Amazônicos.

**Santarém, Pará
Agosto, 2012**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Gestão da Informação – SIGI/UFOPA**

S586e Silva, Sâmea Cibele Freitas da

Ecotoxicologia de cianobactérias no canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil / Sâmea Cibele Freitas da Silva.
– Santarém, 2012.

93 f.: il.

Inclui bibliografias.

Orientador José Reinaldo Pacheco Peleja, Co-orientador Sérgio de Melo.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Amazônia. Santarém, 2012.

1. Cianobactéria. 2. Toxicologia ambiental. 3. Tapajós, Rio (PA). 4. Santarém (PA). I. Peleja, José Reinaldo Pacheco, orient. II. Título.

CDD: 23 ed. 579.8

ECOTOXICOLOGIA DE CIANOBACTÉRIAS NO CANAL PRINCIPAL DO BAIXO RIO TAPAJÓS, SANTARÉM, PARÁ, AMAZÔNIA, BRASIL

Esta dissertação foi julgada adequada para a obtenção do Título de Mestre em Recursos Naturais da Amazônia, Área de concentração: Estudos de Ecossistemas Amazônicos. Aprovada em sua forma final pelo programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia, nível de mestrado, da Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, em 31 de agosto de 2012.

Prof. Dr. Luis Reginaldo Ribeiro Rodrigues (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)

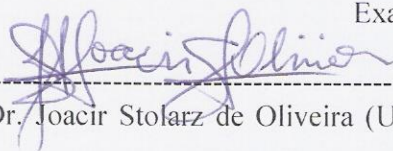
Coordenador do PGRNA

Apresentada à Comissão Examinadora, integrada pelos professores:



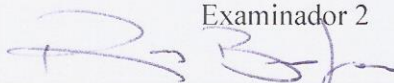
Prof. Dr^a. Elaine Cristina Pacheco de Oliveira (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)

Examinador 1



Prof. Dr. Joacir Stolarz de Oliveira (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)

Examinador 2



Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)

Examinador 3



Prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)

Orientador



Prof. Dr. Sérgio de Melo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ)

Co-orientador

Santarém, Agosto, 2012.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao prof. Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja pela valiosa orientação e experiência dividida comigo no direcionamento deste trabalho.

Ao prof. Dr. Sérgio de Melo pela importante co-orientação e auxílio na identificação do fitoplâncton.

Ao professor Keid Nolan pela gentil elaboração do mapa.

Aos senhores Ivan Sousa e João Eldes Sousa pela ajuda imprescindível no deslocamento terrestre e fluvial até o local de coleta.

Aos laboratórios de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará e Laboratório de Plâncton do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia pelo suporte nas análises.

A Conceição Silva e Alessandra Vasconcelos por me acolherem em suas casas em Manaus, município onde foi efetuada a análise quantitativa do fitoplâncton.

A toda a família do Laboratório de Biologia Ambiental pelo apoio no trabalho de campo e de laboratório.

A Universidade Federal do Oeste do Pará pela infra-estrutura oferecida para as atividades acadêmicas.

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao INCT ADAPTA pelo apoio financeiro.

Aos colegas de mestrado pelo companheirismo e pela troca de conhecimentos.

Aos meus pais Fernando Silva e Maria do Socorro Silva, e ao meu irmão e amigo Fernando Júnior agradeço por **tudo**, sem vocês nada disso seria possível. Amo vocês família!

As minhas amigas, minhas grandes incentivadoras Daniela Bianchi, Deliane Penha, Evelise Monteiro, Jane Fernandes, Nazaré Fonseca, Nilce Almeida, Rafaela Batista e Rúbia Fernandes.

Especialmente aquele a quem devo minha vida: Deus! Agradeço pelo suporte absoluto em todos os momentos desta jornada.

A todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão deste trabalho o meu muito obrigado!

DA SILVA, Sâmea Cibele Freitas. **Ecotoxicologia de Cianobactérias no Canal Principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil**. 2012. 93 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia. Área de concentração: Estudo de Ecossistemas Amazônicos. Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais da Amazônia. Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, Santarém, 2012.

RESUMO

Cianobactérias são componentes naturais do fitoplâncton e o seu desenvolvimento acelerado (floração) tem sido associado a ambientes sob forte ação antrópica. A preocupação com o aumento destes organismos se dá em função do seu potencial em produzir cianotoxinas sendo que as causas para essa produção ainda não estão bem esclarecidas. No Rio Tapajós, os frequentes episódios de florações geram preocupação por tratar-se de um dos principais cursos d'água da Região Oeste do Pará. Por esta razão objetivou-se investigar a ecotoxicidade e a estrutura da comunidade de cianobactérias no Rio Tapajós e sua relação com os fatores limnológicos e climáticos. Coletas foram realizadas de outubro de 2010 a outubro de 2011 no canal principal do Baixo Rio Tapajós. Foram analisadas: riqueza, diversidade, equitabilidade, densidade, clorofila-*a*, microcistina, temperatura da água e atmosférica, transparência, turbidez, cor, cota, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio, pH, fósforo, série nitrogenada, precipitação e velocidade do vento. Foram encontradas onze espécies de cianobactérias distribuídas em dez gêneros: *Aphanothece* (1 spp.), *Chroococcus* (1 spp.), *Dolichospermum* (antes *Anabaena*) (2 spp.), *Lyngbya* (1 spp.); *Merismopedia* (1 spp.), *Microcystis* (1 spp.), *Oscillatoria* (1 spp.), *Pseudanabaena* (1 spp.), *Synechococcus* (1 spp.) e um táxon não identificado, Cianobactéria (1 spp.). Destes *Synechococcus* e *Microcystis* foram os mais frequentes. Níveis de microcistina foram detectados em todo o período e sua concentração máxima esteve associada à proliferação de *Microcystis*. Dentre os parâmetros investigados, os que mais exerceram influência sobre a ecotoxicologia das cianobactérias foram a disponibilidade de nitrogênio e fósforo, a fraca intensidade do vento e a baixa cota do rio. Apesar de não ter sido encontrada diferença significativa quanto à sazonalidade, verificou-se que o incremento de cianobactérias concentrou-se no período das chuvas iniciais em que o rio recebeu um maior aporte de nitrogênio e fósforo. O pulso de inundação exerceu influência significativa sobre a riqueza de cianobactérias, ocorrendo no período de enchente a maior riqueza. Neste sentido, a acentuada colonização humana e o uso do solo, especialmente da margem direita do Rio Tapajós, com atividades como agricultura e pecuária, têm afetado o ciclo dos nutrientes na bacia a medida em que aumentam a entrada de nutrientes na bacia. Estes desencadeiam mudanças limnológicas, haja vista que da década de 60 ao presente a condutividade elétrica elevou-se num fator de 2 e a água do Tapajós tornou-se 1,2 metros menos transparente. Esta variação evidencia o aporte de compostos orgânicos e inorgânicos no rio, propiciando um distúrbio no sistema com o desenvolvimento excessivo de cianobactérias. Apesar da conformidade, durante todo o período, com os padrões estabelecidos pelas diretrizes da Resolução CONAMA 357/2005 e Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, a frequente presença dos gêneros *Microcystis*, *Dolichospermum* e *Oscillatoria* (gêneros potencialmente tóxicos) somada à detecção de microcistina em todo o período, configuram um alerta para a saúde pública.

Palavras-chave: cianobactérias, microcistina, pulso de inundação.

DA SILVA, Sâmea Cibele Freitas. **Ecotoxicology of Cyanobacteria in the Main Channel of the Lower Tapajós River, Santarém, Pará, Amazon, Brazil.** 2012. 93 p. Dissertation on Natural Resources of the Amazon. Area of concentration: Study Amazon Ecosystems. Post-graduate studies in Natural Resources from Amazon. Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA, Santarém, 2012.

ABSTRACT

Cyanobacteria are natural components of phytoplankton and its accelerated development (flowering) has been associated with environments under strong human pressure. The concern with the increase of these organisms is a function of its potential to produce cyanotoxins and the cause for this production are not well understood. In Rio Tapajós, frequent episodes of blooms generate concern because it is one of the major waterways of the West Region of Pará. For this reason it was aimed to investigate the ecotoxicity and community structure of cyanobacteria in the Tapajós River and their relationship with limnological and climatic factors. Samples were collected from October 2010 to October 2011 in the main channel of the Lower Tapajós River. Were analyzed: richness, diversity, evenness, density, chlorophyll-a, microcystin, water temperature and atmospheric, transparency, turbidity, color, quota, electrical conductivity, total dissolved solids, oxygen, pH, phosphorus, nitrogen series, precipitation and speed the wind. Was found eleven species of cyanobacteria distributed in ten genres: *Aphanothece* (1 spp.), *Chroococcus* (1 spp.), *Dolichospermum* (antes *Anabaena*) (2 spp.), *Lyngbya* (1 spp.); *Merismopedia* (1 spp.), *Microcystis* (1 spp.), *Oscillatoria* (1 spp.), *Pseudanabaena* (1 spp.), *Synechococcus* (1 spp.) and an unidentified taxon, Cyanobacteria (1 spp.). These *Synechococcus* and *Microcystis* were the most frequent. Microcystin levels were detected throughout the period and its maximum concentration was associated with the proliferation of *Microcystis*. Among the parameters investigated, the more influence on the ecotoxicology of cyanobacteria were the availability of nitrogen and phosphorus, light winds and low level of the river. Although no significant difference was found regarding seasonality, it was found that the growth of cyanobacteria concentrated early in the rainy season when the river received a higher amount of nitrogen and phosphorus. The flood pulse exerted significant influence on the richness of cyanobacteria, occurring during the rising waters the greatest richness. In this sense, the sharp human settlement and land use, especially the right bank of the Rio Tapajós, with activities such as agriculture and livestock, have affected the nutrient cycle in the basin as they increase the input of nutrients in the watershed. These changes trigger limnological, considering that the 60s to the present electrical conductivity increased by a factor of 2 of the Tapajós and water 1.2 meters has become less transparent. This variation highlights the contribution of organic and inorganic compounds in the river, providing a disturbance in the system with excessive development of cyanobacteria. Although compliance throughout the period, with the standards established by the guidelines of CONAMA Resolution 357/2005 and Decree 2.914/2011 of the Ministry of Health, the frequent presence of the genera *Microcystis*, *Dolichospermum* and *Oscillatoria* (potentially toxic genera) plus the detection of microcystin throughout the period, set up an alert to public health.

Keywords: cyanobacteria, microcystin, flood pulse.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xi
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
1.1.1 Eutrofização.....	14
1.1.2 Cianobactérias.....	15
1.1.3 Cianotoxinas e a Saúde Pública.....	16
1.1.4 Ocorrências de Cianobactérias Tóxicas no Brasil.....	19
1.1.5 Ocorrências de Cianobactérias no Rio Tapajós.....	19
1.2 OBJETIVOS.....	21
1.2.1 Objetivo Geral.....	21
1.2.2 Objetivos Específicos.....	21
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	22
2.2 AMOSTRAGENS.....	22
2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS.....	25
2.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO TAPAJÓS.....	27
2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	28
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
3.1 LIMNOLOGIA DO SISTEMA DO RIO TAPAJÓS.....	29
3.1.1 Parâmetros Físicos e Químicos.....	29
3.2 PARÂMETROS CLIMÁTICOS.....	35
3.3 ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA.....	38
3.3.1 Riqueza Fitoplanctônica.....	38
3.3.2 Diversidade e Equitabilidade Fitoplanctônica.....	46
3.3.3 Densidade de Cianobactérias.....	48
3.3.4 Biomassa Fitoplanctônica.....	55
3.4 MICROCISTINA.....	57
3.5 RELAÇÃO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E CLIMÁTICOS COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E COM AS CONCENTRAÇÕES DE MICROCISTINA.....	58

3.5.1 Riqueza de Cianobactérias.....	60
3.5.2 Densidade de Cianobactérias.....	61
3.5.3 Biomassa Fitoplanctônica e Microcistina.....	61
3.5.4 Relação da Interação entre os Parâmetros Limnológicos e Climáticos com as Variáveis Biológicas.....	62
3.5.4.1 Riqueza de Cianobactérias.....	63
3.5.4.2 Densidade de Cianobactérias.....	64
3.5.4.3 Biomassa Fitoplanctônica.....	65
3.5.4.4 Microcistina.....	66
3.6 RELAÇÃO DA SAZONALIDADE (PERÍODO DE ESTIAGEM E PERÍODO DE CHUVA) COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E COM AS CONCENTRAÇÕES DE MICROCISTINA.....	66
3.6.1 Riqueza e Densidade de Cianobactérias, Biomassa Fitoplanctônica e Microcistina.....	67
3.7 RELAÇÃO DO PULSO DE INUNDAÇÃO (ÁGUAS BAIXAS, ENCHENTE, ÁGUAS ALTAS E VAZANTE) COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E COM AS CONCENTRAÇÕES DE MICROCISTINA.....	71
3.7.1 Riqueza e Densidade de Cianobactérias, Biomassa Fitoplanctônica e Microcistina.....	72
3.8 PADRÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	77
4 CONCLUSÕES.....	81
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Valores médios das variáveis limnológicas registrados no Rio Tapajós no período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....34
- Tabela 2** – Composição do fitoplâncton no sistema limnológico do Rio Tapajós durante os meses de outubro de 2010 a setembro de 2011.....39
- Tabela 3** – Valores de riqueza em espécie, diversidade específica e equitabilidade de cianobactérias e de toda a população fitoplanctônica no sistema limnológico do Rio Tapajós durante os meses de outubro de 2010 a setembro de 2011.....48
- Tabela 4** – Flutuação mensal da densidade de cianobactérias no sistema do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....53
- Tabela 5** – Variação mensal das concentrações de clorofila-*a* no sistema do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....56
- Tabela 6** – Variação mensal das concentrações de microcistina no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....57
- Tabela 7** – Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis biológicas, limnológicas e climáticas investigadas no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....59
- Tabela 8** – Densidade de cianobactérias, níveis de microcistina na água, e variáveis limnológicas, investigadas no Rio Tapajós, com seus respectivos valores máximos permitidos para águas classe 2 pela Resolução CONAMA 357/2005 (balneabilidade) e pela Portaria M.S. 2.914/2011 (potabilidade).....79

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Evento de Floração de algas registrado no Rio Tapajós na Praia do Juá.....	20
Figura 2 – Localização da área de estudo no canal principal do baixo Rio Tapajós (Cortesia Professor Keid Nolan, UFOPA- Santarém).....	23
Figura 3 – Rio Tapajós na Praia do Maracanã (A). Procedimentos de coleta com rede de plâncton no Rio Tapajós (B).....	25
Figura 4 – Pluviograma da precipitação média mensal na área de drenagem do Rio Tapajós no período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	35
Figura 5 – Flutuação mensal da velocidade do vento durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	36
Figura 6 – Flutuação mensal da temperatura do ar durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	37
Figura 7 – Riqueza específica do fitoplâncton por grupo taxonômico no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	42
Figura 8 – Riqueza específica mensal do fitoplâncton no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	43
Figura 9 – Riqueza específica da classe Cyanobacteria por gênero no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	44
Figura 10 – Riqueza específica da classe Cyanobacteria por mês de coleta no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	45
Figura 11 – Flutuação mensal da densidade da classe Cyanobacteria e do fitoplâncton autóctone no sistema limnológico do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	50
Figura 12 – Densidade média mensal dos táxons de Cyanobacteria no sistema limnológico do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	51

Figura 13 - Gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas mais abundantes no Rio Tapajós: A) <i>Dolichospermum</i> e B) <i>Microcystis</i>	52
Figura 14 – Flutuação da densidade dos gêneros de Cyanobacteria por mês de coleta no sistema limnológico do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	54
Figura 15 – Flutuação sazonal da riqueza específica de cianobactérias no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	67
Figura 16 – Flutuação sazonal da densidade de cianobactérias no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	69
Figura 17 – Flutuação sazonal dos níveis de clorofila- <i>a</i> no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	70
Figura 18 – Flutuação sazonal das concentrações de microcistina no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	71
Figura 19 – Flutuação da riqueza de cianobactérias ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	73
Figura 20 – Flutuação da densidade de cianobactérias ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	74
Figura 21 – Flutuação dos níveis de clorofila- <i>a</i> ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	76
Figura 22 – Flutuação das concentrações de microcistina ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.....	77

1. INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento excessivo de cianobactérias com desenvolvimento de densas massas sobre a superfície dos corpos d'água, conhecido como floração, tem sido registrado em diversas partes do mundo. Florações têm sido vinculadas a ambientes altamente antropizados, marcados pela expansão urbana, industrial e agrícola, onde o uso e ocupação do solo são realizados sem planejamento adequado (Vasconcelos, 1995; Song, 2007).

No Rio Tapajós, região Oeste do Pará-Norte do Brasil, a recorrente formação de uma “nata” verde espessa sobre a superfície da água, ao longo do curso do rio, tem gerado curiosidade na população em geral a respeito deste fenômeno. Em 2009 uma evolução histórica na densidade de cianobactérias foi reportada neste rio (Silva, 2009). Esta situação demonstra que o fenômeno de floração de cianobactérias tem ocorrido nesta região a qual está localizada distante dos grandes centros urbanos do país, reconhecida como uma região pouco industrializada (Brasil/IBGE, 2011), porém em ascensão no cenário agrícola (Viana e Fonseca, 2009).

A dominância de cianobactérias em ambientes aquáticos tem sido atribuída a condições de baixa turbulência e luminosidade, temperatura e pH elevados, e a elevada disponibilidade de nutrientes (especialmente Nitrogênio e Fósforo) (Huszar *et al.*, 2000). Associada às florações de cianobactérias pode ocorrer a liberação de toxinas (cianotoxinas) altamente potentes, dentre as quais se destacam as microcistinas por serem as mais frequentes encontradas em ambientes aquáticos (Molica e Azevedo, 2009).

Por atuar na detecção da ecotoxicidade em ambientes impactados, bem como nas respostas preditivas à toxicidade de compostos químicos, sinalizando os potenciais ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos, a ecotoxicologia aquática tem oferecido suporte no enfrentamento dos problemas de contaminação dos corpos d'água por compostos tóxicos (Magalhães e Ferrão Filho, 2008). Recentemente vem ganhando destaque na ecotoxicologia a utilização de testes imunoenzimáticos voltados à detecção e à quantificação de cianotoxinas em virtude de sua alta sensibilidade e pela capacidade de quantificar toxinas em um número maior de amostras e em curto período de tempo (Calijuri *et al.*, 2006).

Assim sendo, nesta dissertação investigaram-se, em um ciclo anual, a estrutura e a ecotoxicologia da comunidade de cianobactérias; a sua relação com parâmetros limnológicos e climáticos; bem como o padrão de qualidade da água do Rio Tapajós à luz da Legislação vigente para a qualidade da água uma vez que este corpo d'água é bastante utilizado pela população em seus mais diversos usos.

1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1.1 Eutrofização

A crescente urbanização e o desenvolvimento industrial, com o lançamento de efluentes domésticos e industriais, ricos em nitrogênio e fósforo, contribuem para o acúmulo de nutrientes nos corpos d'água. Além disso, a remoção da vegetação natural de bacias hidrográficas e a substituição por áreas de pastagem e áreas agrícolas colaboram para a redução na capacidade de infiltração do solo fazendo com que os nutrientes, tendam a escoar superficialmente pelo terreno até atingir o corpo d'água, desequilibrando o ecossistema aquático (Von Sperling, 2005).

Sabe-se que em atividades agrícolas, especialmente no cultivo monoespecífico, exige-se o uso intensivo de fertilizantes para enriquecer o solo e proporcionar o crescimento vegetal (Schlesinger *et. al.*, 2010). Além disso, nesta atividade, a intensa mecanização do solo favorece a erosão, de forma que o excesso de insumos agrícolas pode contaminar os corpos d'água próximos à área cultivada.

As concentrações naturais de nitrogênio e fósforo nos ecossistemas aquáticos são baixas (Tundisi, 2003), entretanto, o incremento nutricional, conhecido como eutrofização, induz o aumento da produtividade dos corpos d'água, alterando o ambiente de um estado oligotrófico ou mesotrófico para a condição de eutrófico ou mesmo hipertrófico (Esteves, 2011). Esse cenário favorece a proliferação expressiva da comunidade fitoplanctônica

(microalgas e cianobactérias) a qual passa a apresentar uma redução na diversidade de espécies, porém, com um aumento considerável da biomassa das espécies presentes (Brasil/FUNASA 2003). Nesses ambientes, tem sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias o que gera preocupação em função da sua potencial produção de toxinas (cianotoxinas) (Chorus e Bartram, 1999).

1.1.2 Cianobactérias

As cianobactérias pertencem ao reino Eubactéria, são microorganismos procariontes, isto é, não possuem núcleo delimitado por carioteca, semelhantes às bactérias, daí o nome cianobactérias (Reviere, 2006). A reprodução é exclusivamente assexuada, proporcionando um aumento da biomassa em curto espaço de tempo. São organismos autótrofos fotossintetizantes, possuem clorofila-*a*, e pigmentos acessórios como a ficocianina que lhes confere coloração azulada, sendo popularmente conhecidas como “algas azuis” por apresentarem ao microscópio coloração verde-azulada, e algumas espécies possuem também um pigmento vermelho, a ficoeritrina (Lund, 1965).

Nestes organismos a clorofila-*a* assume o papel de principal pigmento para a absorção de luz e realização da fotossíntese (Chorus e Bartram, 1999), e suas concentrações são consideradas indicadores de produtividade primária e de qualidade da água dos sistemas aquáticos. Dessa forma, as determinações das concentrações de clorofila-*a* são uma das variáveis mais utilizadas em limnologia para estimar a biomassa fitoplanctônica (Dos Santos *et al.*, 2003) associadas à análise das espécies presentes.

Com sua origem estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, são considerados organismos pioneiros na Terra e provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (Carmichael, 1994).

O sucesso adaptativo desses seres deve-se em grande parte às suas características fisiológicas e morfológicas tais como: formação de vacúolos gasosos, presença de bainha mucilaginosa que facilitam o deslocamento na coluna d'água, o desenvolvimento de

heterocistos responsáveis pela fixação de nitrogênio molecular (N_2) e estratégia para a estocagem de fósforo (Reynolds, 1987; Petterson *et al.*, 1993), peculiaridades que garantiram a sua permanência até os dias atuais e a sua distribuição em diversos ecossistemas.

As cianobactérias constituem juntamente com os demais organismos fitoplanctônicos, a base da cadeia alimentar aquática e uma importante fonte de oxigênio, além de desempenhar um importante papel nos processos de ciclagem de nutrientes (Yoo *et al.*, 1995). Entretanto, havendo condições ambientais favoráveis podem adquirir taxas de crescimento elevadas, proliferando rapidamente e originando florações (Azevedo, 1998) que podem ocasionar sérios problemas no ambiente aquático com efeitos ao longo de toda a cadeia alimentar.

Ambientes com baixa turbulência, pouca luminosidade, baixa relação de mistura na zona fótica, temperaturas elevadas, baixo CO_2 , altos valores de pH, altas concentrações de fósforo, e baixas concentrações de nitrogênio, são os principais fatores que controlam a dominância deste grupo, especialmente na presença de cianobactérias com estratégia de estoque de fósforo, habilidade de minimizar a herbivoria e regulação da flutuação (Huszrar *et al.*, 2000).

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de cianobactérias em mananciais é a sua potencial capacidade de produzir e liberar cianotoxinas para o meio líquido (Brasil/ FUNASA, 2003), com consequências para o ambiente e para a saúde humana.

1.1.3 Cianotoxinas e a Saúde Pública

Cianotoxinas são compostos secundários sintetizados por cianobactérias os quais possuem efeitos biológicos tóxicos. Alguns autores atribuem a produção de cianotoxinas à função de proteção contra predadores, enquanto outros sugerem que elas estejam relacionadas às condições de crescimento ou à competição por recursos (Carmichael, 1992). A toxicidade de florações de cianobactérias pode apresentar variação temporal e também espacial, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população (Brasil/FUNASA, 2003).

As cianotoxinas podem afetar a saúde humana, tanto através da ingestão de água, como por contato em atividades de recreação, além disso, essas substâncias químicas podem ser incorporadas nos diferentes níveis da cadeia trófica e ocasionar intoxicação, até mesmo provocar a morte de humanos (Ferrão-Filho, 2009). Nos casos de contaminação humana, apesar de haver na maioria dos casos, a identificação de cianobactérias e toxinas envolvidas, os níveis da toxina associada ao malefício não têm sido estabelecidos (Vasconcelos, 1995).

De acordo com sua ação farmacológica, as principais classes de cianotoxinas são: dermatotoxinas, neurotoxinas, e hepatotoxinas. As dermatotoxinas são toxinas causadoras de severas dermatites de contato. Se ingeridas produzem neutropenia, trombocitopenia, anormalidades nos níveis de glicose e alterações metabólicas, como acidose e alcalose (Kaya, 1995). Essas substâncias têm sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS), e são integrantes da parede celular de todas as cianobactérias e bactérias Gram negativas (Chorus e Bartram, 1999).

As neurotoxinas atuam no sistema nervoso mesmo em baixa concentração. São alcalóides produzidos principalmente pelos gêneros: *Dolichospermum* (antes *Anabaena*), *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Trichodesmium*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael, 2001). Podem ser divididas em três subgrupos: anatoxina-a, anatoxina-a (s), e saxitoxinas (Molica e Azevedo, 2009). As neurotoxinas são de rápida atuação, e os sintomas de intoxicação aguda são paralisia, hipotensão, dispnéia e falência respiratória (Leflaive e Ten-Hage, 2007).

Já as hepatotoxinas são heptapeptídeos que agem principalmente no fígado e apresentam uma ação mais lenta que as neurotoxinas, incluem peptídeos cíclicos que compreendem as microcistinas e as nodularinas, e um alcalóide, a cilindrospermopsina que também age em outros órgãos (Kuiper-Goodman *et al.*, 1999). As espécies produtoras de hepatotoxinas pertencem aos gêneros *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Umezakia* e *Aphanizomenon* (Calijuri *et al.*, 2006).

As microcistinas são heptapeptídeos que possuem em sua composição cinco aminoácidos constantes e dois variantes (Ruvieri *et al.*, 2004). Essas toxinas são caracterizadas pela presença de 5 D-aminoácidos e 2 L-aminoácidos (Soares, 2009). Para a nomenclatura das microcistinas acrescentam-se as iniciais dos dois L aminoácidos após o nome da toxina. Cerca de 70 diferentes tipos de microcistinas já foram encontrados, porém a

variante mais comumente encontrada em amostragens ambientais, e uma das mais tóxicas, é a microcistina-LR, que contém uma L-leucina e uma L-arginina nas posições variantes (Sivonen, 1998).

Estudos com animais de laboratório indicam DL_{50} (dose letal) por injeção intraperitoneal de 50 a 1.200 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ de peso corpóreo e entre 5.000 e 10.900 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ de peso corpóreo por administração oral de microcistina (Chorus e Bartram, 1999). Com base em estudos de toxicidade oral em níveis sub-crônicos, realizados em animais (Falconer *et al.*, 1994), se estabeleceu como ingestão diária aceitável para microcistina-LR, o valor de 0,04 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ de peso corpóreo a partir do qual foi adotado um limite máximo aceitável de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistinas em água para consumo humano (Chorus e Bartran, 1999).

Em diversos países, as cianobactérias tóxicas têm sido descritas como produtoras de microcistinas, com destaque para os gêneros *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Nostoc*, e *Oscillatoria* (Sant'Anna *et al.*, 2006). A maioria dos estudos sobre a influência dos fatores ambientais sobre a produção de cianotoxinas vem sendo realizado com cepas produtoras de microcistinas devido ao fato de serem as hepatotoxinas mais frequentemente encontradas em corpos d'água em todo o mundo (Molica e Azevedo, 2009). Watanabe e Oishi (1985) em pesquisa com cepa de *Microcystis aeruginosa* cultivada em baixas concentrações de nitrogênio e fósforo verificaram uma redução em sua toxicidade, porém sem interferência nas taxas de crescimento.

Após o trágico episódio de mortes humanas, por contaminação com microcistinas contidas na água utilizada em sessões de diálise na cidade de Caruarú (PE) (Azevedo, 1998), as florações de cianobactérias tóxicas foram reconhecidas como um problema de saúde pública e foram estabelecidos limites máximos permissíveis para as células de cianobactérias e as cianotoxinas em águas de abastecimento público e de usos múltiplos, sendo o Brasil o primeiro país a estabelecer tal medida (Brasil/MS, 2004; Brasil/CONAMA, 2005; Brasil/MS, 2011). No país o padrão para microcistina em água de abastecimento foi definido pela Portaria do Ministério da Saúde 2.914/11 sendo de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto que o valor máximo estabelecido para células de cianobactérias foi de 20.000 cel.mL^{-1} . Conforme o capítulo IV, Art. 42 da Resolução CONAMA 357/2005, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2. De acordo com o padrão definido por esta norma, o valor máximo para células de cianobactérias em águas classe 2 é de 50.000 cel.mL^{-1} .

1.1.4 Ocorrências de Cianobactérias Tóxicas no Brasil

A primeira pesquisa sobre a produção de cianotoxinas por cepas de cianobactérias no Brasil foi divulgada há 18 anos (Azevedo *et al.*, 1994). E após o incidente de Caruarú os estudos realizados sobre as cianobactérias foram intensificados no país (Ferrão-Filho *et al.*, 2009).

Em virtude de sua alta capacidade de adaptação, as cianobactérias possuem ampla distribuição no Brasil. Dos gêneros de cianobactérias que ocorrem no país, *Microcystis* (7 espécies) e *Dolichospermum* (6 espécies) são os gêneros com o maior número de espécies comprovadamente tóxicas. Considerando todos os demais gêneros de cianobactérias ocorrentes no Brasil, 32 espécies são comprovadamente tóxicas, das quais 14 espécies são encontradas nas regiões tropicais do país (Sant'Anna *et al.*, 2008).

Os gêneros *Aphanizomenon*, *Aphanocapsa*, *Dolichospermum*, *Hapalosiphon*, *Jaaginema*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Raphidiopsis*, *Radiocystis*. e *Snowella*, gêneros potencialmente tóxicos, já foram registrados no Estado do Pará (Sant'Anna e Azevedo, 2000; Vieira *et al.* 2005). No Pará, foram isoladas cepas, dos gêneros *Microcystis*, e *Radiocystis*, comprovadamente produtoras de microcistinas em água bruta encontrada no reservatório Utinga, PA (Vieira *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2005).

1.1.5 Ocorrências de Cianobactérias no Rio Tapajós

Episódios de florações algais ao longo do Rio Tapajós têm despertado o interesse da comunidade em geral sobre o fenômeno (Figura 1). Silva (2009) reportou a densidade de cianobactérias no Tapajós em um ciclo anual durante o período de 2008 a 2009 e verificou uma evolução histórica expressiva da ordem de nove vezes na densidade destes organismos quando comparada aos valores relatados por Schmidt (1982) obtidos em quatro coletas pontuais efetuadas durante os anos de 1968 e 1969 neste corpo d'água.

O Rio Tapajós é formado pela junção dos Rios Juruena e Teles Pires e é afluente da margem direita do rio Amazonas (Figura 1). De acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA nº 357/2005, artigo 42, enquanto não forem feitos os enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2, dessa forma, a água do Rio Tapajós está inserida nesta classe de águas. É um rio de águas claras, com coloração aparente esverdeada, devido à presença significativa de carbonatos (Sioli,1995), além de pouco material particulado em suspensão e poucos nutrientes (Cunha e Pascoaloto, 2006). O Baixo Rio Tapajós apresenta medidas de transparência do disco de Secchi, com profundidades limites de visibilidade superior a 2,5 m, com turbidez média de 10 UNT (Silva, 2009). Detém médias de condutividade elétrica de $20,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e $11,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sólidos totais dissolvidos. Possui águas ácidas, com pH médio de 6,1 variando entre 5,7 a 7,7, e temperatura média de $29,8^\circ\text{C}$ (Silva, 2009).

Silva (2009) ao comparar dados limnológicos obtidos em sua pesquisa aos dados reportados por Schmidt (1982), verificou uma elevação de 99 % e 44 % nos valores de nitrato e condutividade elétrica, e uma redução de 1,3 m na transparência da água, com uma taxa de turvação de 3,1 cm/ano da água do Tapajós, evidenciando que a bacia do Tapajós vem sofrendo modificações limnológicas importantes ao longo dos anos.



Figura 1 - Evento de Floração de algas registrado no Rio Tapajós na Praia do Juá.

Dentre outras atividades, o Rio Tapajós é utilizado como área de lazer, sendo suas praias atrativo turístico, e constitui-se fonte de abastecimento de água para populações que

residem às margens deste corpo d'água, dentre as quais algumas por vezes ingerem a água diretamente do rio, sem passar por nenhum tipo de tratamento. Além disso, estas populações ribeirinhas têm como dieta principal o pescado capturado nestas águas. Desta forma, a presença de cianobactérias no Tapajós confere sérios riscos à comunidade aquática e conseqüentemente à população humana em função do seu potencial tóxico, sendo as populações ribeirinhas as mais prejudicadas.

Tendo em vista que a ocorrência de florações é cada vez mais frequente no rio Tapajós e em virtude do seu potencial tóxico, justifica-se a necessidade da análise da toxicidade da água, da avaliação dos fatores limnológicos e climáticos que influenciam os processos ecológicos de cianobactérias nesse ecossistema, e da avaliação do estado da qualidade desta água.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Investigar a ecotoxicidade e a estrutura da comunidade de cianobactérias no canal principal do Baixo Rio Tapajós e sua relação com os fatores limnológicos e climáticos.

1.2.2 Objetivos Específicos

i) Conhecer a riqueza e a densidade de cianobactérias, a biomassa fitoplanctônica e as concentrações de microcistina ao longo de um ciclo anual na água superficial do Rio Tapajós;

ii) Avaliar a influência dos parâmetros limnológicos (temperatura da água, transparência do disco de Secchi, turbidez, cor, cota, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, Potencial hidrogeniônico-pH, fósforo total, fosfato, amônia,

nitrito, e nitrito) e climáticos (precipitação, velocidade do vento e temperatura atmosférica) sobre os parâmetros biológicos (riqueza e densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica e microcistina) no Rio Tapajós;

iii) Investigar o efeito da sazonalidade (período de estiagem e período de chuva) sobre as flutuações de riqueza e densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica e microcistina no Rio Tapajós;

iv) Averiguar o efeito do pulso de inundação (águas baixas, enchente, águas altas e vazante) sobre as oscilações de riqueza e densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica e microcistina no Rio Tapajós;

v) Verificar o padrão de qualidade da água do Rio Tapajós, quanto a balneabilidade, a partir da densidade de cianobactérias e das variáveis investigadas frente às diretrizes da Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente-CONAMA 357/05, Águas Classe 2;

vi) Avaliar o padrão de qualidade da água do Rio Tapajós quanto a potabilidade, a partir da análise de microcistina, de acordo com a Portaria 2.914/11 do Ministério da Saúde, Águas Classe 2.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

As amostragens foram efetuadas no canal principal do Baixo Rio Tapajós nas coordenadas geográficas 02°25'08.7"S, 054°45'39.0"W, entre as praias do Maracanã e Juá, à montante da orla urbana do município de Santarém-Pará. Localizada a 10 km à montante da orla urbana de Santarém, a praia do Maracanã é uma das mais conhecidas praias de Santarém (Figura 2). Esta foi escolhida para a realização do presente estudo por compreender a foz do Rio Tapajós recebendo todo o volume d'água proveniente do seu curso superior, refletindo

portanto, em sua limnologia, características dos processos ocorrentes ao longo da bacia de drenagem.

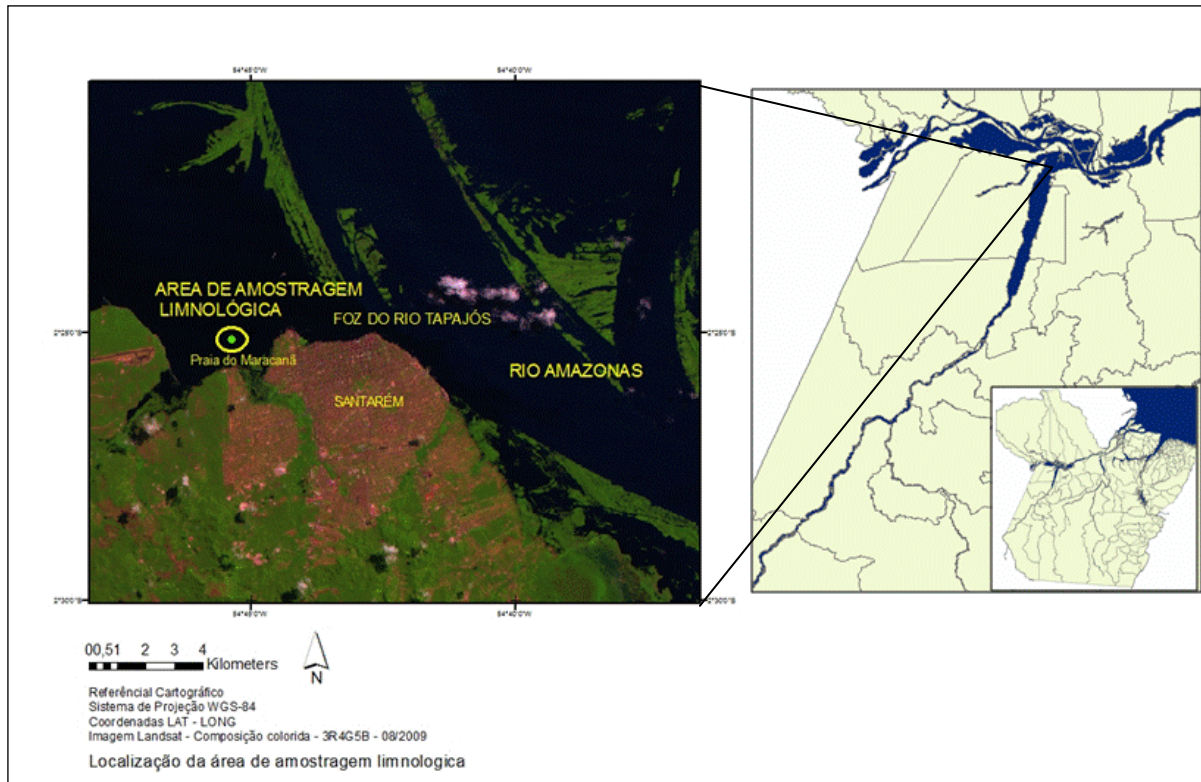


Figura 2 - Localização da área de estudo no canal principal do baixo Rio Tapajós (Cortesia Professor Keid Nolan, UFOPA- Santarém).

O Rio Tapajós é um dos principais cursos d'água do município de Santarém. É uma importante via fluvial de acesso aos municípios da região. Localizada na região Oeste do Pará, Santarém possui uma área de 22.886,761 Km², com uma população de 294.580 habitantes (Brasil/IBGE, 2010). O clima da região é do tipo “Am1” segundo a classificação de KÖPPEN, com volume de chuva anual em torno de 3.000 mm (Silva, 2009). A maior parte desta precipitação ocorre entre os meses de dezembro a maio (De Sousa e Ambrizzi, 2003).

Ao longo das margens do Tapajós formam-se quilômetros de praias de água doce, dentre as quais destaca-se Alter-do-Chão, conhecida como o “Caribe Brasileiro”, a qual foi indicada a melhor praia de água doce pela mídia internacional (The Guardian, 2009) fomentando o turismo na região de Santarém. Além da importância para a navegação e para o lazer, o Rio Tapajós constitui-se em fonte de abastecimento de água e pescado para as populações habitantes de suas margens (ribeirinhos).

2.2 AMOSTRAGENS

Coletas quinzenais foram realizadas de outubro de 2010 a outubro de 2011, para obtenção de amostras de água para as análises quantitativas e qualitativas de cianobactérias, assim como para todos os parâmetros biológicos, limnológicos e climáticos. Foram analisadas as seguintes variáveis:

i) Biológicas: riqueza (nº de espécies), diversidade de espécies (bits.ind.mL^{-1}), equitabilidade, densidade (cel.mL^{-1}), clorofila-*a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e microcistina ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

ii) Limnológicas: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), transparência ao disco de Secchi (m), turbidez (UNT), cor (mg Pt.L^{-1}), cota (cm), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1}), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), potencial Hidrogeniônico-pH, fósforo total (mg.L^{-1}), fosfato (mg.L^{-1}), amônia (mg.L^{-1}), nitrato (mg.L^{-1}), e nitrito (mg.L^{-1});

iii) Climáticas: precipitação (mm), velocidade do vento (K.h^{-1}) e temperatura atmosférica ($^{\circ}\text{C}$).

Vinte e duas coletas quinzenais foram efetuadas no mesmo ponto no Rio Tapajós configurando uma amostragem temporal. As amostras foram obtidas na superfície do rio a 30 cm de profundidade, a partir da proa de um bote de madeira, sendo armazenadas em garrafas escuras de polietilenotereftalato (PET) previamente identificadas e etiquetadas, e submetidas à baixa temperatura e luminosidade, até o momento das análises as quais ocorreram no mesmo dia.

O material biológico para a análise qualitativa do fitoplâncton foi coletado com o auxílio de rede de plâncton com malha de 20 μm de porosidade (Figura 3), e preservou-se com formol 100 ml de amostra. Para a análise quantitativa, as amostras foram coletadas em frascos de plástico e preservou-se com lugol 100 ml de amostra.

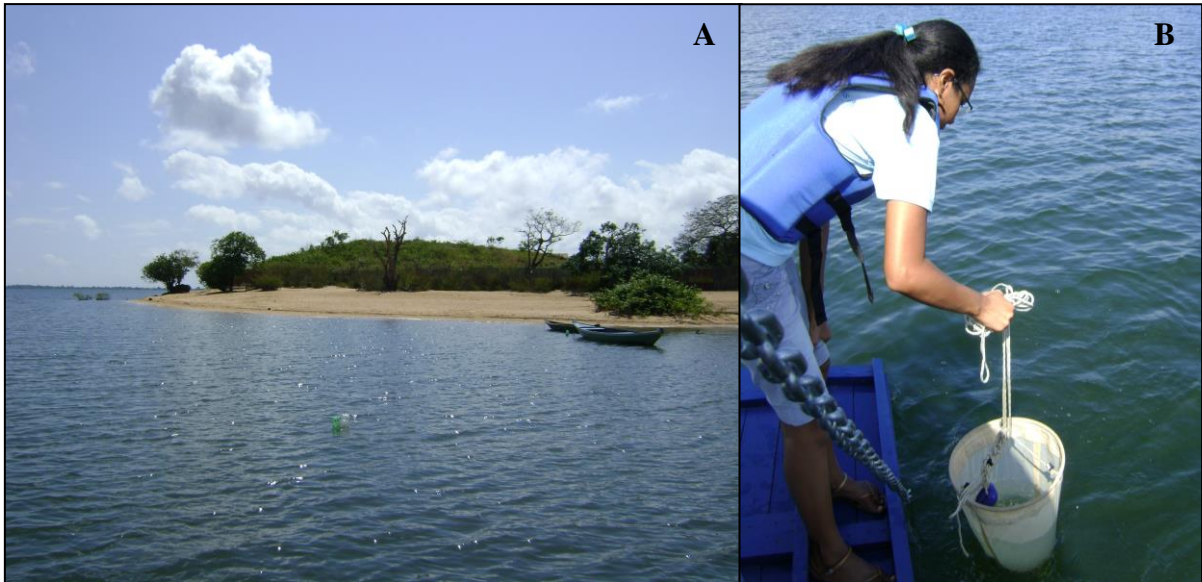


Figura 3 – Rio Tapajós na Praia do Maracanã (A). Procedimentos de coleta com rede de plâncton no Rio Tapajós (B).

O georefenciamento do ponto de coleta foi realizado com GPS marca GARMIN, modelo 50. Ainda em campo, foram tomadas as medidas de transparência da água com disco de Secchi, de condutividade elétrica e dos sólidos totais dissolvidos, através de condutivímetro WWR modelo 2052 conforme preconizado por AWWA (2005).

O oxigênio dissolvido e temperatura foram determinados com o auxílio de um oxímetro (YSI modelo 58) conforme AWWA (2005); o pH, com um pHgâmetro portátil marca OAKTON, modelo WD -35634-00 de acordo com AWWA (2005); e a velocidade do vento tomada por meio de um anemômetro digital marca SIMS, modelo 74951.

2.3 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

Todas as análises físico-químicas das amostras de água, e a análise qualitativa foram realizadas no Laboratório de Biologia Ambiental/Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da Universidade Federal do Oeste do Pará. A análise quantitativa do fitoplâncton foi realizada no Laboratório de Plâncton do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

A fim de minimizar o erro analítico toda vidraria utilizada em campo e no laboratório, assim como as garrafas de polietilenotereftalato (PET) empregadas na coleta de amostras destinadas às determinações da clorofila-*a*, foram previamente lavadas com uma solução de detergente a 10% (EXTRAN), lavados à posterior, com água ultrapura (Milli-Q®) e mantidos imersos em uma solução de HCl 10% (CRQ), por um período de no mínimo, 24 horas sendo enxaguados, no mínimo três vezes, com água ultrapura (Milli-Q®). Posteriormente foram levados à temperatura de 150°C (vidraria) e 60°C (garrafas PET) em estufa e posteriormente foram armazenados tampados para evitar contaminação.

O estudo do material biológico foi realizado ao microscópio óptico (Studar). A identificação taxonômica das cianobactérias e dos demais grupos fitoplanctônicos presentes nas amostras coletadas foi feita ao nível de gênero e, quando possível, chegou-se até espécie. Para a análise qualitativa das cianobactérias utilizou-se chaves de identificação de Bicudo e Menezes (2006) e Sant'Anna *et al.* (2006), e para o fitoplâncton em geral também utilizou-se chave de identificação de Bicudo e Menezes (2006).

Para a análise quantitativa, a contagem do fitoplâncton foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Utermöhl (1958), em microscópio invertido Zeis West Germany 473307-9902 em aumento de 400 vezes com o auxílio de câmaras de sedimentação. A densidade de cianobactérias e do fitoplâncton autóctone foi expressa em ind.mL⁻¹ (indivíduos por mililitro) para a determinação dos valores de diversidade e equitabilidade. Para as análises estatísticas e para a verificação da qualidade da água, a densidade de cianobactérias foi expressa em cel.mL⁻¹ (células por mililitro) conforme determina a Legislação vigente para a qualidade da água, em virtude de a célula ser a unidade potencialmente produtora de toxina.

A riqueza em espécies foi estimada pelo número de táxons por amostra e a diversidade de espécies e a equitabilidade foram estimadas de acordo com o índice de Shannon- Weaver (Shannon e Weaver, 1963) e Pielou (Pielou, 1966), respectivamente.

Para a determinação da biomassa, um volume de amostras entre 200 a 2000 mL foi filtrado em filtros de fibra de vidro (0,45 µm de poro, Gelman Sciences) para as análises de clorofila-*a*. Estas foram realizadas de acordo com o método tricromático de Strickland & Pearsons (1968), com o auxílio de um espectrofotômetro de absorção molecular, modelo UV1201-Shimadzu nos comprimentos de onda de 630, 645 e 665 nm.

Amostras de água bruta foram utilizadas para a análise de microcistina, e suas concentrações foram determinadas pelo método imunológico-ELISA para quantificação de microcistina em água (Inconex®) seguida da análise por espectrofotometria de absorção molecular, em espectrofotômetro modelo UV1201-Shimadzu no comprimento de onda de 450 nm. O método ELISA utiliza anticorpos que foram desenvolvidos contra a Microcistina-LR (Chu *et al.*, 1989) e baseia-se na fixação de anticorpos às toxinas, de maneira que as enzimas sejam usadas para produzir uma reação promovendo uma alteração de cor.

Para determinar a concentração de amônia, nitrato, nitrito, e orto-fosfato as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro (0,45 µm de poro, Gelman Sciences). Para a análise destes íons utilizou-se o método de colorimetria por meio de um colorímetro de bancada da marca Smart, de acordo com normas preconizadas pela AWWA, (2005). As concentrações de fósforo total foram obtidas em amostras de água bruta com o auxílio de um espectrofotômetro de absorção molecular, modelo UV1201-Shimadzu, pelo método de redução com ácido ascórbico segundo a norma preconizada pela AWWA (2005).

A turbidez foi medida através de turbidímetro de bancada, da marca Smart, pelo método nefelométrico segundo a metodologia da AWWA (2005). A cor foi analisada através de fotômetro de bancada, da marca HANNA, modelo HI 93727, pelo método colorimétrico/platina de cobalto de acordo com AWWA (2005). Já os dados pluviométricos, e de cota na área de drenagem do Rio Tapajós, foram obtidos no site da Agência Nacional de Águas.

2.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO TAPAJÓS

Verificou-se, o padrão de qualidade da água do Rio Tapajós quanto a balneabilidade, de acordo com os valores máximos permissíveis para águas Classe 2 de acordo com as diretrizes da Resolução CONAMA nº 357/2005, a qual estipula o valor máximo de células de cianobactérias em águas destinadas a balneabilidade. E verificou-se o padrão de qualidade da água, quanto aos níveis de microcistina durante o período de estudo, de acordo com a Portaria

2.914/11 do Ministério da Saúde, a qual determina os níveis máximos permissíveis para microcistina em águas destinadas ao consumo humano.

2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A partir de análises estatísticas descritivas básicas obteve-se uma visão da faixa de variação dos valores mínimos, máximos e médios das variáveis estudadas nesta pesquisa. Os valores de riqueza, densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica, e os níveis de microcistina quinzenais foram correlacionados com as variáveis limnológicas e climáticas, através da Análise de Correlação linear de Pearson ($p < 0,05\%$) (Ayres, 2000). A Análise de Regressão Linear Múltipla foi utilizada para avaliar a influência conjunta das variáveis independentes sobre a riqueza, densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica, e microcistina ($p < 0,05\%$) (Ayres, 2000). Para verificar diferenças entre os valores de riqueza, densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica e dos níveis de microcistina quanto a sazonalidade, foi aplicada a Análise de Variância Unifatorial ($p < 0,05\%$) (Ayres, 2000). A Análise de Variância Unifatorial ($p < 0,05\%$) (Ayres, 2000) também foi utilizada para verificar diferenças entre os valores de riqueza, densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica e dos níveis de microcistina quanto ao pulso de inundação. Havendo significância na Análise de Variância, o teste à posteriori de Tukey foi executado para verificar diferenças existentes entre as médias dos tratamentos utilizados na Análise de Variância. Todas as análises estatísticas foram efetuadas com o auxílio do *Software Statistica 6.0®*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados aqui em médias mensais englobam um universo amostral de vinte e duas coletas quinzenais no Rio Tapajós, de outubro de 2010 a setembro de 2011.

3.1 LIMNOLOGIA DO SISTEMA DO RIO TAPAJÓS

3.1.1 Parâmetros Físicos e Químicos

De acordo com as análises da água superficial na área de coleta, o Rio Tapajós apresentou elevadas temperaturas, com temperatura oscilando entre 22,3 °C em fevereiro (Chuva/Enchente) a 32,0±0,0 °C em outubro (Estiagem/Águas Baixas), com média mensal de 29,5±2,2 °C (Tabela 1).

A temperatura mensal média verificada no presente (29,5±2,2 °C) esteve semelhante à temperatura média de 29,0 C° calculada a partir dos dados obtidos por Schmidt (1982) em quatro coletas pontuais na década de sessenta no Rio Tapajós. Assemelhou-se também ao valor médio de 29,8 ± 3,5 C° verificado por Silva (2009) em um ciclo anual de coletas em 2008/2009 no Rio Tapajós, e a temperatura média de 29,7 C° verificada por Miranda *et al.*, (2009) em coletas pontuais no Rio Tapajós em 2009. A ocorrência de altas temperaturas na água do Tapajós durante todo o ano é típica da região tropical em virtude da maior intensidade de radiação incidente sobre a superfície (Esteves, 2011).

Em função de sua elevada transparência, o Rio Tapajós caracterizou-se como um típico rio Amazônico de águas claras. As medidas médias de transparência do disco de secchi variaram de 1,31±0,06 m no mês de outubro (Estiagem/Águas Baixas), a 2,87±0,09 m no mês de agosto (Estiagem/ Vazante), período com maior visibilidade do disco de Secchi (Tabela 1).

A transparência mensal média do Tapajós foi de $1,91 \pm 0,58$ m e esteve semelhante ao valor médio mensal verificado por Silva (2009) que foi de $1,8 \pm 0,4$ m, entretanto esteve inferior ao valor médio de 3,1 m obtido através de cálculo com base nos dados de Schmidt (1982). Desta forma, apesar dos altos valores de transparência registrados, a comparação da média mensal deste com dados pretéritos obtidos por Schmidt (1982) verificou uma diminuição da visibilidade do disco de Secchi no Rio Tapajós dos anos de 1968 e 1969 aos dias atuais, conforme já observado por Silva (2009). Esta redução da limpidez da água evidencia a entrada de compostos orgânicos e inorgânicos (Preisendorfer, 1986) neste sistema limnológico.

A turbidez mensal média mínima do Tapajós foi de 2 ± 1 UNT em dezembro (Chuva/Enchente) e a máxima de 22 ± 13 UNT em março (Chuva/Enchente), com média mensal de 11 ± 6 UNT (Tabela 1). A turbidez mensal média verificada neste estudo esteve semelhante à média mensal de $10 \pm 4,8$ UNT registrada por Silva (2009) e levemente mais elevada que o valor de 2 UNT reportado por Rudorff *et al.* (2007) ambos neste rio. Todavia, a turbidez mensal média no presente foi bastante inferior ao valor de 76 UNT notificado por Miranda *et al.*, (2009) no Tapajós, estando 6,9 vezes menos turva nesta pesquisa. Esta diferença pode ser explicada pela forte influência antrópica nos locais amostrados por Miranda *et al.*, (2009), pois suas coletas foram realizadas na área urbana de Santarém-PA.

Quanto a cor das águas do Rio Tapajós, os valores mensais médios foram de não detectáveis durante os meses de dezembro (Chuva/Enchente) e setembro (Estiagem/Vazante), a 70 mg Pt.L^{-1} em janeiro e fevereiro (Chuva/Enchente), com média de $27 \pm 25 \text{ mg Pt.L}^{-1}$ (Tabela 1). O valor mensal médio esteve superior ao valor médio de 11 mg Pt.L^{-1} obtido a partir do trabalho de Schmidt (1982) no Rio Tapajós. Desta forma observa-se uma elevação deste parâmetro num fator de 2,5 vezes dos anos de 1968 e 1969 em relação aos valores atuais, significando um maior aporte de compostos dissolvidos no Rio Tapajós, uma vez que material dissolvido é o responsável pela cor verdadeira da água (Esteves, 2011).

A partir dos valores obtidos para a cota do rio procedeu-se a caracterização do pulso de inundação da seguinte forma: 1) Período de Águas Baixas (de outubro de 2010 a novembro de 2010); 2) Período de Enchente (de dezembro de 2010 a março de 2011); 3) Período de Águas Altas (de abril a junho de 2011); e 4) Período de Vazante (de julho a setembro de 2011). Sendo que a cota mensal média do rio variou de 75 ± 12 cm no mês de novembro

(Estiagem/Águas Baixas) a 730 ± 7 cm no mês de maio (Chuvas/Águas Altas), com média de 453 ± 248 cm (Tabela 1).

Com relação à condutividade elétrica no Rio Tapajós, o valor médio mínimo foi $15,30 \pm 3,27 \mu\text{S.cm}^{-1}$, verificado em julho (Estiagem/Vazante) e o mais extremo foi $89,85 \pm 85,06 \mu\text{S.cm}^{-1}$ observado em dezembro (Chuva/Enchente), com média mensal de $28,66 \pm 31,72 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Tabela 1). A elevação da condutividade elétrica no Rio Tapajós alude à entrada de maiores aportes iônicos neste rio, pois a condutividade elétrica é função da concentração dos íons presentes na coluna d'água (Esteves, 2011). Assim no início das chuvas a lixiviação de material oriundo da bacia hidrográfica atrelada à entrada de matéria orgânica proveniente do início da inundação das áreas de terra-firme justificam este incremento iônico. O valor médio de $28,66 \pm 31,72 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no Rio Tapajós esteve cerca de 1,6 vezes inferior ao valor médio de $46,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$ verificado por Viana (2009), porém, esteve duas vezes superior ao valor médio de $13,8 \mu\text{S.cm}^{-1}$ registrado por Schmidt (1982) e de $15 \mu\text{S.cm}^{-1}$ observado por Guyot *et al.*, (1998), no Tapajós. Entretanto, a condutividade média ($28,66 \pm 31,72 \mu\text{S.cm}^{-1}$) esteve na mesma ordem de grandeza dos valores encontrados por Silva (2009), com $20,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$ para o Rio Tapajós e aos valores encontrados por Guyot *et al.*, (1998) para rios de água clara, com $27 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no Rio Trombetas, $36 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no Rio Curuá-Una e $21 \mu\text{S.cm}^{-1}$ no Rio Xingú.

As flutuações das medidas de sólidos totais dissolvidos acompanharam as oscilações de condutividade elétrica. Os valores mensais médios de sólidos totais dissolvidos foram de $7,64 \pm 1,42 \text{ mg.L}^{-1}$ em julho (Estiagem/Vazante) a $45,60 \pm 43,56 \text{ mg.L}^{-1}$ em dezembro (Chuva/Enchente). A média mensal foi $14,59 \pm 16,23 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 1), estando semelhante ao valor médio de $11,9 \pm 1,1 \text{ mg.L}^{-1}$ verificado por Silva (2009) e ao valor médio encontrado por Viana (2009) que foi de $10,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para o Rio Tapajós.

Sendo um ambiente lótico o Rio Tapajós apresentou boas concentrações mensais médias de oxigênio dissolvido na maior parte do período de estudo, variando de $3,9 \text{ mg.L}^{-1}$ no período de fevereiro (Chuva/Enchente) a $6,8 \pm 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ no período de setembro (Estiagem/Vazante), com média mensal de $6,0 \pm 0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 1). A concentração mensal média esteve similar a observada por diversos autores no Rio Tapajós que variou entre $5,2 \text{ mg.L}^{-1}$ a $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (Rudorff *et al.*, 2007; Viana, 2009; Silva, 2009; Miranda *et al.*, 2009). Entretanto a concentração mensal média de oxigênio dissolvido no presente esteve duas vezes superior ao valor de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ verificado por Rudorff *et al.* (2007) para o Rio Amazonas. Isto

se deve a elevada quantidade de matéria orgânica presente no Rio Amazonas, uma vez que a oxidação da matéria orgânica contribui para a redução deste elemento na água (Esteves, 2011).

O pH mensal médio variou de $6,4 \pm 0,3$ no mês de março (Chuva/Enchente) a 7,9 no mês de fevereiro (Chuva/Enchente), com média para o período de estudo de $7,2 \pm 0,5$ (Tabela 1). Divergindo do pH mensal médio obtido no presente estudo, esteve o valor médio de 6,7 calculado a partir dos dados de Schmidt (1982), o pH médio mensal de $6,1 \pm 0,6$ verificado por Silva (2009), e o pH 6,8 relatado por Rudorff *et al.* (2007), todos no Tapajós. Guyot *et al.*, (1998), reportaram pH ácido para rios de águas claras, a saber o Rio Trombetas com 6,3; Rio Curuá-Una com 6,1 e Rio Xingú com 6,1; incluindo o Rio Tapajós, com 6,2. De acordo Cunha e Pascoaloto (2006) o Tapajós possui águas menos ácidas, dada a ocorrência de pequenos afloramentos de calcário em sua bacia hidrográfica. O pH neutro não é comum para Rios Amazônicos, porém, valores semelhantes foram verificados outrora no Tapajós por Schmidt (1982) o qual registrou pH de 8,7; por Guyot *et al.*, (1997) os quais verificaram pH de 7,5; Miranda *et al.*, (2009) e Viana (2009) os quais obtiveram pH de 7,4. Estas consideráveis elevações do pH podem estar associadas a atividade fotossintética do fitoplâncton, pois pela assimilação do CO_2 , as algas podem elevar o pH do meio, especialmente em ecossistemas amazônicos (Esteves, 2011). Dessa maneira, o pH mensal médio verificado no presente estudo esteve diferente do habitual caráter ácido encontrado neste corpo d'água e em outros rios de água clara da região.

Já as medidas mensais médias de fósforo total oscilaram de $0,001 \pm 0,000 \text{ mg.L}^{-1}$ em julho (Estiagem/Vazante) a $0,064 \pm 0,082 \text{ mg.L}^{-1}$ em novembro (Estiagem/Águas Baixas) (Tabela 1). Este valor máximo esteve três vezes superior ao valor mais elevado de fósforo total ($0,021 \text{ mg.L}^{-1}$) registrado por Schmidt (1982). A concentração média mensal de fósforo total no presente trabalho foi de $0,009 \pm 0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 1). No Tapajós o valor médio de $0,012 \text{ mg.L}^{-1}$ foi obtido a partir do trabalho de Schmidt (1982) e o valor médio mensal de $0,003 \pm 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ foi verificado por Silva (2009).

As concentrações mensais médias de fosfato foram de valores não detectáveis, em grande parte das amostras, a $0,03 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ durante os meses de dezembro e janeiro (Chuva/Enchente), com média de $0,01 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 1), estando superior ao valor ($< 0,001 \text{ mg.L}^{-1}$) obtido por Schmidt (1982). O acelerado metabolismo dos organismos em ambientes aquáticos tropicais, favorecidos pelas elevadas temperaturas, constitui-se na razão

pela qual o fosfato é mais rapidamente assimilado e incorporado na sua biomassa (Esteves, 2011) explicando a baixa concentração de fosfato verificada durante a pesquisa.

As concentrações mensais médias de amônia corresponderam a valores abaixo do limite de detecção do instrumental analítico (0,01 mg/L) na maior parte do estudo, sendo a maior concentração detectada 0,27 mg.L⁻¹ durante o mês de fevereiro (Chuva/Enchente), com média de 0,04±0,08 mg.L⁻¹ para o período (Tabela 1). Silva (2009) obteve o valor médio de 0,02 ± 0,1 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal no Tapajós, semelhante ao valor mensal médio reportado pelo presente estudo. Assim como no presente, aquele autor obteve valores não detectáveis na maior parte do período de estudo e verificou o extremo de 0,20 mg.L⁻¹ de amônia também durante o mês de fevereiro.

Os valores mensais médios de nitrato flutuaram de 0,01±0,00 mg.L⁻¹, na maior parte do período de estiagem, a 0,28 mg.L⁻¹ em fevereiro (Chuva/Enchente). O pico de nitrato obtido no presente esteve semelhante ao valor médio mensal de nitrato (0,25±0,4 mg.L⁻¹) encontrado por Silva (2009) também neste rio, representando uma redução na concentração média deste nutriente de 2009 à 2011. Para este nutriente obteve-se média mensal de 0,06±0,09 mg.L⁻¹ (Tabela 1) a qual esteve inferior a média de 0,25 mg.L⁻¹ obtida por Silva (2009). Porém esteve vinte vezes superior ao valor médio de 0,003 mg.L⁻¹ obtido através de cálculos com base nos dados reportados por Schmidt (1982), denotando elevado incremento de nitrato no Rio Tapajós em relação aos valores encontrados nos anos de 1968 e 1969.

O nitrito apresentou pouca variação, com valores mensais médios que foram de não detectáveis a 0,04 mg.L⁻¹ em fevereiro (Chuva/Enchente), com média de 0,01±0,01 mg.L⁻¹ para o período (Tabela 1). A concentração média mensal de nitrito esteve semelhante ao valor médio mensal (0,02±0,01 mg.L⁻¹) obtido por Silva (2009) e esteve dez vezes superior a concentração média (0,002 mg.L⁻¹) calculada a partir dos dados de Schmidt (1982).

Tabela 1- Valores médios das variáveis limnológicas registrados no Rio Tapajós no período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Variáveis/Meses	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11	Média	Desvio Padrão
Temperatura	32,0	29,1	31,7	27,1	22,3	27,7	29,1	28,8	30,4	29,1	30,5	31,2	29,5	2,2
Transparência	1,31	1,52	2,07	1,32	1,54	1,39	1,49	1,70	2,27	2,81	2,87	2,15	1,91	0,58
Turbidez	12	10	2	18	18	22	14	12	9	6	6	7	11	6
Cor	24	5	0	70	70	37	35	65	34	19	5	0	27	25
Cota	92	75	172	329	414	583	666	730	715	660	561	359	446	241
Condutividade	48,60	18,54	89,85	23,80	68,30	16,05	15,38	17,02	15,38	15,30	16,56	16,53	28,66	31,72
STD	24,05	9,51	45,60	11,70	37,20	8,08	7,75	8,95	7,77	7,64	8,39	8,33	14,59	16,23
OD	4,6	6,5	5,8	6,4	3,9	6,5	6,1	6,4	5,8	6,1	6,6	6,8	6,0	0,9
pH	7,4	7,5	7,6	7,5	7,9	6,4	6,7	6,9	7,2	7,2	7,4	7,2	7,2	0,5
Fósforo Total	0,004	0,064	0,008	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,001	0,003	0,003	0,009	0,025
Fosfato	0,01	0,00	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
Amônia	0,00	0,00	0,00	0,26	0,27	0,12	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,08
Nitrato	0,02	0,01	0,04	0,23	0,28	0,15	0,12	0,08	0,01	0,01	0,01	0,01	0,06	0,09
Nitrito	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01

Legenda: Temperatura: Temperatura da água (°C); Transparência: Transparência ao Disco de Secchi (m); Turbidez (NTU); Cor (mg Pt.L⁻¹); Cota (cm); Condutividade: Condutividade elétrica($\mu\text{S.cm}^{-1}$); STD: Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L⁻¹); OD: Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹); pH: potencial hidrogeniônico; Fósforo total (mg.L⁻¹); Fosfato (mg.L⁻¹); Amônia (mg.L⁻¹); Nitrato (mg.L⁻¹); Nitrito (mg.L⁻¹).

3.2 PARÂMETROS CLIMÁTICOS

Considerando-se o volume de chuvas para a área de drenagem do Rio Tapajós em Santarém, o regime pluviométrico foi caracterizado através do agrupamento dos meses em dois períodos: 1) Período de estiagem (de outubro de 2010 a novembro de 2010, e de junho de 2011 a setembro de 2011) e 2) Período chuvoso (de dezembro de 2010 a maio de 2010) (Figura 8). Dentre estes, os meses de agosto e setembro apresentaram os menores índices pluviométricos caracterizando o pico da estiagem. Nos meses de dezembro a maio foram registrados os maiores índices pluviométricos, assinalando a estação de chuva. O mês com o maior índice pluviométrico foi janeiro (Chuva/Enchente) (Figura 4). Os valores de precipitação verificados para a área de drenagem do Rio Tapajós em Santarém estiveram de acordo com o padrão verificado para a flutuação pluviométrica na Amazônia Oriental (De Sousa e Ambrizzi, 2003).

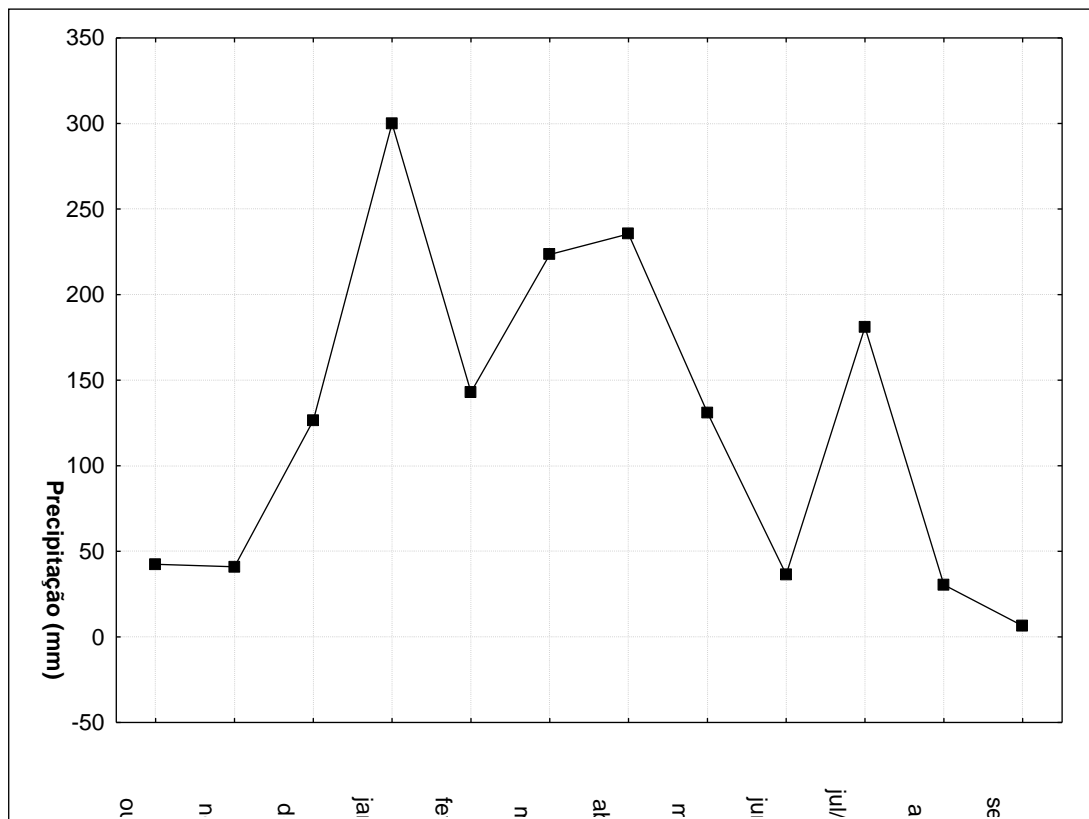


Figura 4 - Pluviograma da precipitação média mensal na área de drenagem do Rio Tapajós no período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

A velocidade do vento mensal apresenta valores médios que variaram de $0,4 \pm 0,1 \text{ K.h}^{-1}$ em dezembro (Chuva/Enchente) a $17,5 \pm 4,9 \text{ K.h}^{-1}$ em maio (Chuva/Águas Altas), com média de $9,3 \pm 6,8 \text{ K.h}^{-1}$. A Figura 5 demonstra esta flutuação mensal.

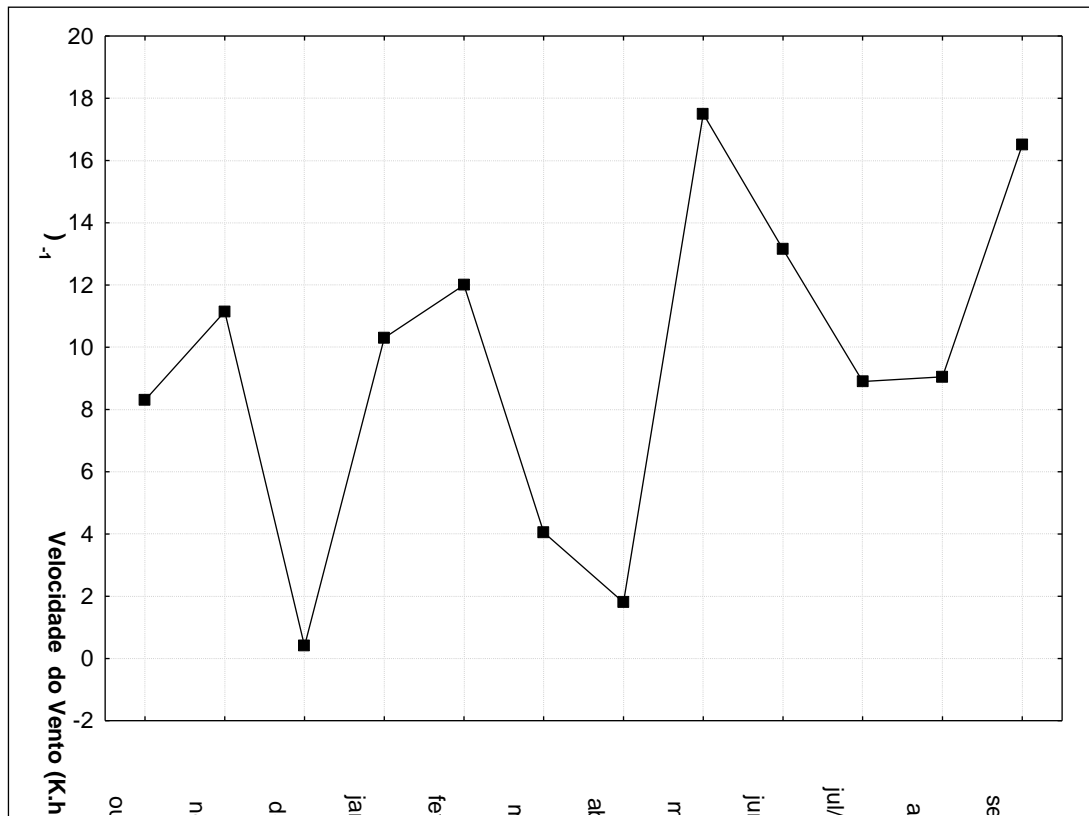


Figura 5 - Flutuação mensal da velocidade do vento durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

A temperatura do ar média mínima foi de $26,2 \text{ °C}$ em janeiro (Chuva/Enchente), e a mais elevada foi $33,1 \pm 1,1 \text{ °C}$ em dezembro (Chuva/Enchente), com média mensal de $29,7 \pm 2,1 \text{ °C}$ (Figura 6).

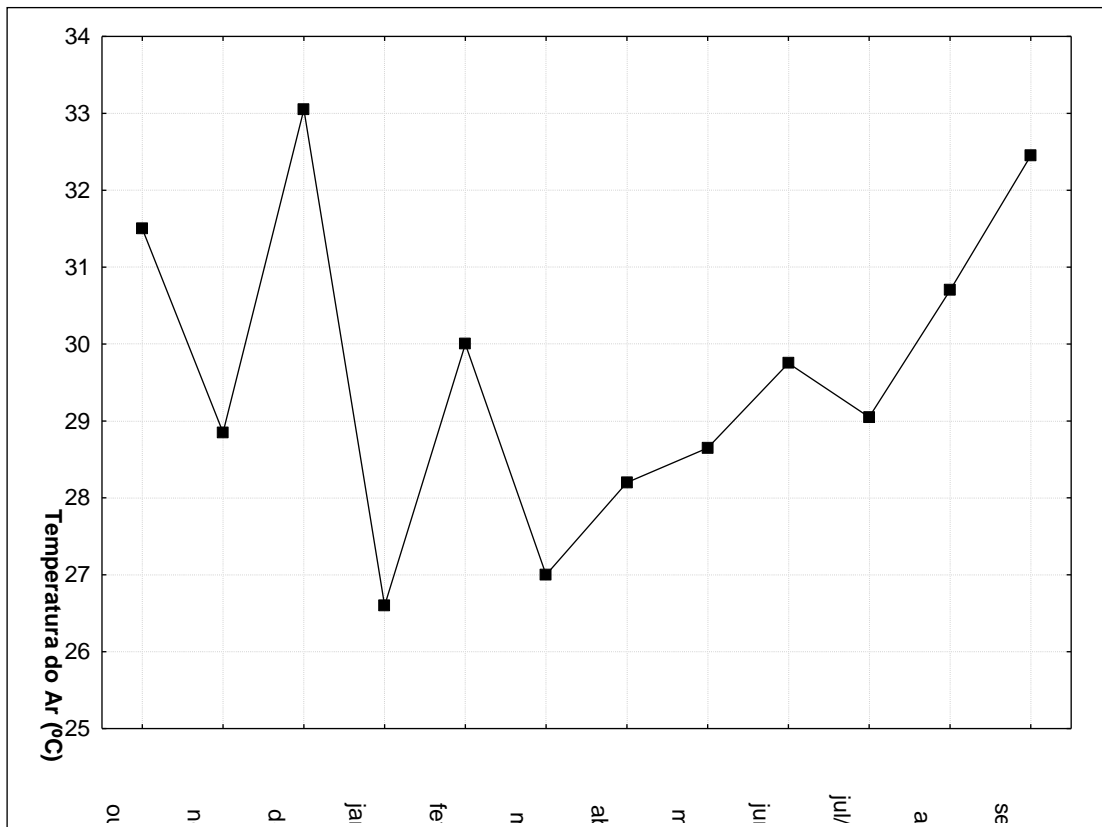


Figura 6 – Flutuação mensal da temperatura do ar durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Em virtude da proximidade com a linha do Equador, não houve grande amplitude de variação mensal da temperatura do ar, sendo a temperatura bastante elevada durante todo o período.

A partir dos referidos dados pode-se observar que os extremos das flutuações nos parâmetros investigados foram estritamente pontuais, localizando-se principalmente nos meses da estação de chuva e no período de enchente, destacando-se o mês de dezembro. O referido mês constituiu um período de transição, marcando o início da estação chuvosa, assim como delimitou o início da enchente. Nele foram registrados valores elevados de temperatura da água, valores mínimos de turbidez, cor e velocidade do vento, elevação dos níveis de fósforo, extremos de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e temperatura do ar caracterizando acentuadas modificações na limnologia do sistema do Rio Tapajós.

3.3 ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

3.3.1 Riqueza Fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica apresentou um total de 38 espécies distribuídas nas classes Cyanobacteria (11 spp.), Chlorophyceae (10 spp.), Zygnemaphyceae (6 spp.), Bacillariophyceae (5 spp.), Chrysophyceae (2 spp.), Cryptophyceae (1 spp.), Chlamydomonadales (1 spp.), Dinophyceae (1 spp.), e Euglenophyceae (1 spp.) (Tabela 3). Para a biota fitoplanctônica do Rio Juruena Uherkovich (1981) encontrou 40 espécies distribuídas nas classes Cyanobacteria (6 spp.), Chlorophyceae (12 spp.), Zygnemaphyceae (9 spp.), Bacillariophyceae (12 spp.) e Myxophyceae (1 spp.) composição bem semelhante à verificada pelo presente estudo haja vista o Rio Juruena ser um dos formadores do Rio Tapajós. No lago do Mapirí, lago sob influência das águas do Rio Tapajós, Uherkovich (1981) identificou 22 espécies distribuídas nas classes Cyanobacteria (2 spp.), Chlorophyceae (2 spp.), Zygnemaphyceae (9 spp.), Bacillariophyceae (7 spp.), Chrysophyceae (1 spp.) e Cryptophyceae (1 spp.). Para o Lago Batata (PA), ambiente sob influência do Rio Trombetas, Melo e Huszar (2000) reportaram 203 espécies distribuídas nas classes Cyanobacteria (20 spp.), Chlorophyceae (74 spp.), Zygnemaphyceae (47 spp.), Bacillariophyceae (14 spp.), Chrysophyceae (22 spp.), Cryptophyceae (8 spp.), Dinophyceae (7 spp.), Euglenophyceae (5 spp.), Raphidophyceae (2 spp.) e Xanthophyceae (4 spp.). A Tabela 2 apresenta a composição do fitoplâncton no Rio Tapajós durante os meses de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Cont. Táxons/Meses	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11
<i>Eutetramorus</i> sp.		x	x	x			x		x			
<i>Oocystis</i> sp.	x	x	x						x		x	x
<i>Pediastrum</i> sp.					x					x		x
<i>Scenedesmus</i> sp.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Clorofíceas	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Zygnemaphyceae												
<i>Closterium</i> sp.	x	x	x		x		x	x		x	x	x
<i>Cosmarium</i> sp.											x	x
<i>Desmidea</i> sp.	x		x									
<i>Mougeotia</i> sp.	x											
<i>Staurastrum</i> sp.	x									x	x	x
<i>Staurodesmus</i> sp.								x				
Bacillariophyceae												
<i>Aulacoseira</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cyclotella</i> sp.											x	x
<i>Nitzschia</i> sp.		x										
<i>Surirella</i> sp.		x										
Bacilariofíceas	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chrysophyceae												
<i>Mallomonas</i> sp.										x		
Crisofíceas	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x

Cont. Táxons/Meses	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11
Chryptophyceae												
<i>Cryptomonas</i> sp.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chlamydoephyceae												
<i>Eudorina</i> sp.	x											
Dinophyceae												
<i>Peridinium</i> sp.		x		x			x				x	
Euglenophyceae												
<i>Euglena</i> sp.				x					x		x	

Considerando toda a riqueza específica para cada classe que compõe a comunidade fitoplanctônica do Tapajós, as cianobactérias apresentaram a maior riqueza específica, visto que a classe Cyanobacteria foi a mais representativa em número de espécies (11sp.), seguido por Chlorophyceae (10 sp.) (Figura 7). Ao comparar a riqueza específica da comunidade fitoplanctônica do Rio Guamá (PA) reportada por Monteiro *et al.* (2009), verificou-se baixa riqueza para a classe Cyanobacteria com apenas três espécies neste rio sob influência antrópica, assim como para a Baía do Guajará (PA) sendo registradas seis espécies de cianobactérias no estuário às adjacências da cidade de Belém (Paiva *et al.*, 2006) diferindo do presente estudo.

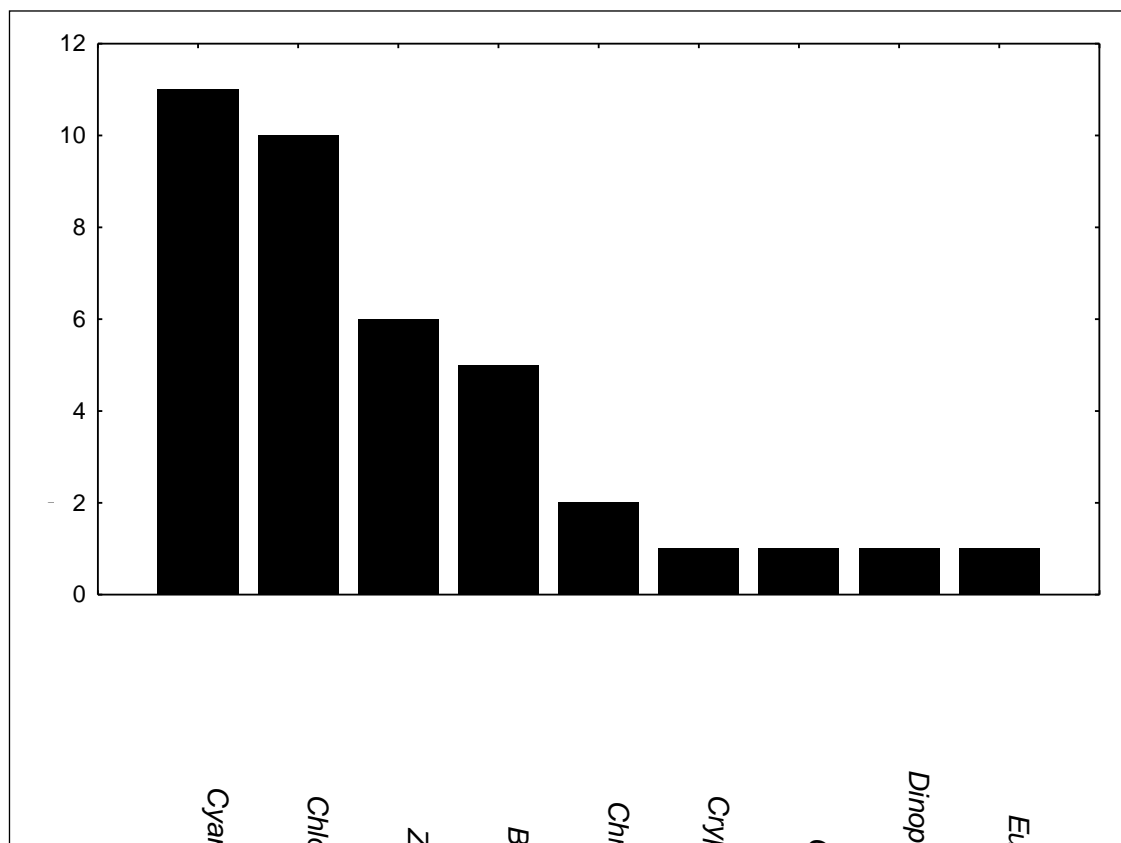


Figura 7 - Riqueza específica do fitoplâncton por grupo taxonômico no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

A maior riqueza fitoplanctônica foi registrada no mês de agosto (Estiagem/ Vazante) com 25 espécies. Já a riqueza específica mínima ocorreu no mês de março (Chuva/Enchente), com 14 espécies (Figura 8), sendo que neste mês ocorreu a maior riqueza específica de cianobactérias (8 sp.) em detrimento do fitoplâncton autóctone (6 sp.).

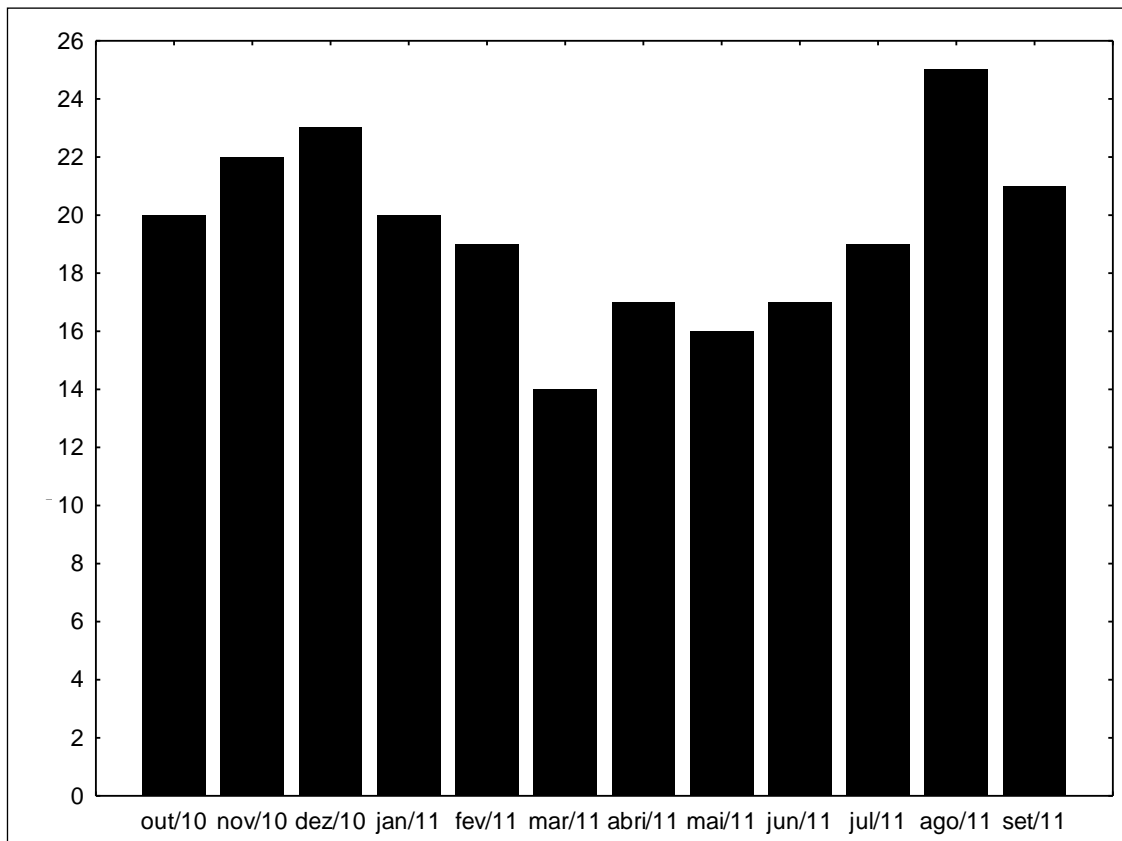


Figura 8 - Riqueza específica mensal do fitoplâncton no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

A classe Cyanobacteria esteve distribuída em onze espécies distribuídas em dez gêneros: *Aphanothece*; *Chroococcus*; *Dolichospermum* (antes *Anabaena*); *Lyngbya*; *Merismopedia*; *Microcystis*; *Oscillatoria*; *Pseudanabaena*, *Synechococcus* e um táxon de cianobactéria não identificado (cianobactéria). Destes, o gênero *Dolichospermum* apresentou a maior riqueza específica com duas espécies (Figura 9).

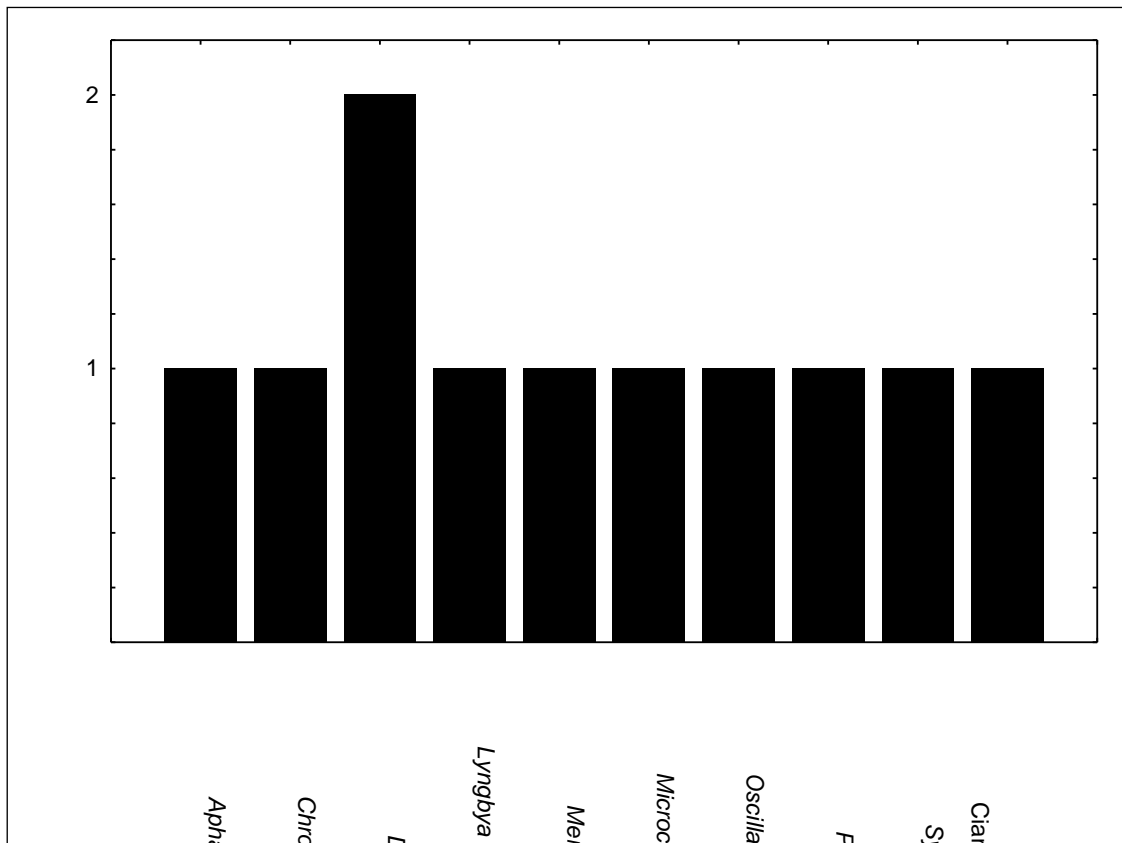


Figura 9 - Riqueza específica da classe Cyanobacteria por gênero no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

A maior riqueza de cianobactérias com dez espécies ocorreu durante o mês de dezembro, no início das chuvas e da enchente do rio, e a menor com seis espécies ocorreu em junho, início da estiagem e final das águas altas (Figura 10).

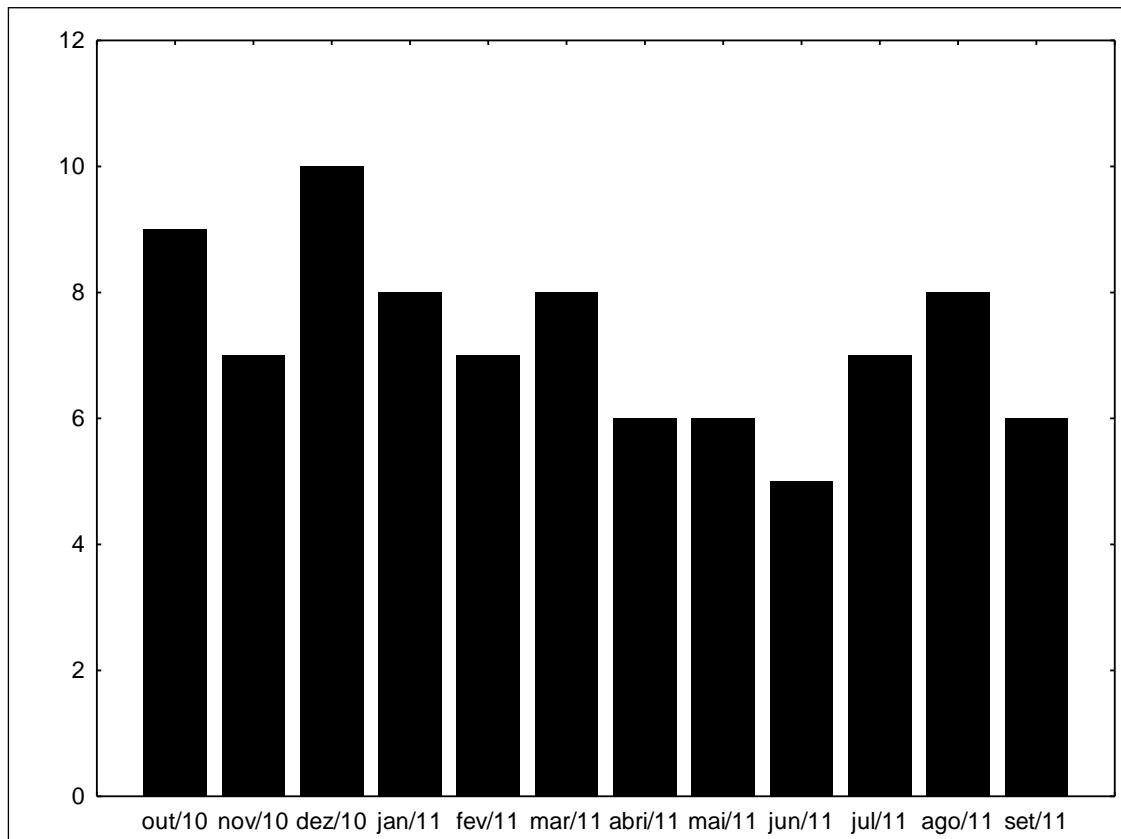


Figura 10 - Riqueza específica da classe Cyanobacteria por mês de coleta no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

No Rio Tapajós Uherkovich (1976) registrou três gêneros de cianobactérias compondo a comunidade fitoplanctônica, a saber, *Anabaena* (2 spp.), *Oscillatoria* (1 spp.) e *Microcystis* (1 spp.). Sá *et al.* (2010) reportaram apenas dois gêneros, sendo eles: *Anabaena* (1 spp.) e *Microcystis* (1 spp.) neste mesmo Rio. É provável que o aumento da riqueza específica de cianobactérias obtida no presente estudo (11 spp) tenha sido ocasionado pelo maior esforço amostral empregado (Gotelli & Cowell, 2001) neste trabalho em contraste com os trabalhos supracitados. Silva (2009) em coletas durante um ciclo anual no Rio Tapajós relatou riqueza específica de 19 espécies de cianobactérias distribuídas nos gêneros *Anabaena* (2 spp.), *Oscillatoria* (3 spp.), *Microcystis* (12 spp.), *Merismopedia* (1 spp.) e *Pseudanabaena* (1 spp.), os quais também ocorreram neste estudo. Uherkovich (1981) reportou os gêneros *Lyngbya* (1 spp.), *Oscillatoria* (1 spp.), *Phormidium* (3 spp.), e *Pleurocapsa* (1 spp.) compondo a comunidade fitoplanctônica do Rio Juruena (um dos formadores do Rio Tapajós). Para a classe Cyanobacteria, no Lago do Mapirí, ambiente sob influência do Rio Tapajós, Uherkovich (1981) registrou apenas os gêneros *Anabaena* (1 spp.) e *Aphanocapsa* (1 spp.). No Rio Guamá (PA), rio situado nas proximidades da área urbana da cidade de Belém,

Monteiro *et al.*, (2009) reportaram os gêneros *Anabaena* (1 spp.), *Oscillatoria* (1spp.), e *Microcystis* (1 spp.). Para as águas brancas do Rio Amazonas na cidade de Santarém (PA) Uherkovich (1981) reportou nove espécies de cianobactérias distribuídas em seis gêneros, destes apenas os gêneros *Anabaena* (3 spp.), *Lyngbya* (1 spp.) e *Oscillatoria* (4 spp.) ocorreram no presente estudo. A riqueza de nove espécies (não discriminadas) foi encontrada no Lago Camaleão (AM), lago sob influência das águas brancas do Rio Solimões (Ibañez, 1998). No Rio Turvo Sujo (MG), bacia caracterizada pela presença de pequenas propriedades rurais, Siva (2008) reportou a riqueza de doze espécies de cianobactérias distribuídas em oito gêneros, dos quais apenas *Anabaena* (1 spp.), *Pseudanabaena* (1 spp.) e *Synechococcus* (1 spp.) também foram reportados no presente estudo.

As espécies *Dolichospermum planctonicum* e *Lyngbya* sp. foram as menos frequentes durante todo o período de estudo, com frequência de ocorrência de 17% e 25% respectivamente. Todas as demais apresentaram frequência $\geq 50\%$. Destas, apenas *Microcystis* sp. e *Synechococcus* sp. ocorreram em todas as coletas. Segundo Paerl *et al.* (1983) cianobactérias formadoras de densa mucilagem como as do gênero *Microcystis* apresentam alta tolerância à radiação luminosa e sua presença provoca o sombreamento para as demais espécies. Assim a presença deste gênero, evidenciado em todas as coletas, pode ter dificultado o desenvolvimento de outras espécies fitoplanctônicas reduzindo a riqueza daquelas. Silva (2008) em coletas ao longo do Rio Turvo Sujo (MG) também reportou maior frequência do gênero *Synechococcus* em todo o período de estudo.

Dentre os táxons identificados neste estudo, os gêneros *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Lyngbya*, já foram descritos como produtores de cianotoxinas (Chorus e Bartram, 1999; Calijuri *et al.*, 2006; Sant'Anna *et al.*, 2006).

3.3.2 Diversidade e Equitabilidade Fitoplanctônica

Os valores encontrados para a riqueza, diversidade e equitabilidade mensais das cianobactérias e do fitoplâncton total estão representados na Tabela 3. O mês de junho (Estiagem/Águas Altas) foi o mês com a maior diversidade (3,86 bits.ind.mL⁻¹) e com a maior

equitabilidade fitoplanctônica (1,02). Também foi o mês mais diverso em espécies de cianobactérias (1,34 bits.ind.mL⁻¹) e com equitabilidade mais elevada para cianobactérias (0,60). Desta forma, o mês de junho que marca o início da estiagem e final das águas altas foi o mês com menor dominância de espécies. Ibañez (1998) encontrou valores relativamente altos para a diversidade fitoplanctônica do Lago Camaleão (AM) no final da estiagem e reportou valores mais elevados para a equitabilidade no final das águas altas.

Nos meses anteriores ao mês de junho, a partir das águas tributárias e águas superficiais, com as chuvas, ocorreu a lixiviação do estoque de nutrientes da área de drenagem da bacia hidrográfica em direção ao Rio Tapajós. Em junho, com a redução das chuvas, as águas do sistema tornaram-se menos turvas em função da sedimentação do material particulado promovendo a entrada de energia luminosa na coluna d'água o que é favorável ao crescimento fitoplanctônico. Além disso, neste mês os nutrientes tornaram-se escassos no sistema, haja vista terem fomentado nos meses anteriores o desenvolvimento do fitoplâncton, especialmente das cianobactérias. Neste momento de deficiência nutricional, o fitoplâncton natural pode ter sido favorecido na competição pelos recursos autóctones do ambiente, em detrimento das cianobactérias. A partir daí espécies autóctones outrora em formas de inóculo (cistos, formas de resistência) conseguiram desenvolver-se contribuindo para a maior diversidade e equitabilidade fitoplanctônica no Tapajós. Soares (2008) também verificou o aumento na diversidade conforme houve a diminuição na biomassa de cianobactérias no Reservatório do Funil (RJ). Em dezembro com o aumento da pluviosidade e o início do período de enchente no Tapajós reinicia-se o aporte de material produzido externamente ao sistema o que pode ter beneficiado o desenvolvimento de uma quantidade maior de espécies de cianobactérias em detrimento do fitoplâncton autóctone reduzindo a diversidade e equitabilidade fitoplanctônica no sistema limnológico do Rio Tapajós.

Tabela 3 - Valores de riqueza em espécie, diversidade específica e equitabilidade de cianobactérias e de toda a população fitoplanctônica no sistema limnológico do Rio Tapajós durante os meses de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Meses	Riqueza Cianob.	Riqueza Total	Diversidade Cianob.	Diversidade Total	Equitabilidade Cianob.	Equitabilidade Total
out/10	9	20	0,61	1,63	0,27	0,45
nov/10	7	22	0,32	1,50	0,15	0,38
dez/10	10	23	0,58	0,95	0,22	0,23
jan/11	8	20	1,29	2,33	0,46	0,55
fev/11	7	19	1,24	2,81	0,48	0,69
mar/11	8	14	0,50	1,30	0,23	0,40
abr/11	6	17	1,19	2,05	0,53	0,57
mai/11	6	16	0,68	2,09	0,43	0,60
jun/11	5	17	1,34	3,86	0,60	1,02
jul/11	7	19	0,82	3,19	0,44	0,87
ago/11	8	25	0,95	2,99	0,47	0,74
set/11	6	21	0,32	2,45	0,17	0,67

Legenda: Riqueza Cianob.: Riqueza em espécies de cianobactérias (nº de táxons); Riqueza Total: Riqueza de todo fitoplâncton (nº de táxons); Diversidade Cianob.: Diversidade específica de cianobactérias (bits.ind.mL⁻¹); Diversidade Total: Diversidade específica de todo o fitoplâncton (bits.ind.mL⁻¹); Equitabilidade Cianob.: Equitabilidade de Cianobactérias; Equitabilidade Total: Equitabilidade de todo o fitoplâncton.

3.3.3 Densidade de Cianobactérias

Caracterizado pelo fim da estação chuvosa e pelo pico da cheia do Rio Tapajós, o mês de maio apresentou a menor densidade mensal média de cianobactérias com 521 ± 714 cel.mL⁻¹. Já a densidade mensal média mais elevada com 6.299 ± 3.106 cel.mL⁻¹, foi registrada no mês de dezembro, início dos períodos chuvoso e de enchente (Tabela 4). Em maio, com término das chuvas e com ele a redução da entrada de nutrientes alóctones somada a diluição de nutrientes no grande volume d'água, as cianobactérias podem ter estado em desvantagem na competição por recursos autóctones introduzidos via decomposição de matéria orgânica. Além disso, a ocorrência de fortes ventos durante o mês de maio pode ter favorecido a dispersão destes organismos pelo vento.

Novo *et al.* (2005) verificaram grandes manchas de fitoplâncton durante o mês de dezembro no Rio Tapajós. Semelhante ao observado, Schmidt (1982) e Silva (2009) também verificaram durante o mês de dezembro o pico de densidade de cianobactérias no Rio Tapajós, com $2.698 \text{ cel.mL}^{-1}$ e $20.160 \text{ cel.mL}^{-1}$ respectivamente. Estes resultados sugerem que durante o mês de dezembro ocorrem as condições mais propícias ao desenvolvimento de cianobactérias no sistema limnológico do Rio Tapajós.

A densidade média mensal de cianobactérias foi de $2.526 \pm 23.57 \text{ cel. mL}^{-1}$, sendo aproximadamente o dobro do valor de $1.061 \text{ cel.mL}^{-1}$ obtido a partir de cálculos baseados no trabalho de Schmidt (1982) para o Rio Tapajós nos anos de 1968 e 1969. A densidade média extrema verificada em dezembro, $6.299 \pm 3.106 \text{ cel.mL}^{-1}$, foi o valor que mais se aproximou do valor médio obtido por Silva (2009) de $9.663 \pm 7.203,5 \text{ cel.mL}^{-1}$, sendo evidente que a média atual esteve abaixo da média reportada por aquele autor para o Rio Tapajós nos anos de 2008 e 2009. Estes resultados sugerem que o estoque nutricional, acumulado na bacia de drenagem em função dos mais diversos usos do solo, tenha sido mais elevado em anos anteriores, sendo que na atualidade o estoque destes nutrientes pode estar diminuindo, o que explicaria o decréscimo na densidade média de cianobactérias no Tapajós. A densidade mensal média de cianobactérias ($2.526 \pm 23.57 \text{ cel. mL}^{-1}$) esteve superior à verificada em bacia de drenagem com pequenas propriedades rurais como é o caso do Rio Turvo Sujo (MG) o qual apresentou densidade média de 162 cel. mL^{-1} (Silva, 2008). A densidade mensal média de cianobactérias deste estudo equiparou-se às menores densidades de cianobactérias encontradas em lagos Amazônicos, com valores de $2.660 \text{ cel.mL}^{-1}$ no Lago Água Preta- PA, e $2.615 \text{ cel.mL}^{-1}$ no Lago Bolonha- PA (Vieira *et al.*, 2005). Isso se deve provavelmente porque o ambiente de rio, em virtude de sua característica lótica, tende normalmente a apresentar densidade fitoplanctônica mais baixa quando comparado a ambiente lacustre por tratar-se de ambiente lêntico.

Houve dominância de cianobactérias em todo o período de estudo (Figura 11), com exceção do mês de setembro, caracterizado como o pico da estiagem e final da vazante. Neste mês a densidade do fitoplâncton autóctone correspondeu a 51% da densidade fitoplanctônica populacional. Em função da baixa pluviosidade durante o mês de setembro ocorreu pouca entrada de nutrientes externos ao sistema. Acredita-se que após assimilar todo o estoque nutricional presente na água, a comunidade fitoplanctônica começou a ser sustentada pelos nutrientes produzidos no próprio sistema via decomposição, sendo que o fitoplâncton autóctone, em detrimento das cianobactérias, foi beneficiado neste processo. A dominância de cianobactérias também foi reportada no Rio La Plata, Uruguai onde foi associada à baixa intensidade dos ventos (Leon e Yunes, 2001).

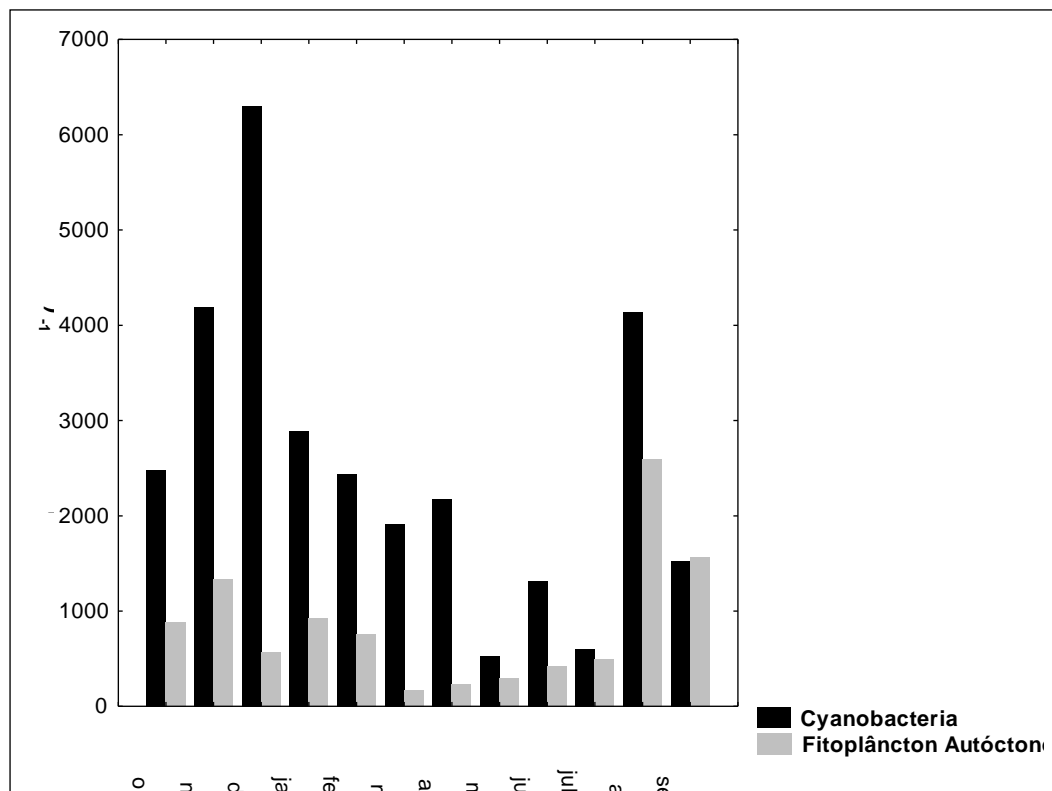


Figura 11 – Flutuação mensal da densidade da classe Cyanobacteria e do fitoplâncton autóctone no sistema limnológico do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Na análise quantitativa verificou-se um total de dez gêneros de cianobactérias, apresentados a seguir em ordem decrescente de abundância mensal: *Synechococcus* (66%), *Merismopedia* (10%), *Microcystis* (8%), *Dolichospermum* (antes *Anabaena*) (5%),

Pseudanabaena (4%), *Chroococcus* (3%), *Oscillatoria* (2%), *Lyngbya* (1%), *Aphanothece* (1%), e um táxon de cianobactéria não identificado (Cianobactéria) (1%) (Figura 12).

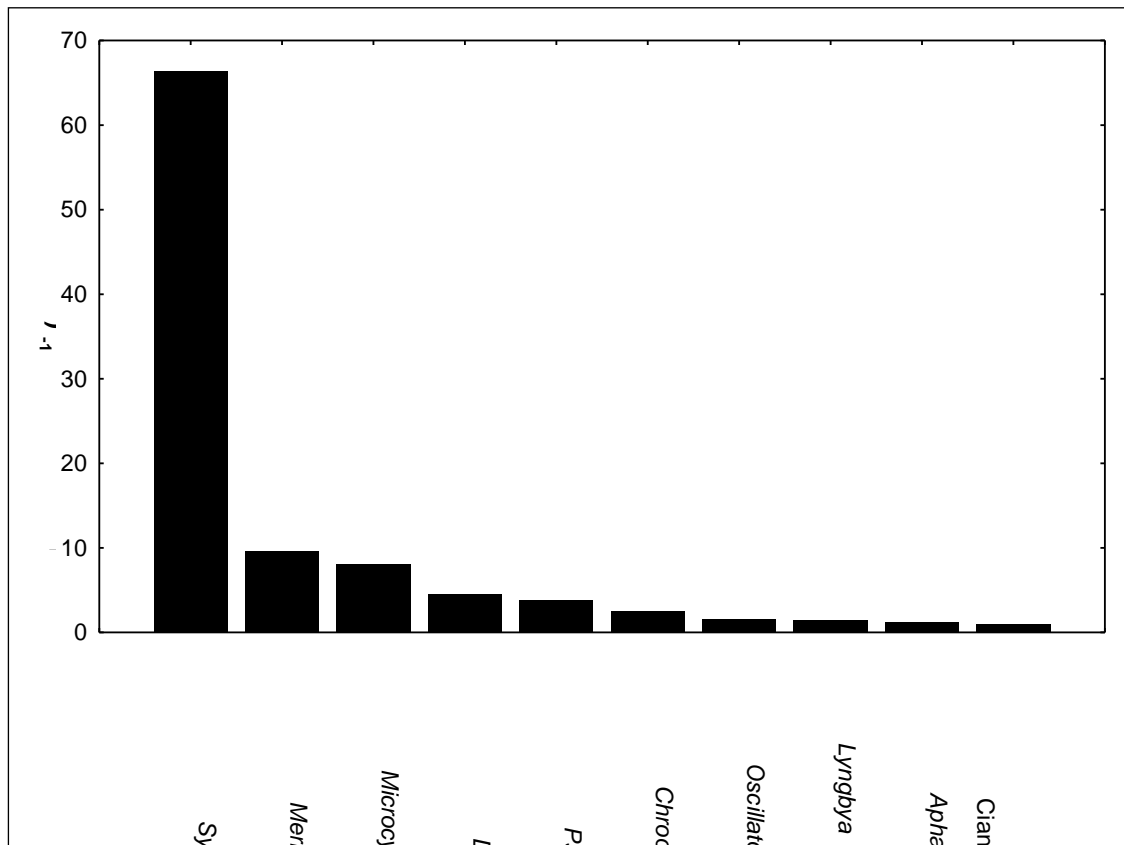


Figura 12 - Densidade média mensal dos táxons de Cyanobactéria no sistema limnológico do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Dos táxons quantificados, cianobactéria (morfotipo não identificado), com densidade média mensal de 23 ± 45 cel.mL⁻¹, foi o táxon menos abundante durante o período de estudo. Já o gênero *Synechococcus* foi o mais abundante (1.677 ± 1.834 cel.mL⁻¹) e o mais frequente para todas as amostras ao longo do período de estudo. Bicudo e Menezes (2006) apontam *Synechococcus* como um gênero de baixa frequência de ocorrência em corpos d'água do Brasil.

Com densidades também elevadas estiveram os táxons *Merismopedia* com densidade mensal média 243 ± 392 cel.mL⁻¹, *Microcystis* com 204 ± 476 cel.mL⁻¹, e *Dolichospermum* com 114 ± 364 cel.mL⁻¹ (Tabela 5). Destes, os gêneros *Dolichospermum* e *Microcystis* (Figura 13) são potenciais produtores de cianotoxinas (Sant'Anna *et al.*, 2006).

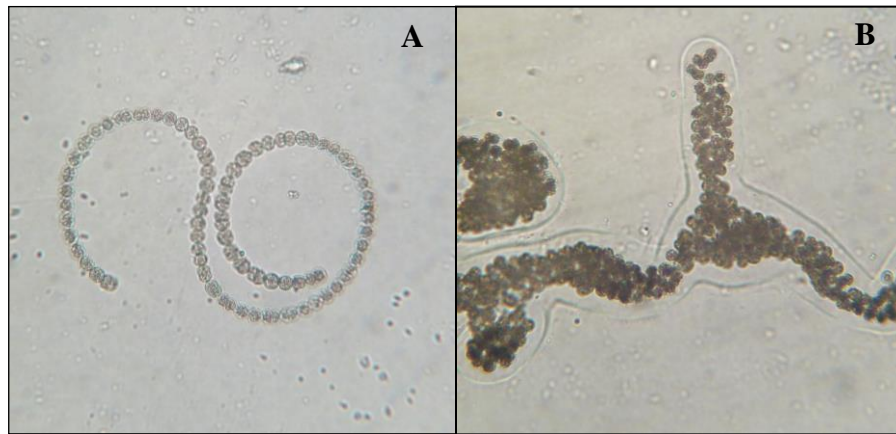


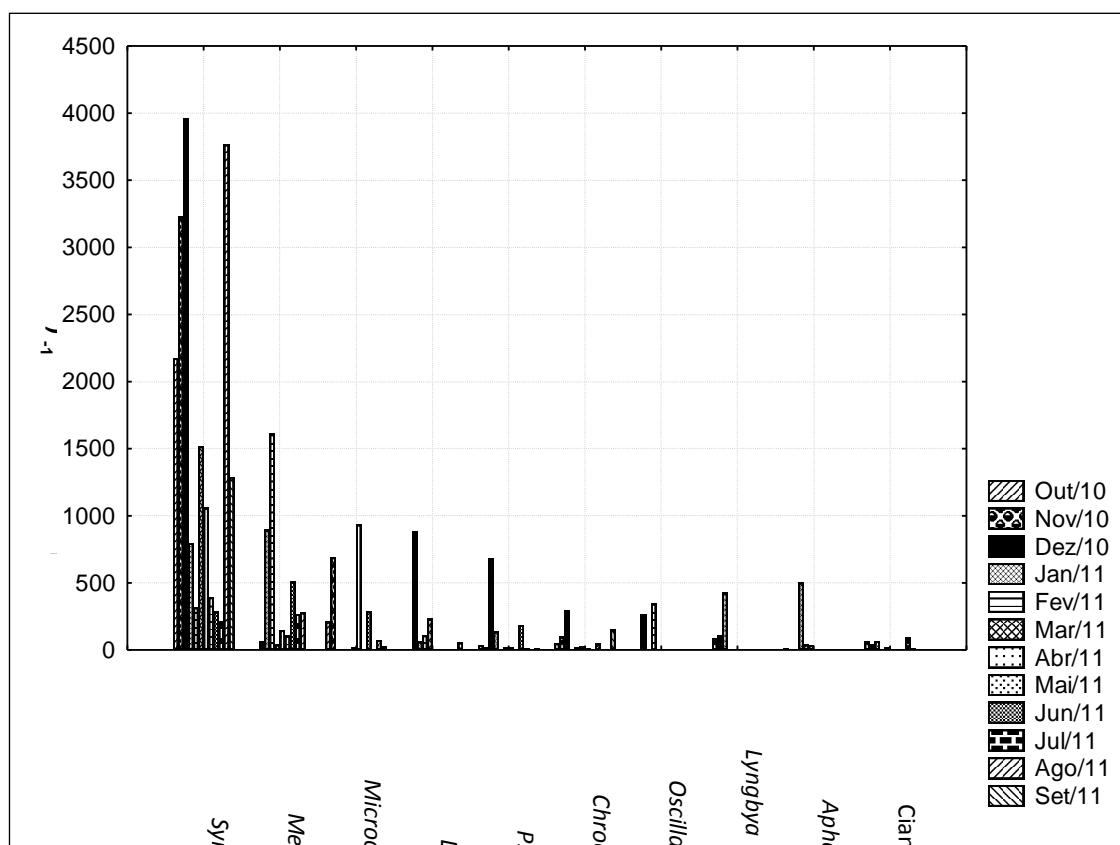
Figura 13 - Gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas mais abundantes no Rio Tapajós: A) *Dolichospermum* e B) *Microcystis*.

Tabela 4 – Flutuação mensal da densidade de cianobactérias no sistema do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Táxons/Densidade	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11	Média mensal	Desvio Padrão
<i>Aphanothece</i>	8	0	0	502	38	35	0	5	0	5	0	0	30	107
<i>Chroococcus</i>	49	98	295	0	16	25	14	5	46	0	5	150	63	127
* <i>Dolichospermum</i>	0	0	887	60	109	232	0	0	0	0	0	55	114	364
* <i>Lyngbya</i>	0	85	109	426	0	0	0	0	0	0	0	0	37	104
<i>Merismopedia</i>	0	0	63	895	1.615	44	147	109	510	267	278	0	243	392
* <i>Microcystis</i>	210	690	0	0	0	16	933	3	286	5	74	25	204	476
* <i>Oscillatoria</i>	0	0	262	0	344	0	0	0	0	0	0	0	39	131
<i>Pseudanabaena</i>	35	19	685	136	0	22	16	5	186	8	5	8	96	220
<i>Synechococcus</i>	2.174	3.233	3.961	797	316	1.517	1.058	393	286	216	3.765	1.285	1.677	1.834
Cianobactéria	0	60	38	65	0	16	0	0	0	93	8	0	23	45
Total Médio Mensal	2.477	4.185	6.299	2.881	2.439	1.907	2.169	521	1.315	595	4.136	1.522	2.526	2.357

Legenda: Densidade: Densidade de cianobactérias (cel.mL⁻¹), *: Gêneros potencialmente tóxicos.

Silva (2009) identificou maior densidade do gênero *Microcystis*, em detrimento dos gêneros *Anabaena*, e *Oscillatoria*, contribuindo com percentual mensal de 59%, 38% e 2% da densidade de cianobactérias no Rio Tapajós. Contrariamente ao observado neste estudo onde *Synechococcus* foi o gênero mais abundante, Schmidt (1982) demonstrou uma maior participação do gênero *Anabaena* (45%) em detrimento de *Microcystis* (32%) quanto ao percentual da densidade de cianobactérias no Tapajós. A Figura 14 apresenta a densidade dos gêneros da classe Cyanobacteria por mês de coleta durante o período de estudo no Rio



Tapajós.

Figura 14 - Flutuação da densidade dos gêneros de Cianobactéria por mês de coleta no sistema limnológico do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

As cianobactérias contribuíram com 75% do percentual da densidade fitoplanctônica total anual no Rio Tapajós, enquanto que o fitoplâncton autóctone correspondeu a apenas 25% desse percentual. O predomínio de cianobactérias tem sido associado a ambientes sob elevada influência antrópica associados ao enriquecimento por nutrientes dos ecossistemas aquáticos, destacando-se o fósforo e o nitrogênio (Calijuri *et al.*, 2006; Sant'Anna, *et al.*, 2006). Sabe-se

que a área de drenagem da margem direita do Rio Tapajós está sofrendo inúmeras intervenções decorrentes da influência da Rodovia Santarém-Cuiabá (BR-163). A expectativa de conclusão da pavimentação desta rodovia tem contribuído para o crescente processo de ocupação e exploração desordenada deste território. Nas áreas adjacentes à BR-163 os principais usos do solo têm relação com a agricultura, principalmente a produção mecanizada de soja no Planalto Santareno, a pecuária e atividades de extração de madeira e de minério (Escada *et al.*, 2009). Sabe-se que a crescente urbanização contribui para o acúmulo de nutrientes nos corpos d'água, pois aumenta o lançamento de efluentes domésticos ricos em nitrogênio e fósforo (Calijuri *et al.*, 2006). A derrubada de florestas para implantação de áreas de pastagem e áreas agrícolas reduz a capacidade de infiltração do solo fazendo com que os nutrientes, tendam a escoar superficialmente pelo terreno até atingir o corpo d'água (Von Sperling, 2005). Em atividades agrícolas, especialmente no cultivo monoespecífico, ocorre o uso intensivo de fertilizantes (Schlesinger *et al.*, 2010) e a intensa mecanização do solo favorece a erosão, de forma que o excesso de insumos agrícolas pode contaminar os corpos d'água. Assim, a constante presença de cianobactérias em detrimento dos demais grupos fitoplanctônicos verificada no presente estudo pode refletir a severidade dos impactos causados pela incorreta exploração da área ao longo da bacia de drenagem do Rio Tapajós, uma vez que o desenvolvimento excessivo destes organismos tem sido associado à intensa ação antrópica na área de drenagem de bacias hidrográficas.

3.3.4 Biomassa Fitoplanctônica

As concentrações médias de clorofila-*a* variaram de $1,05 \pm 0,63 \mu\text{g.L}^{-1}$ em maio, fim da estação chuvosa e pico da cheia, a $11,87 \pm 13,67 \mu\text{g.L}^{-1}$ em março, período chuvoso e final da enchente, com média de $4,43 \pm 4,78 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 5). No estuário da Lagoa dos Patos (RS), ambiente altamente antropizado, os valores de clorofila-*a* chegaram a atingir $9.000 \mu\text{g.L}^{-1}$ durante um evento de floração de cianobactérias (Yunes *et al.*, 1996) valor bem mais elevado do que o verificado no presente.

Verificou-se durante o mês de dezembro (Chuva/Enchente) o segundo maior nível de clorofila-*a*, com $6,34 \pm 4,72 \mu\text{g.L}^{-1}$ o qual coincidiu com os valores mais elevados da densidade de cianobactérias e da população fitoplanctônica como um todo. Esta observação corrobora os resultados de Schmidt (1982) o qual também verificou níveis mais elevados de clorofila-*a*

durante o mês de dezembro no Tapajós e com o trabalho de Novo *et al.* (2005) os quais ao relacionarem a concentração de clorofila-*a* e propriedades espectrais extraídas de imagens de satélite, verificaram elevada produção de biomassa fitoplanctônica durante o mês de dezembro. Os valores das concentrações de clorofila-*a* por mês e ano de coleta estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Variação mensal das concentrações de clorofila-*a* no sistema do Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Meses	Clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
out/10	3,32
nov/10	3,52
dez/10	6,34
jan/11	2,87
fev/11	2,17
mar/11	11,87
abr/11	2,06
mai/11	1,05
jun/11	1,32
jul/11	8,7
ago/11	6,08
set/11	1,96
Média	4,43
Desvio Padrão	4,78

Neste trabalho a concentração média de clorofila-*a* com $4,43 \pm 4,78 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ esteve na mesma ordem de grandeza dos valores médios encontrados por Rudorff *et al.* (2007) com $3,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; por Silva (2009) com $3,3 \pm 1,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, ambos no Rio Tapajós, e por Calijuri *et al.* (2008) com $4,0 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para a foz do Rio Pariquera- Açu (SP), um ambiente preservado. Para corpos d'água sob influência antrópica como Rio Jacupiranguinha (SP) e o Rio Turvo Sujo (MG) foram reportados valores médios de $1,2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente (Calijuri *et al.*, 2008; Silva, 2008). Assim o Rio Tapajós produziu em média maior biomassa fitoplanctônica que estes ambientes lóticos sob ação antrópica, com biomassa três vezes superior a encontrada nestes rios.

3.4 MICROCISTINA

Detectou-se a presença de microcistina em 100% das amostras na água do Rio Tapajós durante todo o período de estudo (Tabela 6), com valores que oscilaram de 0,010 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em fevereiro (Chuva/Enchente) a 0,103 \pm 0,031 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em abril (Chuva/Águas Altas), com média mensal de 0,058 \pm 0,029 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A Tabela 6 ilustra a variação mensal dos níveis de microcistina no sistema limnológico do Rio Tapajós.

Tabela 6 – Variação mensal das concentrações de microcistina no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Meses	Microcistina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
out/10	0,060
nov/10	0,047
dez/10	0,059
jan/11	0,028
fev/11	0,010
mar/11	0,052
abr/11	0,103
mai/11	0,080
jun/11	0,049
jul/11	0,040
ago/11	0,040
set/11	0,086
Média	0,058
Desvio Padrão	0,029

Comparando os valores de microcistina obtidos no presente estudo aos valores obtidos para rios não antropizados na cidade de Anajás, Ilha do Marajó (PA), os valores detectados neste estudo estiveram acima dos máximos (17×10^{-9} $\mu\text{g.L}^{-1}$) reportados para aqueles ambientes lóticos (Leal *et al.*, 1999). Por outro lado estiveram abaixo dos níveis de microcistina encontrados para ambientes sob influência antrópica como os Lagos Água Preta (PA) e Lago Bolonha (PA) com 0,40 $\mu\text{g.L}^{-1}$, e 1,25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente (Vieira *et al.*, 2005), o Rio dos Sinos (RS) com 2,88 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Chaves *et al.*, 2009), corpos d'água no estado do Rio Grande do Norte com 30 a 172 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Da Costa *et al.*, 2006), corpos d'água em

Portugal com $37 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Vasconcelos, 1999) e no Lago Taihu (China) com $6,69 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Song, 2007).

A concentração máxima de microcistina ($0,103 \mu\text{g.L}^{-1}$), detectada no mês de abril (Chuva/Águas Altas), coincidiu com a maior densidade do gênero *Microcystis* (933 cel.mL^{-1}). Em diversos países este gênero tem sido descrito como produtor de microcistinas (Chorus e Bartram, 1999; Sant'Anna *et al.*, 2006). No Estado do Pará, comprovou-se a produção de microcistinas por cepas dos gêneros *Microcystis* (Vieira *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2005). Assim a elevada proliferação deste gênero potencialmente tóxico pode ter promovido o incremento de microcistina na coluna d'água durante o mês de abril.

Além do gênero *Microcystis*, os gêneros *Dolichospermum* e *Oscillatoria*, reportados neste trabalho, têm sido descritos como produtores de microcistinas (Chorus e Bartram, 1999; Sant'Anna *et al.*, 2006). Destes, *Microcystis* e *Dolichospermum*, são os táxons com o maior número de espécies comprovadamente tóxicas ocorrentes no Brasil (Sant'Anna *et al.*, 2008) com ocorrência de espécies tóxicas também no estado do Pará (Vieira *et al.*, 2005; SÁ *et al.*, 2010). Desta forma, a presença destes gêneros potencialmente tóxicos de cianobactérias, somados a detecção de microcistina em todo o período de estudo, tornam a saúde da população vulnerável, pois ao entrar em contato, com a água do rio ficam expostas à microcistina. Este cenário contribui para a redução das oportunidades de uso da água do Tapajós para fins básicos e essenciais.

3.5 RELAÇÃO DOS PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E CLIMÁTICOS COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E COM AS CONCENTRAÇÕES DE MICROCISTINA

A Correlação Linear de Pearson ($p < 0,05\%$) efetuada para avaliar o efeito isolado de cada um dos parâmetros limnológicos e climáticos sobre riqueza e densidade de cianobactérias, biomassa fitoplanctônica, e microcistina evidenciou relações parciais entre alguns destes parâmetros, as quais estão apresentadas na Tabela 7 e discutidas nas seções subsequentes.

Tabela 7 - Matriz de Correlação de Pearson entre as variáveis biológicas, limnológicas e climáticas investigadas no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Variáveis	Riq.	Dens.	Cl-a	Mic.	Prec.	Cota	Am.	Na	Ni	Fosf.	Fósf. T.	pH	Turb.	Cor	Cond.	STD	OD	T. água	T. Ar	V. vento	Transp.	
Riq.	1,00																					
Dens.	0,65	1,00																				
Cl-a	0,15	0,29	1,00																			
Mic.	-0,28	-0,34	-0,53	1,00																		
Prec.	0,31	-0,15	0,10	0,08	1,00																	
Cota	-0,46	-0,56	0,01	0,20	0,25	1,00																
Am.	0,41	-0,05	0,11	-0,40	0,46	-0,04	1,00															
Na	0,22	-0,20	-0,21	0,02	0,61	0,11	0,81	1,00														
Ni	0,29	-0,03	-0,11	-0,17	0,23	-0,22	0,67	0,63	1,00													
Fosf.	0,64	0,19	0,02	0,05	0,58	-0,19	0,61	0,68	0,44	1,00												
Fósf. T.	0,24	0,51	-0,05	-0,09	-0,16	-0,41	-0,11	-0,11	-0,14	-0,11	1,00											
pH	0,38	0,31	-0,26	-0,24	-0,36	-0,44	0,12	-0,08	0,12	0,09	0,23	1,00										
Turb.	0,05	-0,12	0,37	-0,28	0,43	0,13	0,63	0,48	0,48	0,19	-0,04	-0,44	1,00									
Cor	-0,06	-0,37	-0,23	-0,06	0,55	0,41	0,58	0,66	0,49	0,23	-0,26	-0,21	0,59	1,00								
Cond.	0,35	0,20	-0,09	-0,03	-0,02	-0,37	0,15	0,19	0,37	0,58	0,03	0,30	-0,24	-0,10	1,00							
STD	0,35	0,19	-0,09	-0,04	-0,02	-0,37	0,17	0,20	0,39	0,58	0,03	0,30	-0,22	-0,09	1,00	1,00						
OD	-0,18	0,00	0,14	0,28	-0,19	0,04	-0,38	-0,50	-0,60	-0,34	0,04	-0,13	-0,09	-0,31	-0,45	-0,48	1,00					
T. água	-0,07	0,27	-0,01	0,32	-0,41	-0,21	-0,79	-0,73	-0,67	-0,31	0,07	0,01	-0,56	-0,67	-0,02	-0,05	0,42	1,00				
T. ar	0,19	0,35	-0,13	0,09	-0,45	-0,41	-0,38	-0,39	-0,18	-0,09	0,03	0,52	-0,57	-0,52	0,31	0,31	-0,10	0,59	1,00			
V. vento	-0,54	-0,29	-0,38	-0,07	-0,39	0,13	-0,06	-0,03	-0,17	-0,49	0,16	0,11	-0,11	0,07	-0,26	-0,25	0,00	-0,05	-0,04	1,00		
Transp.	-0,17	-0,04	0,08	-0,10	-0,41	0,30	-0,43	-0,48	-0,55	-0,37	-0,10	0,23	-0,68	-0,48	0,02	0,02	0,07	0,37	0,37	0,13	1,00	

Legenda: Riq.: Riqueza (nº de táxons); Dens.: Densidade de cianobactérias (cel.mL⁻¹); Cl-a.: Clorofila-a (µg.L⁻¹); Mic.: Microcistina (µg.L⁻¹); Prec.: Precipitação (mm); Cota (cm); Am.: Amônia (mg.L⁻¹); Na.: Nitrato (mg.L⁻¹); Ni.: Nitrito (mg.L⁻¹); Fosf.: Fosfato (mg.L⁻¹); Fósf. T.: Fósforo total (mg.L⁻¹); pH; Turb.: Turbidez (NTU); Cor (mg Pt.L⁻¹); Cond.: Condutividade: Condutividade elétrica(µS.cm⁻¹); STD: Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L⁻¹); OD: Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹); T. água: Temperatura da água (°C); T. ar: Temperatura do ar (°C); Vel. vento: Velocidade do vento (K.h⁻¹) e Transp.: Transparência ao Disco de Secchi (m).

3.5.1 Riqueza de Cianobactérias

Para a riqueza específica de cianobactérias identificaram-se correlações positivas com a densidade deste grupo ($r= 0,65$), com os níveis de fosfato ($r= 0,64$), e correlações negativas com a cota do rio ($r= -0,46$) e a velocidade do vento ($r= -0,54$). Estes resultados mostram que altas densidades de cianobactérias favoreceram a ocorrência de maior riqueza destes organismos neste sistema. Apontaram ainda para a importância do fosfato como fonte nutricional promotora da ascensão de diferentes espécies de cianobactérias no Rio Tapajós, uma vez que o fosfato é a principal fonte de fósforo assimilada por microalgas (Esteves, 2011). Além disso, as cianobactérias possuem habilidade em estocar fósforo internamente como corpos polifosfatados, o que favorece a sobrevivência e a manutenção do seu crescimento durante períodos subsequentes de carência externa deste nutriente (Chorus e Bartram, 1999).

A relação oposta entre a riqueza de cianobactérias e a cota do rio evidenciada pela correlação negativa entre estas, evidenciou a influência do nível do rio sobre a dinâmica ecológica das espécies de cianobactérias. Observou-se que a redução do nível do Tapajós proporcionou o surgimento de um número mais elevado de espécies de cianobactérias, ampliando a riqueza específica, ocorrendo o oposto com a elevação do nível. Esta correlação indica que o conjunto de modificações no sistema limnológico, decorrentes do pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989) são responsáveis pelas modificações nas flutuações da riqueza de cianobactérias no Rio Tapajós. Com relação à correlação negativa entre a riqueza específica e a velocidade do vento, tornou-se evidente o efeito antagônico da ação dos ventos sobre a dispersão de espécies. Este resultado sugere que a ausência ou menor intensidade de ventos favoreceu a permanência e o incremento de espécies de cianobactérias no sistema estudado. De acordo com Webster e Hutchinson (1994) ventos com velocidade acima de $0,003 \text{ Km.h}^{-1}$ desestabilizam as formações de florações promovendo a mistura das camadas superficiais da água. A reduzida atividade de ventos proporciona a baixa turbulência na subsuperfície da coluna d'água, esta por sua vez, segundo Huszrar *et al.* (2000) é um dos principais fatores controladores do domínio de cianobactérias em ambientes aquáticos.

3.5.2 Densidade de Cianobactérias

Para a densidade de cianobactérias, além da riqueza ($r= 0,65$), correlacionaram-se negativamente a cota ($r= -0,56$) e positivamente o fósforo total ($r= 0,51$). Houve o decréscimo da densidade destes organismos durante períodos de maior cota assim como ocorreu com a riqueza específica. Relação sinérgica entre a densidade de cianobactérias e as concentrações de fósforo total foi evidenciada pela correlação positiva entre estes no presente estudo. De acordo com Huszar *et al.* (2000) elevadas concentrações de fósforo total favorecem o crescimento de cianobactérias. Correlações positivas entre a densidade de cianobactérias e a concentração de microcistina já foram encontradas em lagos no Estado do Pará (Vieira *et al.*, 2005), diferindo do presente estudo, o qual não verificou nenhuma correlação entre a densidade de cianobactérias e as concentrações de microcistina.

3.5.3 Biomassa Fitoplanctônica e Microcistina

A biomassa fitoplanctônica (clorofila-*a*) e os níveis de microcistina não se correlacionaram com nenhum dos parâmetros limnológicos e climáticos, havendo apenas correlação negativa entre ambas ($r= -0,53$). Ou seja, os níveis de microcistina decresceram conforme houve o aumento dos níveis de clorofila-*a*. Assim, enquanto a elevada densidade foi mantida pelos microorganismos vivos as concentrações de microcistina foram baixas, todavia, após a morte e lise celular de cianobactérias ocorreu a liberação das cianotoxinas para o ambiente, isso explica o aumento de microcistina com o declínio dos níveis de clorofila-*a*, evento comum segundo Calijuri *et al.* (2006). Os resultados do presente trabalho evidenciam a importância da quantificação de microcistina, uma vez que a ausência de elevada densidade de cianobactérias não implicou necessariamente na ausência de microcistina no sistema limnológico do Tapajós. Assim a análise quantitativa de cianobactérias para avaliar o risco tóxico deve ser sempre acompanhada do monitoramento de microcistina. Diferentemente deste estudo em que não houve correlações entre os nutrientes e os níveis de microcistina,

Watanabe e Oishi (1985) verificaram baixas concentrações de microcistina em cepas cultivadas com limitação de nutrientes.

A Análise de Correlação de Pearson também apontou correlações entre as variáveis limnológicas e climáticas entre si. Dentre estas se destaca a correlação positiva entre a precipitação e as concentrações de amônia ($r= 0,46$), nitrato ($r= 0,61$), fosfato ($r= 0,58$), turbidez ($r= 0,43$), cor ($r= 0,55$), e correlação negativa da precipitação com a temperatura do ar ($r= -0,45$). Estes resultados evidenciaram a influência da precipitação pluviométrica especialmente nos aportes de nutrientes (nitrogênio e fósforo) para o Rio Tapajós. Assim, o Tapajós foi enriquecido nos períodos de maior intensidade de chuvas as quais lixiviaram nitrogênio e fósforo para o rio via escoamento superficial da área de drenagem do mesmo. Sabe-se que o nitrato é altamente abundante em águas que recebem altas concentrações de nitrogênio resultantes de esgotos e atividades agrícolas, e que o fósforo é conservado em sistemas terrestres não perturbados, enquanto que bacias sob influência de desmatamento comumente o perdem (Tundisi *et al.*, 2008). Sendo assim, o presente estudo sugere que os incrementos de nitrogênio e fósforo verificados no Tapajós, carregados via precipitação, têm sido possivelmente alimentados por fontes antrópicas (agricultura, pecuária). Este acréscimo nutricional configura um cenário propício ao crescimento de cianobactérias no Tapajós, pois de acordo com Tundisi (2003) o aumento dos níveis de nitrogênio e fósforo exerce um papel importante na formação de florações, pois estes nutrientes estão presentes em diversos componentes celulares, como por exemplo, proteínas, ácidos nucleicos e membranas fosfolipídicas.

3.5.4 Relação da Interação entre os Parâmetros Limnológicos e Climáticos com as Variáveis Biológicas

A Análise de Regressão Múltipla ($p < 0,05\%$) efetuada para avaliar o efeito conjunto dos parâmetros limnológicos e climáticos sobre a flutuação das variáveis biológicas evidenciou a atuação simultânea de alguns parâmetros sobre estas variáveis as quais estão apresentadas e discutidas nas seções subsequentes.

3.5.4.1 Riqueza de Cianobactérias

O modelo de regressão múltipla, para a riqueza específica demonstrou o efeito conjunto das seguintes variáveis determinando a riqueza de cianobactérias no Rio Tapajós, em ordem decrescente de importância: fosfato, velocidade do vento, pH, fósforo total, condutividade elétrica e cota ($R^2 = 0,72$; $p = 0,003$):

$$Y (\text{riqueza}) = 2,13 + (0,55 * \text{fosfato}) + (-0,38 * \text{velocidade do vento}) + (0,32 * \text{pH}) + (0,23 * \text{fósforo total}) + (-0,22 * \text{condutividade elétrica}) + (-0,15 * \text{Cota}) + \text{resíduo}.$$

No modelo de regressão gerado pelo presente estudo foi possível visualizar que as condições ideais para o aumento da riqueza de cianobactérias ocorreram quando houve elevadas concentrações de fósforo na coluna d'água, ausência ou baixa intensidade de ventos, pH elevado, baixa condutividade elétrica e o nível do rio esteve mais baixo. A ação conjunta destes fatores explicou 70% da flutuação da riqueza específica de cianobactérias no sistema do Rio Tapajós. Acredita-se que em função da necessidade de fósforo para a composição celular das cianobactérias (Tundisi, 2003), e da habilidade deste grupo em estocar fósforo internamente como corpos polifosfatados (Chorus e Bartram, 1999), o enriquecimento por este elemento proporcionou o desenvolvimento de diferentes espécies de cianobactérias no Tapajós. A este fator somou-se a ausência de ventos fortes que reduziu a mistura da zona eufótica assim como diminuiu a velocidade de dispersão destes microorganismos. Com a transição do período de águas baixas para enchente, o nível do rio continuou ainda relativamente baixo. Neste momento com maior iluminação da coluna d'água, a temperatura da água elevou-se favorecendo a fotossíntese que aliada à disponibilidade de fósforo e ausência de ventos fortes ampliou a riqueza específica de cianobactérias. Sugere-se que a intensa atividade fotossintética tenha proporcionado a elevação do pH da água e que a redução da condutividade elétrica tenha ocorrido devido à absorção dos íons dissolvidos na coluna d'água pelas cianobactérias. De acordo com Huszrar *et al.* (2000) altas concentrações de fósforo, baixa turbulência, baixa relação de mistura na zona fótica, temperaturas elevadas, altos valores de pH, estão entre os principais fatores que permitem a ocorrência de cianobactérias em ambientes aquáticos.

3.5.4.2 Densidade de Cianobactérias

Para a densidade, o modelo apontou o efeito simultâneo das seguintes variáveis, em ordem decrescente de importância: fósforo total, velocidade do vento, temperatura do ar, e cota ($R^2 = 0,54$; $p = 0,01$):

$$Y \text{ (densidade)} = 3.280,92 + (0,46 * \text{fósforo total}) + (-0,33 \text{ velocidade do vento}) + (0,23 * \text{temperatura do ar}) + (-0,23 * \text{cota}) + \text{resíduo.}$$

De acordo com o modelo, a ação integrada de maiores níveis de fósforo total, ausência ou existência de ventos fracos na presença de elevada temperatura atmosférica em períodos de águas relativamente baixas determinou 50 % da variação na densidade de cianobactérias no Tapajós. O modelo de regressão corrobora a hipótese de que a densidade de cianobactérias chega ao ápice no período de transição de águas baixas para enchente, onde o nível do rio não está tão baixo. Nesta ocasião, a maior disponibilidade de fósforo total aliada à elevada radiação solar e ao aumento da temperatura ambiente, juntamente com a atuação de ventos fracos, os quais promoveram a redução da turbulência, beneficiou o crescimento de cianobactérias no sistema.

A atuação conjunta destes parâmetros sobre as flutuações da densidade pode ser exemplificada pelo mês de dezembro no qual houve maior densidade de cianobactérias. Dezembro marcou o começo da estação de chuvas e também assinalou a transição entre o fim do período de águas baixas e início do período de enchente. Neste momento, o carreamento dos afluentes decorrente do escoamento superficial da área de drenagem da bacia hidrográfica, somado a entrada de material pelo transbordamento do volume de águas para os limites marginais do rio, enriqueceram nutricionalmente a coluna d'água. Nesta ocasião a maior disponibilidade de fósforo na água, assim como a excelente disponibilidade de luz, revelada pelas altas temperaturas atmosférica e da água, assim como, pela reduzida turbidez, somadas a baixa atividade dos ventos, favoreceram o incremento da densidade de cianobactérias durante o referido mês no Rio Tapajós. Este resultado corrobora com Huszar *et al.* (2000), pois apontam que altas concentrações de fósforo, baixa turbulência e temperaturas elevadas estão entre os fatores que favorecem o crescimento de cianobactérias.

3.5.4.3 Biomassa Fitoplanctônica

Para a clorofila-*a* o modelo verificou a conjugação das variáveis: turbidez, cor, transparência da água ao disco de Secchi, e velocidade do vento em ordem decrescente de importância ($R^2= 0,69$; $p= 0,001$):

$$Y \text{ (clorofila-}a\text{)} = 8,60 + (1,07*\text{turbidez}) + (-0,57*\text{cor}) + (0,58*\text{Secchi}) + (-0,30*\text{velocidade do vento}) + \text{resíduo.}$$

Segundo o modelo, condições simultâneas de elevada turbidez, baixos valores de cor, elevada incidência de luz na coluna d'água e a ausência ou baixa intensidade de ventos proporcionaram o panorama propício ao incremento da biomassa fitoplanctônica, explicando 69% das oscilações de clorofila-*a* no Baixo Rio Tapajós. Cianobactérias que possuem densa mucilagem apresentam alta tolerância à radiação luminosa e sua presença provoca sombreamento na coluna d'água (Paerl *et al.*, 1983). Assim, é possível que a própria presença de cianobactérias tenha causado o aumento substancial da turvação da água, e estas ao incorporar os nutrientes dissolvidos na coluna d'água à sua biomassa tenham reduzido os valores de cor. Em algumas espécies de cianobactérias ocorre a formação de vacúolos gasosos os quais permitem a migração vertical para a coluna d'água mantendo-as nas profundidades onde há melhor luminosidade e oferta de nutrientes (Calijuri *et al.* 2006). Sugere-se que a elevada disponibilidade de radiação na zona eufótica tenha sido suficiente para a realização de altas taxas de fotossíntese e que a baixa atividade dos ventos proporcionou menor turbulência da água sendo que esta maior estabilidade da coluna d'água reduziu a velocidade de dispersão fitoplanctônica. Assim a presença de espécies de cianobactérias, favorecidas pela intensa presença de luz e seu mecanismo de regulação na coluna d'água, podem ter elevado a turbidez sem prejuízos ao aumento de sua biomassa em detrimento de outros grupos fitoplanctônicos uma vez que as cianobactérias foram o grupo com maior riqueza e densidade.

3.5.4.4 Microcistina

Já para a microcistina, em ordem decrescente de importância, o modelo demonstrou o efeito simultâneo da interação entre as seguintes variáveis: amônia, nitrato, oxigênio dissolvido, nitrito e fosfato ($R^2 = 0,70$; $p = 0,001$):

$$Y = (\text{microcistina}) = 0,098 + (-1,4 * \text{amônia}) + (1,07 * \text{nitrato}) + (0,53 * \text{oxigênio dissolvido}) + (0,31 * \text{nitrito}) + (0,24 * \text{fosfato}) + \text{resíduo.}$$

A partir do modelo verificou-se a presença de nutrientes como nitrato, nitrito e fosfato na coluna d'água e a ausência ou redução de amônia somada a presença de oxigênio regulando 70 % da flutuação dos níveis de microcistina no Rio Tapajós. Segundo Esteves (2011) a amônia é a principal forma inorgânica de nitrogênio prontamente utilizável pelo fitoplâncon, além disso, ao ser introduzido no sistema este íon é rapidamente transformado em nitrito e nitrato pelo processo de nitrificação o qual requer condição de aerobiose. Este processo explicaria a redução dos níveis deste nutriente na água. A ausência de nitrogênio e fósforo foi apontada como promotora da redução da toxicidade em cianobactérias (Watanabe e Oishi, 1985), indicando a importância destes nutrientes para a produção de microcistina. Desta forma, é provável que a produção desta cianotoxina tenha sido favorecida pelo enriquecimento do sistema do Rio Tapajós por nitrogênio e fósforo.

3.6 RELAÇÃO DA SAZONALIDADE (PERÍODO DE ESTIAGEM E PERÍODO DE CHUVA) COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E COM AS CONCENTRAÇÕES DE MICROCISTINA

A partir dos valores de precipitação para a área de drenagem do Rio Tapajós em Santarém efetuou-se o agrupamento dos doze meses em período de estiagem (de outubro de 2010 a novembro de 2010, e de junho de 2011 a setembro de 2011) e período chuvoso (de dezembro de 2010 a maio de 2010). Os valores médios para as variáveis biológicas nestes períodos e os resultados das Análises de Variância estão apresentados e discutidos a seguir.

3.6.1 Riqueza e Densidade de Cianobactérias, Biomassa Fitoplanctônica e Microcistina

No período de estiagem do Rio Tapajós, a riqueza específica média foi de 5 ± 2 táxons de cianobactérias enquanto que a estação chuvosa apresentou riqueza específica média de 6 ± 2 táxons. Não houve diferença da riqueza específica entre as estações de estiagem e de chuva (Riqueza- $F_{1,20} = 0,67$; $p = 0,42$) (Figura 15). Assim a sazonalidade não exerceu influência na co-ocorrência de espécies.

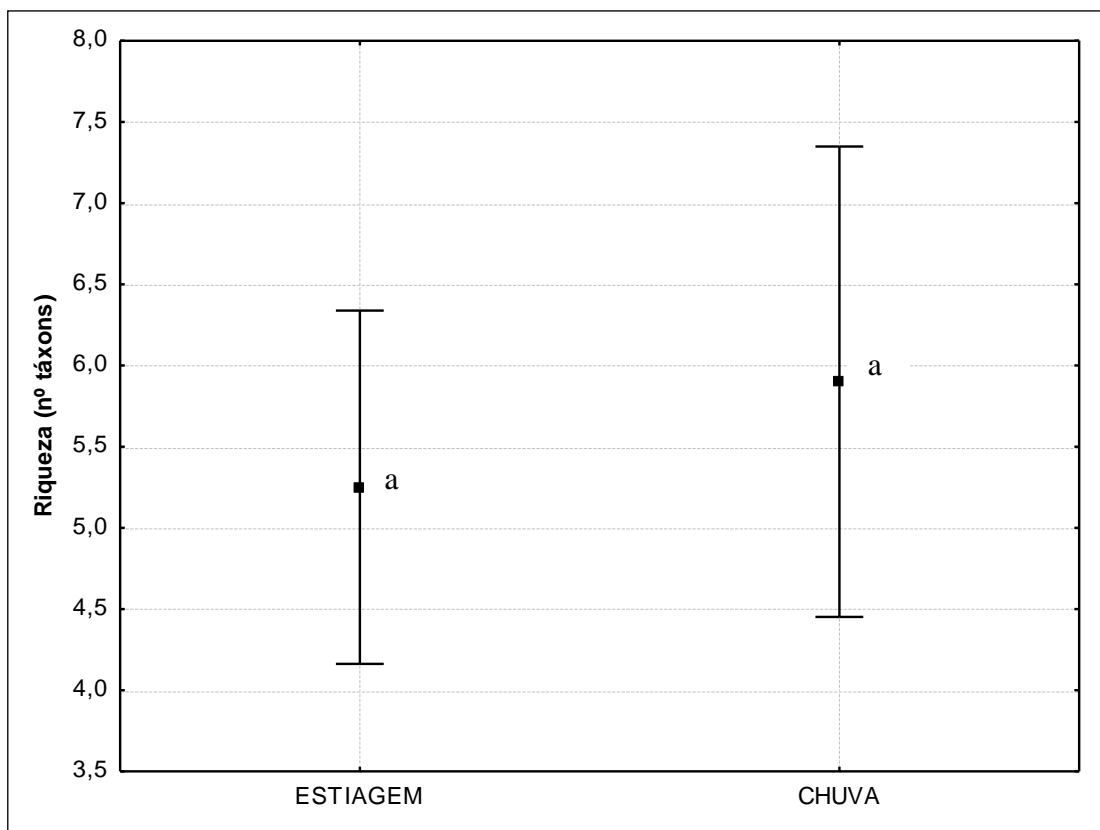


Figura 15 – Flutuação sazonal da riqueza específica de cianobactérias no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Em ambos os períodos a classe Cyanobacteria esteve distribuída em onze táxons: *Aphanothece*, *Chroococcus*, *Dolichospermum circinalis*, *Dolichospermum planctonicum*, *Lyngbya*, *Merismopedia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Pseudanabaena*, *Synechococcus* e Cyanobacteria. No período de estiagem os táxons mais frequentes foram *Microcystis* sp., *Pseudanabaena* sp. e *Synechococcus* sp. os quais foram reportados em todo o período de estiagem. Os táxons mais frequentes no período de chuvas foram *Merismopedia* sp.,

Microcystis sp., e *Synechococcus* sp. e ocorreram durante todo o período de chuvas no Tapajós. Apesar da riqueza específica média não ter apresentado distinção entre o período de estiagem e o período de chuva, houve uma substituição de espécies ao longo dos períodos, sendo que *Microcystis* sp. e *Synechococcus* sp., foram os táxons mais frequentes presentes em ambos os períodos.

No que diz respeito à densidade de cianobactérias no Rio Tapajós, no período de estiagem a densidade média foi de 2.372 ± 2.287 cel.mL⁻¹. Já no período de chuvas, a densidade média foi de 2.711 ± 2.550 cel.mL⁻¹, estando levemente superior ao período de estiagem. Entretanto, não houve diferença entre o período de estiagem e o período de chuvas quanto à densidade de cianobactérias no Rio Tapajós (densidade de cianobactérias- $F_{1,20} = 0,11$; $p = 0,75$) (Figura 16).

Silva (2009) também relatou ausência de diferença significativa entre as estações de estiagem e de chuva para a densidade de cianobactérias no Tapajós. Contrariamente ao presente em que não houve diferença sazonal para a densidade, Silva (2008) verificou a presença de cianobactérias apenas durante a estação chuvosa no Rio Turvo Sujo (MG). Segundo Silva (2009) a presença visível de massas algais resultantes de florações no Tapajós desaparece na medida em que as chuvas se intensificam na região e diluem os nutrientes na coluna d'água. Apesar das amostragens sistemáticas deste trabalho não terem coincidido com os eventos de floração, frequentes no Tapajós, os resultados desta investigação corroboram o observado por Silva (2009) uma vez que o efeito das chuvas esteve centralizado no início da estação chuvosa, interferindo diretamente no aporte de fosfato no sistema e, por conseguinte na proliferação de cianobactérias. Sendo assim, apesar da ausência de diferença significativa quanto à sazonalidade, houve uma variação mensal na densidade deste grupo no Rio Tapajós.

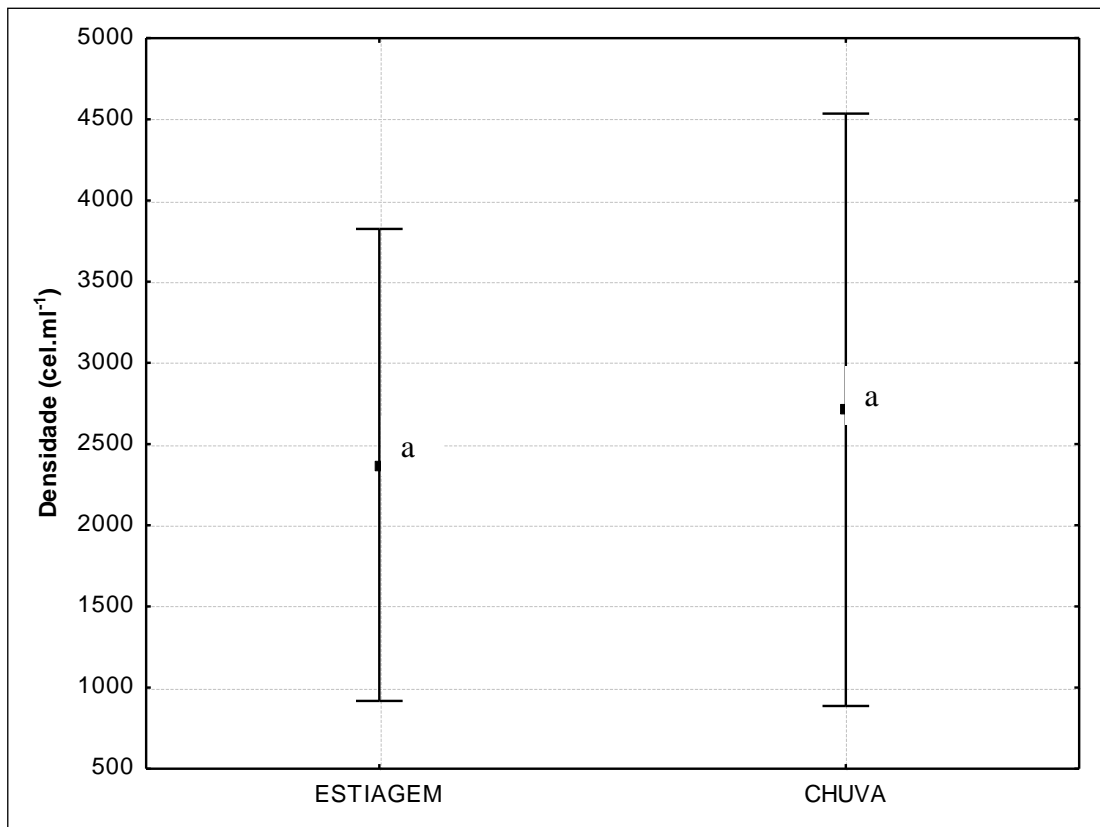


Figura 16 – Flutuação sazonal da densidade de cianobactérias no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

No período de estiagem o táxon *Synechococcus* com densidade média 1.826 ± 2.077 cel. mL⁻¹ apresentou a maior densidade, contribuindo com 77% das células de cianobactérias, seguido por *Microcystis* com densidade média de 215 ± 409 cel.mL⁻¹ e contribuição celular de 9%. Os outros táxons de cianobactérias estiveram com menor participação no percentual de células deste grupo, estando com contribuição celular < 7%. Assim como na estiagem, no período chuvoso o táxon *Synechococcus* apresentou maior densidade, com densidade média 1.497 ± 1.584 cel.mL⁻¹ representando 55% da biomassa de cianobactérias do período. Os táxons *Merismopedia* com 324 ± 525 cel. mL⁻¹, *Dolichospermum* com 241 ± 525 cel.mL⁻¹ e *Microcystis* com 190 ± 570 cel. mL⁻¹ também participaram com valores mais elevados de densidade média, com contribuição celular de 12%, 9% e 7% respectivamente. Os demais táxons de cianobactérias estiveram com contribuição celular $\leq 6\%$ para o período chuvoso.

Para a biomassa fitoplanctônica, a concentração média de clorofila-*a* durante a estiagem foi de $4,15 \pm 3,15$ µg.L⁻¹. Na estação chuvosa a concentração média de clorofila-*a* foi de $4,77 \pm 6,39$ µg.L⁻¹, estando ligeiramente superior ao período de estiagem. Porém, não houve

diferença da sazonalidade para esta variável biológica (Clorofila-*a*- $F_{1,20} = 0,09$; $p = 0,77$) (Figura 17). Silva (2009) também não encontrou influência significativa da sazonalidade quanto aos níveis de clorofila-*a* investigados no Rio Tapajós. Já Schmidt (1982) verificou valores elevados de clorofila-*a* no período de chuvas no Rio Tapajós.

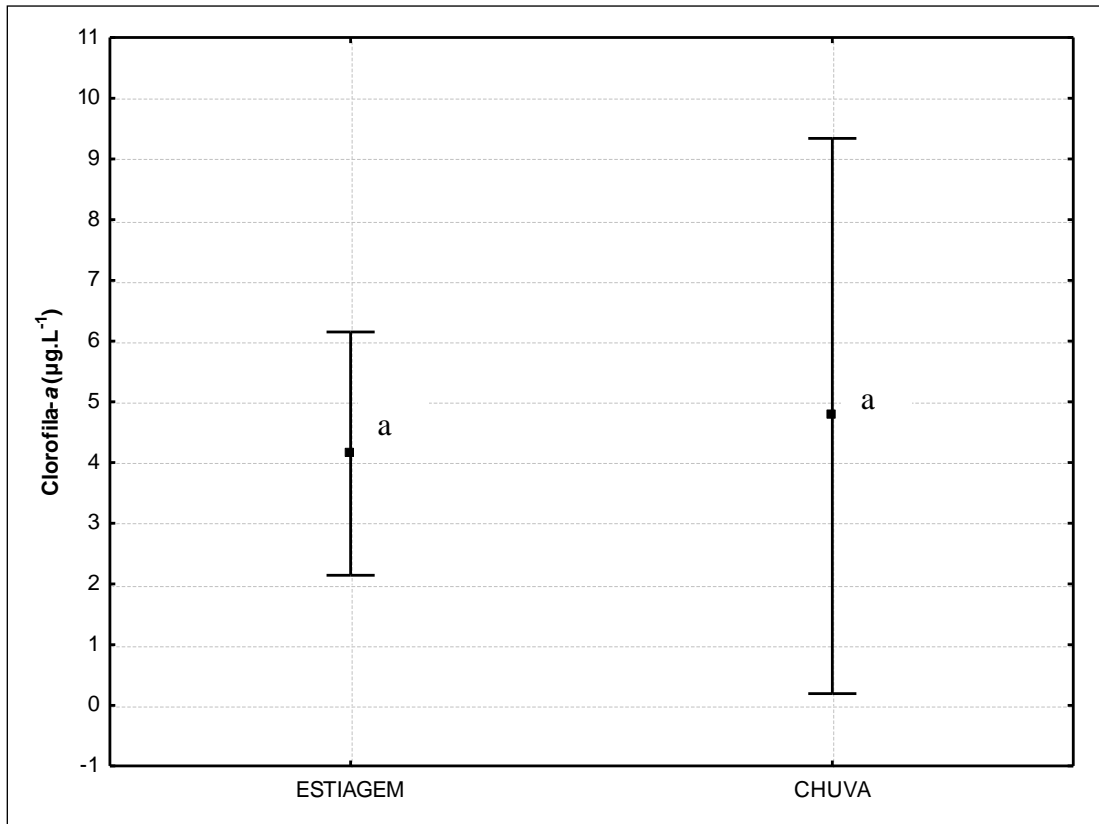


Figura 17 – Flutuação sazonal dos níveis de clorofila-*a* no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Quanto aos níveis de microcistina no Tapajós no período de estiagem, a concentração média para o período foi de $0,054 \pm 0,019 \mu\text{g. L}^{-1}$. Já no período chuvoso a concentração média foi de $0,062 \pm 0,039 \mu\text{g. L}^{-1}$. Apesar da discreta elevação dos níveis de microcistina durante a estação chuvosa, não houve diferença quanto à sazonalidade (microcistinas- $F_{1,20} = 0,48$; $p = 0,50$) (figura 18). Este comportamento difere do verificado em ambientes lóticos na Ilha de Marajó (PA) (Leal, *et. al.*, 1999) e nos Lagos Água Preta (PA) e Bolonha (PA) (Vieira *et al.*, 2005), onde as detecções de microcistina foram restritas a estação de estiagem.

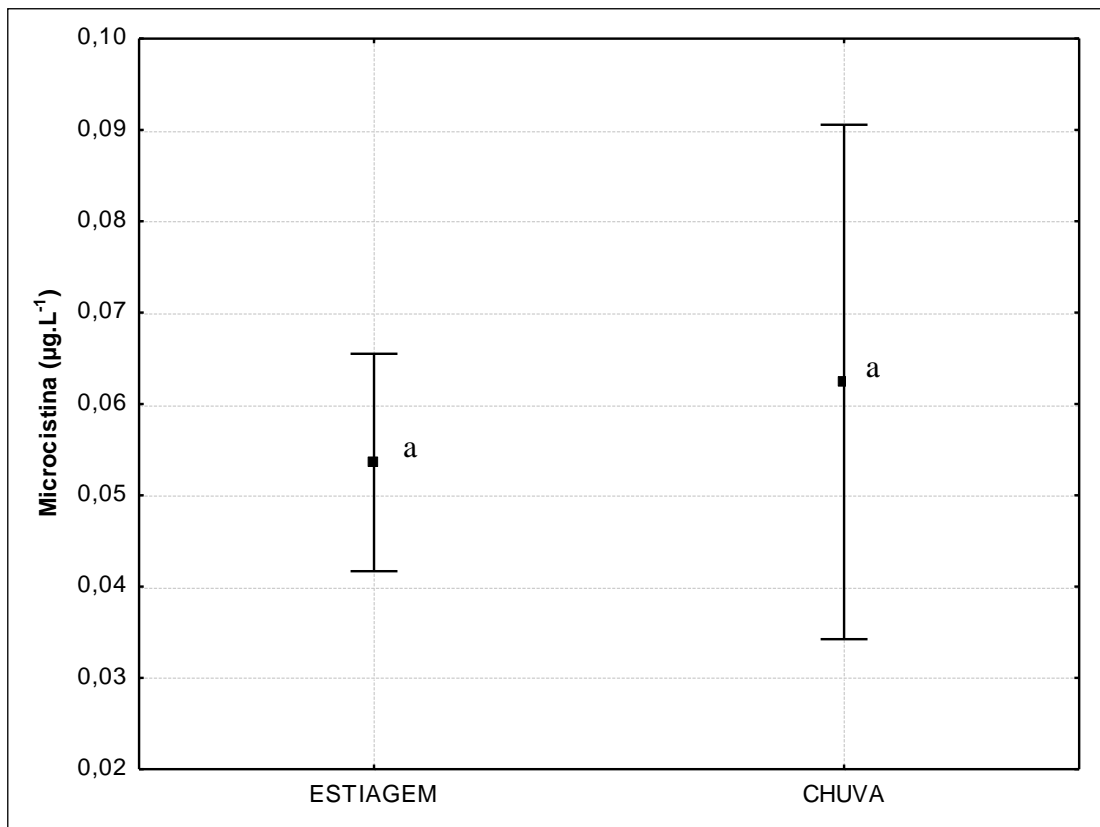


Figura 18 – Flutuação sazonal das concentrações de microcistina no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

De modo geral, todas as variáveis biológicas apresentaram ligeiro aumento no período chuvoso, todavia sem diferenças estatísticas significativas.

3.7 RELAÇÃO DO PULSO DE INUNDAÇÃO (ÁGUAS BAIXAS, ENCHENTE, ÁGUAS ALTAS E VAZANTE) COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E COM AS CONCENTRAÇÕES DE MICROCISTINA

Os doze meses foram agrupados em quatro períodos distintos do pulso de inundação a partir dos valores obtidos para a cota do rio: 1) Período de Águas Baixas (de outubro de 2010 a novembro de 2010); 2) Período de Enchente (de dezembro de 2010 a março de 2011); 3)

Período de Águas Altas (de abril a junho de 2011); e 4) Período de Vazante (de julho a setembro de 2011). Os valores médios para as variáveis biológicas nestes períodos e os resultados das Análises de Variância estão apresentados e discutidos a seguir.

3.7.1 Riqueza e Densidade de Cianobactérias, Biomassa Fitoplanctônica e Microcistina

No período de águas baixas do Rio Tapajós a riqueza específica média de cianobactérias foi de 7 ± 2 táxons. Na fase de enchente do rio a riqueza foi de 7 ± 1 táxons. Durante o período de águas altas a riqueza específica média foi de 4 ± 1 táxons de cianobactérias. Já no período de vazante do Rio Tapajós a riqueza específica foi de 5 ± 1 táxons de cianobactérias. Verificou-se uma elevação no número de táxons de cianobactérias durante o período de enchente. Neste sentido, houve influência do pulso de inundação sobre os valores de riqueza de cianobactérias (Riqueza- $F_{3,18} = 4,29$; $p = 0,02$) (Figura 19). De acordo com Junk *et al.* (1989) o pulso de inundação é responsável pela complexidade sazonal dos ecossistemas aquáticos, determinando alterações no ecossistema aquático que exigem adaptações da biota local. Desta forma este fenômeno pode estimular o desenvolvimento de espécies com diferentes adaptações às novas condições impostas pelo pulso.

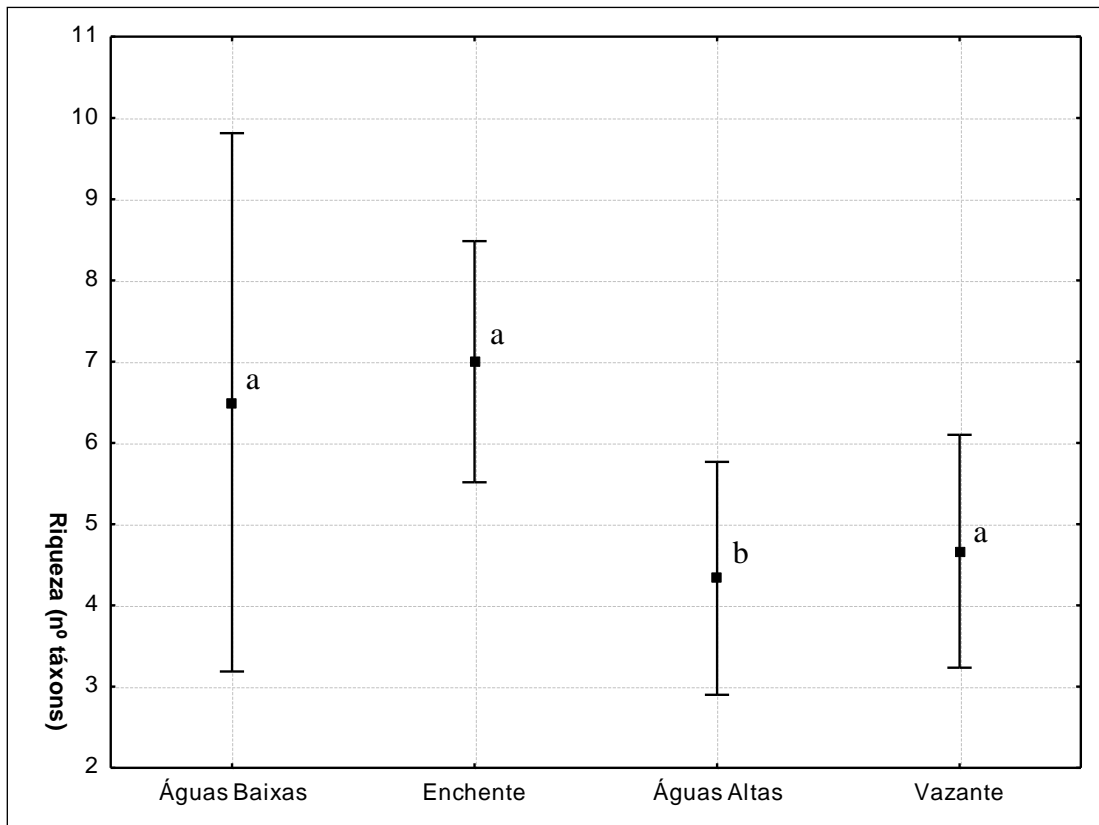


Figura 19 – Flutuação da riqueza de cianobactérias ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

O presente estudo encontrou correlação negativa entre a riqueza específica de cianobactérias e a cota do rio. Este fato evidenciou que a redução do nível do Tapajós proporcionou o surgimento de um número mais elevado de espécies de cianobactérias ocorrendo o oposto com a elevação do nível. Verificou-se ainda que na enchente, durante o período em que as águas ainda estiveram relativamente baixas, houve maior iluminação da coluna d'água favorecendo a fotossíntese. Além disso, a diluição de nutrientes nos períodos de maior volume d'água pode ter limitado o crescimento de cianobactérias. Assim, o pulso de inundação esteve influenciando a presença de diferentes táxons de cianobactérias contribuindo para a flutuação da riqueza durante suas diferentes fases.

O período de águas baixas foi marcado pela constante presença dos táxons *Chroococcus* sp., *Dolichospermum circinalis*, *Microcystis* sp., *Pseudanabaena* sp., e *Synechococcus* sp., todos com 100% de frequência. Todos os demais táxons estiveram frequentes em 50% deste período. Os táxons *Dolichospermum circinalis*, *Merismopedia* sp., e *Microcystis* sp. ocorreram em todo o período de enchente. Com frequência de 25%, *Dolichospermum planctonicum* foi o táxon menos ocorrente durante este período. O período

de águas altas do Tapajós foi assinalado pela menor co-existência de táxons registrada ao longo do pulso de inundação (Figura 19). No período de águas altas, caracterizado pelo maior volume d'água no Tapajós, verificou-se a presença contínua dos táxons *Merismopedia* sp., *Microcystis* sp., *Pseudanabaena* sp., e *Synechococcus* sp., em detrimento dos táxons *Dolichospermum planctonicum*, *Lyngbya* sp. e *Oscillatoria* sp. os quais não ocorreram neste período. Durante a vazante do Rio Tapajós destacaram-se os táxons *Microcystis* sp, *Oscillatoria* sp *Pseudanabaena* e *Synechococcus* sp. com 100% de frequência no período. Já os táxons *Dolichospermum planctonicum*, e *Lyngbya* sp. não foram encontrados durante este período. Segundo Connell (1978), o pulso de inundação por ser um distúrbio de frequência e intensidade intermediária promove a sustentação de elevada riqueza, favorecendo a co-ocorrência de espécies de rápido crescimento, como é o caso das cianobactérias.

No período de águas baixas a densidade média de cianobactérias foi de 3.331 ± 3.400 cel. mL⁻¹, 3.622 ± 2.687 cel.mL⁻¹ no período de enchente, 1.335 ± 1.416 cel.mL⁻¹ no período de águas altas e 2.084 ± 1.811 cel.mL⁻¹ na vazante (Figura 20). O pulso de inundação não atuou de forma significativa sobre o desenvolvimento destes microrganismos no sistema limnológico do Tapajós (densidade de cianobactérias- $F_{3,18} = 1,20$; $p = 0,34$).

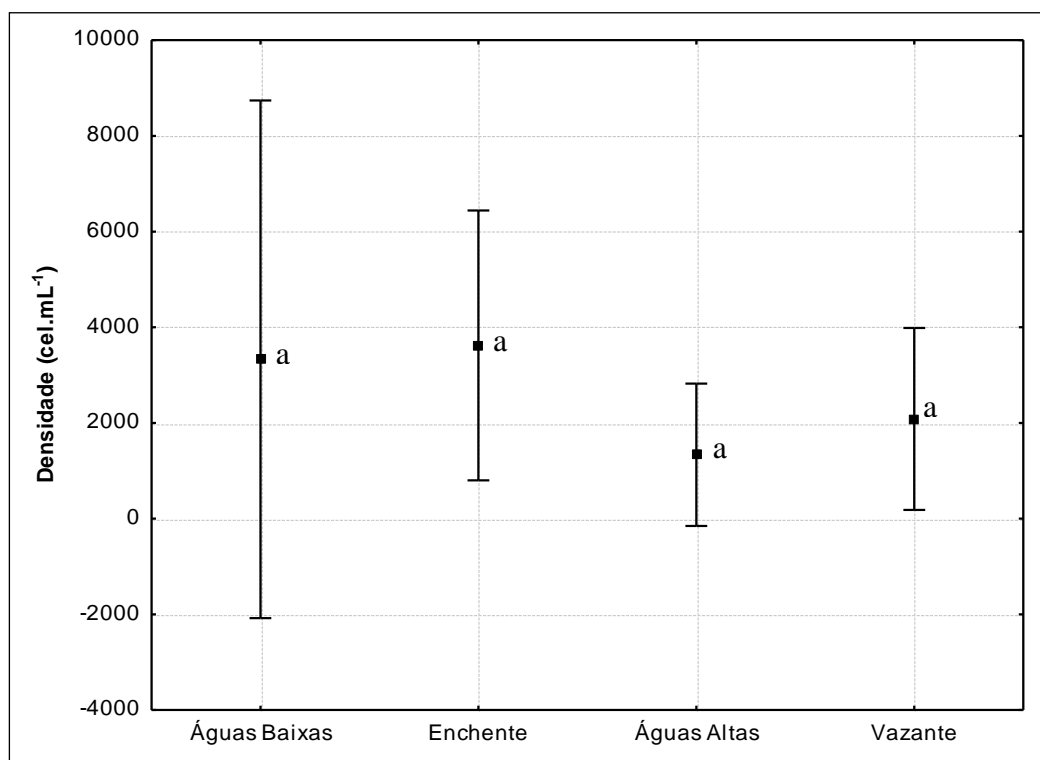


Figura 20 – Flutuação da densidade de cianobactérias ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Contrariamente ao verificado no presente, Alves (2011) observou o efeito do pulso de inundação sobre a densidade de cianobactérias as quais predominaram durante o período de águas baixas no Lago Grande de Curuai (PA).

Melo e Huszar (2000) verificaram forte influência do pulso de inundação sobre a ocorrência fitoplanctônica no Lago Batata, onde durante o período de águas altas a comunidade fitoplanctônica esteve rarefeita. Estes autores obtiveram estes resultados provavelmente devido a menor influência dos rios sobre estes lagos durante o período de estiagem, promovendo a maior estabilidade da coluna d'água, fator fundamental para o desenvolvimento de cianobactérias (Huszar *et al.*, 2000).

No período de águas baixas os táxons *Synechococcus* com densidade média $2.703 \pm 2.821 \text{ cel.mL}^{-1}$ e *Microcystis* com densidade média de $450 \pm 643 \text{ cel.mL}^{-1}$ corresponderam a 81% e 14% respectivamente da densidade do período. Os demais táxons representaram menos de 2% da densidade de cianobactérias nas águas baixas. No período de enchente o táxon *Synechococcus* apresentou a maior densidade média com $2.011 \pm 1782 \text{ cel.mL}^{-1}$ representando 56% da densidade de cianobactérias seguido dos gêneros *Merismopedia* com $454 \pm 663 \text{ cel.mL}^{-1}$ (13%) e *Dolichospermum* com $401 \pm 648 \text{ cel.mL}^{-1}$ (11%). Os outros táxons estiveram com menor participação no percentual de células de cianobactérias, estando com contribuição celular $\leq 7\%$. Durante as águas altas os táxons mais abundantes foram *Synechococcus* com densidade média de $579 \pm 775 \text{ cel.mL}^{-1}$, *Microcystis* com $407 \pm 723 \text{ cel.mL}^{-1}$ e *Merismopedia* com $256 \pm 255 \text{ cel.mL}^{-1}$, correspondendo a 43%, 31% e 19% respectivamente da densidade de cianobactérias no período. A contribuição percentual dos demais táxons para a densidade de cianobactérias neste período esteve $\leq 5\%$. Na vazante, assim como em todas as demais fases do pulso de inundação, o táxon *Synechococcus* obteve maior densidade, com densidade média $1.755 \pm 1.773 \text{ cel.mL}^{-1}$ respondendo por 84% de toda a densidade de cianobactérias do período. *Merismopedia* esteve com a segunda maior densidade média com $182 \pm 220 \text{ cel.mL}^{-1}$, correspondendo a 9% da densidade. Os demais táxons presentes contribuíram com densidades inferiores a 10% do total de cianobactérias.

Quanto aos níveis médios de clorofila-*a*, estes foram de $3,42 \pm 0,23 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ durante as águas baixas, alcançando $6,91 \pm 7,72 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ na enchente. No período de águas altas a concentração média de clorofila-*a* foi de $1,47 \pm 0,62 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ voltando a subir no período de vazante atingindo a média de $5,58 \pm 3,96 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 21).

Investigações das flutuações de clorofila-*a* no Lago Grande de Curuai (PA) (Alves, 2011), Rio Amazonas e Rio Tapajós (Novo *et al.*, 2005), evidenciaram que o pico de produção do fitoplâncton é alcançado no período de águas baixas. Todavia, no presente estudo, não se encontrou diferença com relação ao pulso de inundação e os níveis deste pigmento no Rio Tapajós (Clorofila-*a* - $F_{3,18} = 1,61$; $p = 0,22$).

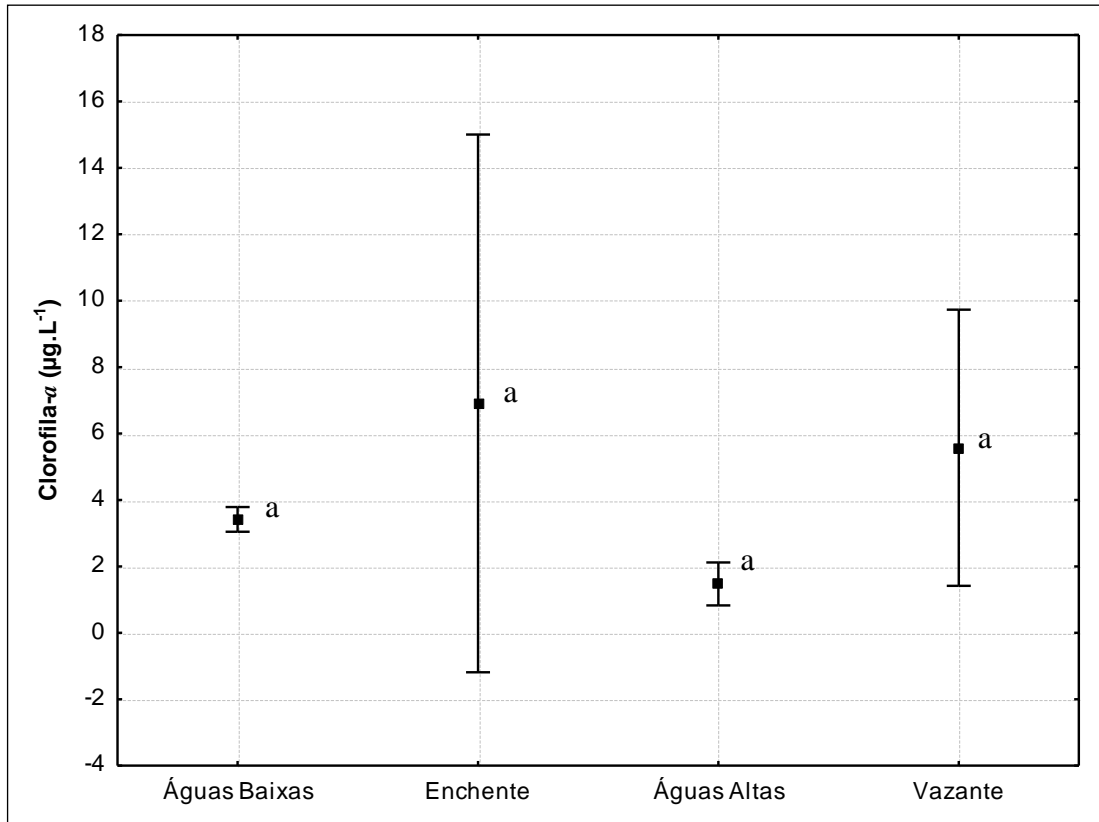


Figura 21 – Flutuação dos níveis de clorofila-*a* ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Durante o período de águas baixas a concentração média de microcistina foi de $0,054 \pm 0,013 \mu\text{g.L}^{-1}$. Na enchente, o nível médio de microcistina foi reduzido para $0,043 \pm 0,035 \mu\text{g.L}^{-1}$ voltando a subir durante o período de águas altas com média de $0,077 \pm 0,031 \mu\text{g.L}^{-1}$ e durante a vazante com concentração média de $0,055 \pm 0,024 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 22). Assim o padrão de distribuição das concentrações de microcistina apresentou um leve acréscimo durante o período de águas altas e de vazante. No entanto, não houve diferença nos níveis desta cianotoxina quanto ao pulso de inundação no Rio Tapajós (Microcistina - $F_{3,18} = 1,50$; $p = 0,25$).

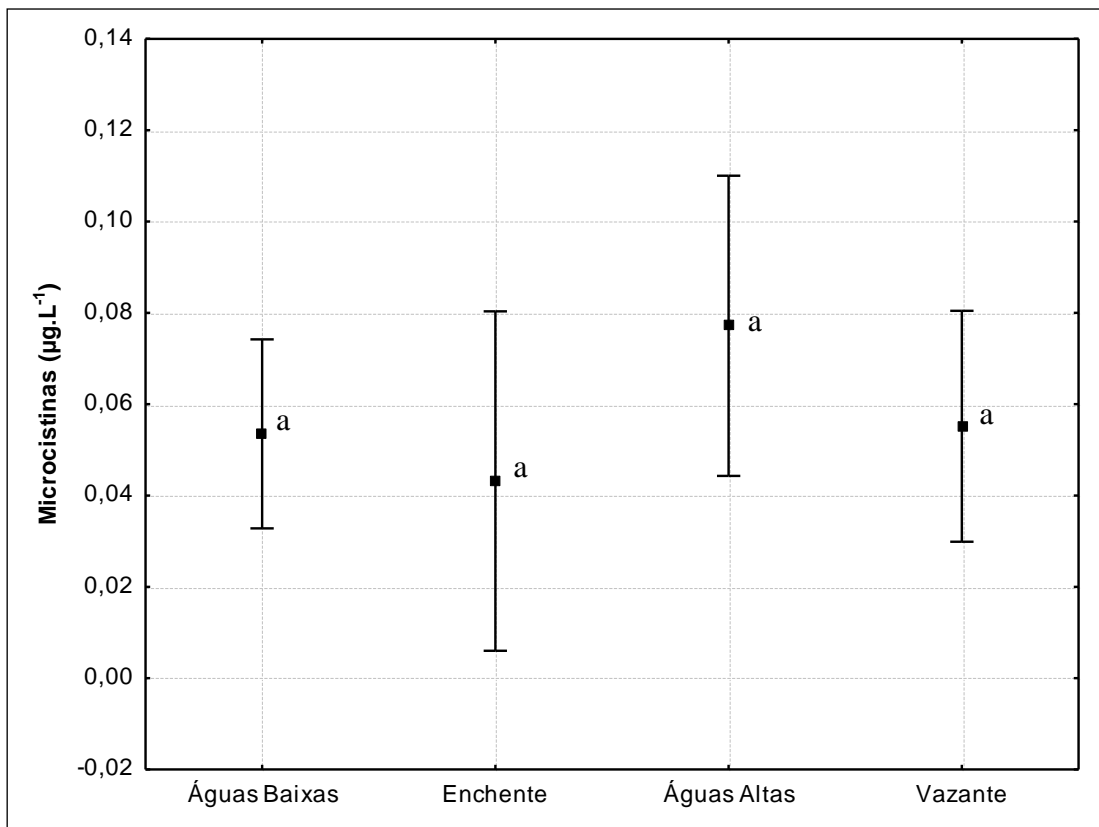


Figura 22 – Flutuação das concentrações de microcistina ao longo do pulso de inundação no Rio Tapajós durante o período de outubro de 2010 a setembro de 2011.

Sendo assim, dentre as variáveis biológicas investigadas no presente estudo, apenas a riqueza de cianobactérias foi influenciada significativamente pelo pulso de inundação, devido às alterações que este processo causa na limnologia abiótica do Tapajós, a qual induz o desenvolvimento de espécies com diferentes formas de adaptação a estas oscilações periódicas.

3.8 PADRÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Conforme mostra a Tabela 8, dos parâmetros analisados, somente o oxigênio dissolvido, com 3,9 mg.L⁻¹ durante o mês fevereiro, apresentou valores em discordância com os limites estabelecidos pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA 357/2005 para águas classe 2 (Balneabilidade) o qual é de no mínimo 5 mg.L⁻¹ O₂. Esta

redução do nível de O₂ se deve a maior quantidade de matéria orgânica presente no Rio Tapajós, pois a oxidação desta proporciona a redução de O₂ na água (Esteves, 2011). As coletas do presente estudo não coincidiram com nenhum evento de floração, portanto a densidade de cianobactérias não ultrapassou o valor estabelecido pela resolução (até 50.000 cel.mL⁻¹) uma vez que a maior densidade de cianobactérias foi de 6.299 cel. mL⁻¹ durante o mês de dezembro, correspondendo a cerca de 13% do valor máximo preconizado pela legislação. Todos os valores de clorofila-*a* estiveram abaixo do limite estabelecido pela resolução (até 30 ug.L⁻¹), sendo que as concentrações mais elevadas foram de 11,87 ug.L⁻¹ em março.

Com relação ao padrão de qualidade exigido pela Portaria do Ministério da Saúde-MS 2.914/2011 para águas classe 2 (Potabilidade), os resultados do presente estudo apontaram densidade de cianobactérias máxima de 6.299 cel. mL⁻¹ em dezembro, representando 31% do valor preconizado pela referida Portaria (até 20.000 cel.mL⁻¹). Detectaram ainda concentrações de microcistina com valor máximo de 0,103 µg.L⁻¹ durante o mês de abril, estando bem abaixo do valor máximo (1µg.L⁻¹) estabelecido por esta mesma Portaria, representando 10% deste valor.

Apenas a turbidez e a cor estiveram em discordância com os valores máximos estabelecidos pela referida portaria (até 5 UNT e 15 mg Pt/L respectivamente). Os valores mais elevados de turbidez e cor com 12 a 22 UNT e 35 a 70 mg Pt/L respectivamente, ocorreram no período chuvoso durante os meses de janeiro a maio de 2011(Tabela 9). As variações destes parâmetros podem ter sido causadas pela atividade das chuvas, pois por conta do material lixiviado para o rio ocorre o carreamento de material particulado em suspensão o qual é o principal responsável pela turvação da água, além de ocorrer à entrada de compostos dissolvidos os quais são responsáveis pela cor da água (Esteves, 2011).

Elevadas densidades de cianobactérias e dominância sobre o fitoplâncton autóctone com risco de toxicidade têm sido reportada em muitos lugares do mundo. Ao investigar a qualidade da água em ambientes lótico e lêntico no Rio Grande do Norte Câmara (2007) reportou a dominância de cianobactérias com densidade acima do limite estabelecido pelo Ministério da Saúde, no entanto a toxicidade do sistema não foi testada. Ao longo do Rio Waikato na Nova Zelândia houve a dominância de cianobactérias com densidade acima de 30.000 cel.mL⁻¹ com detecção de cianotoxina na água de abastecimento público, o que demandou elevado custo para o tratamento da água (Kouzminov *et al.*, 2007).

Tabela 8 - Densidade de cianobactérias, níveis de microcistina na água, e variáveis limnológicas, investigadas no Rio Tapajós, com seus respectivos valores máximos permitidos para águas classe 2 pela Resolução CONAMA 357/2005 (balneabilidade) e pela Portaria M.S. 2.914/2011 (potabilidade).

Parâmetros	out/10	nov/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11	V.M. P. RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005	V. M. P. Portaria M.S. 2.914/2011
Densidade de cianobactérias	2.477	4.185	6.299	2.881	2.439	1.907	2.169	521	1.315	595	4.136	1.522	até 50.000 cel/mL	20.000 cel/mL
Microcistinas	0,060	0,047	0,059	0,028	0,010	0,052	0,103	0,080	0,049	0,040	0,040	0,086	NF	1 µg/L
Clorofila-a	3,32	3,52	6,34	2,87	2,17	11,87	2,06	1,05	1,32	8,7	6,08	1,96	até 30 µg/L	NF
Amônia	0,00	0,00	0,00	0,26	0,27	0,12	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,0 mg/L, para pH 7,5 < 8,0	1,5 mg/L
Nitrato	0,02	0,01	0,04	0,23	0,28	0,15	0,12	0,08	0,01	0,01	0,01	0,01	10,0 mg/L	10,0 mg/L
Nitrito	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	1,0 mg/L	1,0 mg/L
Fósforo Total	0,004	0,064	0,008	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,001	0,003	0,003	0,1 mg	NF
pH	7,4	7,5	7,6	7,5	7,9	6,4	6,7	6,9	7,2	7,2	7,4	7,2	6,0 a 9,0	NF
Turbidez	12	10	2	18	18	22	14	12	9	6	6	7	até 100 UNT	5 UNT
Cor	24	5	0	70	70	37	35	65	34	19	5	0	até 75 mg Pt/L	15 mg Pt/L
STD	24,05	9,51	45,60	11,70	37,20	8,08	7,75	8,95	7,77	7,64	8,39	8,33	NF	1.000 mg/L
OD	4,6	6,5	5,8	6,4	3,9	6,5	6,1	6,4	5,8	6,1	6,6	6,8	não inferior a 5 mg/L O ₂	NF

Legenda: V.M.P.: Valor Máximo Permitido; NF: Não faz referência ; Densidade de cianobactérias (cel.mL⁻¹); Microcistinas (µg. L⁻¹); Clorofila-a: (mg.L⁻¹); Amônia (mg.L⁻¹); Nitrato (mg.L⁻¹); Nitrito (mg.L⁻¹); Fósforo total (mg.L⁻¹); pH: potencial hidrogeniônico; Turbidez (NTU); STD: Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L⁻¹); OD: Oxigênio Dissolvido (mg.L⁻¹).

No tocante a qualidade da água, o mês de abril, em função das altas concentrações de microcistina, foi considerado o mês em que as águas do Tapajós estiveram menos saudáveis sendo desaconselhável o consumo e o contato primário direto com a água.

Apesar da conformidade com os padrões estabelecidos pelas diretrizes da Resolução CONAMA 357/2005 e Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, a frequente presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, e microcistina verificadas no Rio Tapajós constitui fator de ameaça constante de exposição da população às cianotoxinas. Neste sentido, a população ribeirinha pode ser mais vulnerável, pois além de algumas utilizarem a água bruta do rio para o consumo diário, estas pessoas periodicamente têm suas residências invadidas pela água do Rio Tapajós, em função das oscilações no nível causadas pelo pulso de inundação, aumentando o risco de exposição às cianobactérias e conseqüentemente às cianotoxinas.

Embora ocorram, na maior parte dos casos, a identificação de cianobactérias e toxinas envolvidas em contaminação humana, os níveis da toxina associada ao malefício não têm sido estabelecido (Vasconcelos, 1995). Todavia sabe-se que a exposição prolongada a microcistina pode levar a uma maior incidência de câncer hepático (Chorus e Bartran, 1999; Azevedo, 1998), razão pela qual esta situação no Rio Tapajós deve ser considerada um alerta de saúde pública.

Peixes onívoros e planctívoros são os que mais bioacumulam microcistina, provavelmente devido à ingestão direta de células de cianobactérias (Magalhães *et al.*, 2001). Assim, a potencial acumulação de cianotoxinas na musculatura de peixes também deve ser considerada, pois para o Rio Tapajós Ferreira *et al.* (1998) descreveram 131 espécies de peixes comerciais de diferentes hábitos alimentares, sendo que dentre estas, 104 espécies são onívoras e/ou planctívoras as quais estão distribuídas nas ordens Clupeiformes, Characiformes, Siluriformes e Perciformes. O que demonstra a possibilidade de bioacumulação nestas e o potencial de exposição humana a estas toxinas via o consumo humano destas espécies. Sabendo que a exposição prolongada a microcistina pode causar efeitos de longo prazo na saúde humana (Chorus e Bartran, 1999), este contato pode afetar especialmente a população ribeirinha a qual rotineiramente ingere peixe capturado neste rio. Além disso, a presença de cianobactérias no Rio Tapajós pode comprometer sua utilização para fins recreativos e gerar impactos negativos sobre o turismo da região, podendo contribuir para o desaquecimento do setor econômico que gira em torno desta atividade.

4 CONCLUSÕES

A acentuada colonização humana, e o intenso uso do solo, especialmente da margem direita do Rio Tapajós, com atividades como agricultura mecanizada, pecuária e desmatamento têm afetado o ciclo dos nutrientes nesta bacia hidrográfica, a medida em que aumentam a concentração de nutrientes no sistema. Estes no ambiente aquático desencadeiam mudanças na limnologia do sistema, haja vista que da década de sessenta ao presente a condutividade elétrica elevou-se num fator de 2 vezes e a água do Tapajós tornou-se 1,2 m menos transparente. Esta variação evidencia o aporte de compostos orgânicos e inorgânicos no rio, propiciando um distúrbio no sistema com o desenvolvimento excessivo de cianobactérias. Sendo assim, a constante presença destes microorganismos em detrimento do fitoplâncton autóctone indica a severidade dos impactos causados pela exploração desordenada da área ao longo da bacia e configura-se em um alerta para a saúde pública.

Com exceção do mês de setembro, as cianobactérias predominaram em todo o período de estudo no Rio Tapajós. *Synechococcus* e *Microcystis* foram os gêneros mais frequentes, sendo *Synechococcus* o mais abundante. Níveis de microcistina foram detectados durante todos os meses amostrados e sua concentração máxima esteve associada à elevada proliferação de *Microcystis*, gênero potencialmente tóxico.

Dentre os parâmetros investigados, os que mais exerceram influência sobre a ecotoxicologia das cianobactérias foram a disponibilidade de nitrogênio e fósforo, a fraca intensidade do vento e a baixa cota do rio. Apesar de não ter sido encontrada diferença significativa quanto à sazonalidade, verificou-se que o incremento de cianobactérias concentrou-se principalmente no período das chuvas iniciais em que o carreamento dos afluentes decorrentes do escoamento superficial da área de drenagem tornou as águas do Rio Tapajós mais enriquecidas nutricionalmente com maiores aportes iônicos, principalmente de nitrogênio e fósforo.

O pulso de inundação exerceu influência significativa sobre a riqueza de cianobactérias, favorecendo o desenvolvimento de espécies com diferentes formas de adaptação as oscilações periódicas por ele causadas, ocorrendo no período de enchente a maior riqueza de cianobactérias.

No tocante a qualidade da água, apesar da conformidade com os padrões estabelecidos pelas diretrizes da Resolução CONAMA 357/2005 e Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, a frequente presença dos gêneros *Microcystis*, *Dolichospermum* e *Oscillatoria* (gêneros potencialmente tóxicos) somada à detecção de microcistina em todo o período de estudo, expõem a população ribeirinha e banhistas veranistas aos possíveis efeitos toxicológicos decorrentes do contato humano com estes microorganismos. Este cenário contribui para a redução das oportunidades de uso da água do Tapajós para fins básicos e essenciais além de comprometer sua utilização para fins recreativos e gerar impactos negativos sobre o turismo da região, podendo contribuir para o desaquecimento do setor econômico que gira em torno desta atividade. Além disso, o consumo de pescado com possíveis níveis traço de microcistina constitui uma potencial fonte de exposição humana à cianotoxina.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, C. P. P. **A dinâmica do fitoplâncton em uma várzea Amazônica – variações sazonal e nictimeral (Várzea do Lago Grande de Curuai – Pará, Brasil)**. Dissertação de Mestrado- Universidade Federal de Goiás, 2011.

AWWA – American Water Works Association. **Standard methods for examination of water and wasteWater**. 18Th. Washington: American Public Health Association, 2005. p. 9-26.

AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES D. L.; SANTOS, A. S.S. **Bio Estat 2.0: Aplicações estatísticas nas áreas de ciências biológicas e médicas**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, Brasília: CNPq. 272p, 2000.

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*. **Journal of Applied Phycology**, Belgium, v. 6, p. 261–265, 1994.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. **Med on line**, Rio de Janeiro, v. 01, p. 1–16, 1998. Disponível em: <http://www.medonline.com.br/med_ed/med3_microcis.htm>. Acesso em: 23/abr./2009.

BICUDO, E. de M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (Chave para identificação e descrição)**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2006. 502 p.

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. **Aquat. Microb. Ecol.**, v. 20, 285–287, 1999.

BRANCO, C. W., SENNA, P.A.C. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoa´ Reservoir, Brasília, Brazil. **Algological Studies**, v. 75, 85–96, 1994.

BRASIL. Agência Nacional das águas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?>>. Acesso em : 28/nov/10.

BRASIL. FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília-DF. 2003.

BRASIL. MS. Ministério da Saúde. Portaria 518 de 25 de março de 2004.

BRASIL. MS. Ministério da Saúde. Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011.

BRASIL. MMA Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Resolução 357, de 17 de Março de 2005.

BRASIL. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1497&id_pagina=1>. Acesso em: 15/out./11.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A. A.; SANTOS, A. C. A. dos. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RiMa, 2006. 118 p.

CÂMARA, F. R. A. **Demanda química de oxigênio, clorofila a e comunidade fitoplanctônica como indicadores da qualidade da água no Canal do Pataxó/RN**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 2007. 111p.

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

CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, v. 270, n. 1, p. 78-86, 1994.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: “The CyanoHABs”. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 7, n. 5, p. 1393-1407, 2001.

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

CHORUS, I. & BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** Londres: E & FN SPON, 1999. 400 p.

CHU, F. S.; Huang, X.; Wei, R. D.; Carmichael W. W. Production and Characterization of Antibodies Against Microcystins. **Applied Environmental Microbiology**, v. 55: p. 1928-1933, 1989.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical rain forests and coral reefs. **Science, New Series**, v. 199, n. 4335, p. 1303-1310, 1978.

DA COSTA, I. A. S.; SANTOS, A. P.; SILVA, A. A.; MELO, S. G.; MEDONÇA, J. M. S.; PANOSSO; ARAÚJO, M. F. F. Florações de algas nocivas: ameaça às águas potiguares. **Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Norte**, v. 1, n. 4, p. 14-16, 2006.

CUNHA, H. B.; PASCOALOTO, D. **Hidroquímica dos Rios da Amazônia.** Manaus: Centro Cultural dos Povos da Amazônia, 2006. 147 p.

DE SOUSA, E. B.; AMBRIZZI, T. Pentad precipitation climatology over Brazil and the associated atmospheric mechanisms. **Climanálise**, v.1, p. 1-20, 2003.

DOS SANTOS, A.C.A., CALIJURI, M.C., MORAES, E.M., ADORNO, M.A.T., FALCO, P.B., CARVALHO, D.P., DEBERDT, G.L.B. & BENASSI, S.F. Comparison of three methods for Chlorophyll determination: Spectrophotometry and Fluorimetry in samples containing pigment mixtures and spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography. **Acta Limnologia Brasiliensis**, v.15, n 3, p. 7-18, 2003.

ESCADA, M. I. S.; AMARAL, S.; RENNÓ, C. D.; PINHEIRO, T. F. **Levantamento do uso e cobertura da terra e da rede de infraestruturas no distrito florestal da BR-163.** INPE. São José dos Campos. 2009, p.54.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FALCONER, I. R.; BURCH, M. D.; STEFFENSEN, D. A.; CHOICE, M.; COVERDADE, O. R. Toxicity of the blue-green alga(cyanobacterium) *Microcystys aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. **Environmental Toxicology and Water Quality: An International**. v. 9, p. 131-139, 1994.

FERRÃO-FILHO, A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 32, n 2, p. 272-312, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S.; MOLICA, R.; AZEVEDO, S. M. F. O. Ecologia, ecofisiologia e Toxicologia de cianobactérias. **Oecologia Brasiliensis**, v. 32, n 2, p. 225-228, 2009.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. **Peixes Comerciais do médio Amazonas: região de Santarém-Pará**. Brasília: IBAMA, 1998. 211 p.

GOTELLI, N. J & COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n 4, p. 379-391, 2001.

GUYOT, J. L.; FILIZOLA, N. P.; GUIMARÃES, V. S. **Sexta campanha de medições de vazão e amostragem de água e sedimentos na bacia do rio Purus e no rio Amazonas**. Brasília: HiBAm,1997. 47 p.

GUYOT, J. L.; CALLÈDE, J.; SEYLER, P.; SANTOS, J. B. R.; SILVA, J. J.; SILVA, M. A. R.; RODRIGUES, M. S.; FILIZOLA, N. P. **Oitava campanha de medições de vazão e amostragem de água e sedimentos na bacia do rio Solimões e no rio Amazonas**. Brasília: HiBAm,1998. 93 p.

HUSZRAR, V. L.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P. SANT'ANNA, C.L.. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hidrobiologia**. v.424, p.67-77, 2000.

IBAÑEZ, M. S. R. Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. **Hydrobiologia**. v. 362. p. 79–83, 1998.

JARDIM, F. A. **Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA MG. Belo Horizonte**,

Dissertação de Mestrado - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais. 1999, p. 104.

JUNK, W. J., BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river floodplain systems. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, v.106. p. 110-127, 1989.

KAYA, K. Toxicology of microcystins. *In: Toxic Microcystis* (WATANABE, M. F.; HARADA, K. I.; CARMICHAEL, W. W.; FUJIKI, H., eds.). CRC Press, Boca Raton, p. 175-202, 1995.

KOUZMINOV, A.; RUCK, J. WOOD, S. A. New Zealand risk management approach for toxic cyanobacteria in drinking water. **Australian and New Zealand Journal of Public Health**, v. 31, n. 3, p. 275-281, 2007.

KUIPER-GOODMAN, T.; FALCONER, I.; FITZGERALD, J. Human health aspects. *In: Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health. Consequences, monitoring and management* (CHORUS, I. e BARTRAM, J. eds.). E & Spon, Londres, p. 114-153, 1999.

LEAL, A. C.; SOARES, M. C. P.; SILVA, C. A. M.; ALVES, M. M.; CARTÁGENES, P. R.B.; BENSABATH, G. Níveis da hepatoxina Microcistina em ambientes aquáticos de área rural, Ilha do Marajó, Pará, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 32 (supll), p. 448, 1999.

LEON, L.; Yunes, J. S. First report of a microcystin-containing bloom of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in the La Plata River, South America. **Environmental Toxicology**, v. 16, n. 2, p. 1-2, 2001.

LEFLAIVE, J.; TEN-HAGE, L. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins: special review. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 199-214, 2007.

LUND, J. W. G. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. **Biological Reviews**, v. 40, p. 231 - 293, 1965.

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

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO-FILHO, A. S. A Ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**; v. 22, n. 1, p. 63-76, 2000.

MIRANDA, R. G.; PEREIRA, S. F. P.; ALVES, D. T. V.; OLIVEIRA, G. R. F. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia- Rio Tapajós: Avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.4, n. 2, p. 75-92, 2009.

MOLICA, R. AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MONTEIRO, M. D. R.; MELO, N. F. A. C.; ALVES, M. A. M. S.; PAIVA, R. S. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. v. 4, n. 3, p. 341-351, 2009.

NOVO, E. M. L. M. BARBOSA, C. C. F. FREITAS, R. M. MELACK, J. SHIMABUKURO, Y. E. PEREIRA-FILHO. W. Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. In: **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil. INPE. p. 3175-3182, 2005.

PAERL, H. W.; TUCKER, J.; BLAND, P. T. Carotenoid enhancement and its role in maintaining blue-green (*Microcystis aeruginosa*) surface florações. **Oceanography**, v. 28, p. 847-857, 1983.

PAIVA, R. S.; LEÇA, E. E.; PASSAVANTE, J. Z. O.; CUNHA, M. G. G. S.; MELO, N. F. A. C. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). **Boletim do Musel Paraense Emílio Goeldi**. v. 2, n. 2, p. 133-146, 2006.

PETTERSON, K.; HERLITZ, E.; ISTVÁNOVICS, V. The role of *Gloeotrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. **Hydrobiologia**, v. 253, p. 123-129, 1993.

PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **J. Theor. Biol.**, v. 13, p. 131–144, 1966.

PORFIRIO, 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. **Microbiol**, v. 30, p. 278–285, 1999.

PREISENDORFER, R. W. Secchi disk science: visual optics of natural waters. **Limnol Oceanogr**. v. 31, p. 909-926, 1986.

REVIERS, B. **Biologia e Filogenia das algas**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 280 p.

REYNOLDS, C. S. Cyanobacterial water-blooms. In: CALLOW, J. (ed). **Advances in botanical research**. London: Academic Press., p 67-143, 1987

RUDORFF. C. M.; NOVO, E. M. L. M. GALVÃO, L. S. PEREIRA-Filho, W. Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazonica**. v. 37, n. 2, p. 269-280, 2007.

RUVIERI, V.; SHUNDO, L.; ALABURDA, J.; SABINO, M. Microcistinas em água de hemodiálise de clínicas do estado de São Paulo. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 63, n.2, p. 220-223, 2004.

SÁ, L. L. C.; VIEIRA, J. M. S.; MENDES, R. A.; PINHEIRO, S. C. C.; VALE, E. R.; ALVES, F. A. S.; JESUS, I. M.; SANTOS, E. C. O.; COSTA, V. B. Ocorrência de uma floração de cianobactérias tóxicas na margem direita do rio Tapajós, no Município de Santarém (Pará, Brasil). **Pan-Amaz. Saúde**, v.1, n. 1, p.159-166, 2010.

SANT'ANNA, C. L., AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, p. 359–385, 2000.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R. de. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C. L. MELCHER, S. S.; CARVALHO, M. C.; GEMELGO, M. P.; AZEVEDO, M. T. P. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n.1, p. 1-17, 2007.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, V. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, v. 126. p. 251-265, 2008.

SCHLESINGER, S. GUIMARÃES, E.; LERDA, D.; TEIXEIRA, E. Desafios e Oportunidades para a Produção de Soja Sustentável no Brasil. **Focus/Visão Brasil**. p. 1-10. 2010.

SCHMIDT. G. W. Primary Production of Phytoplankton in the Three Types of Amazonian Water. **Amazoniana**, v. 7, n. 3, p. 335-348, 1982.

SHANNON, C. E. and Weaver, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Illinois University Press, Urbana. 1963.

SILVA, R. A. **Levantamento da comunidade de cianobactérias em trechos do Rio Turvo Sujo, localizados nas proximidades da cidade de Viçosa, MG**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2008. 67 p.

SILVA, S. C. F. **Monitoramento de cianobactérias através da análise de densidade celular e clorofila-*a* no canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará, 2009. 46 p.

SIOLI, H. **Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. 3. ed. Petrópolis: Vozes, 1995. 72 p.

SIVONEN, K. Toxins produced by cyanobacteria. In: Miraglia, M. Van Egmond, H.; Brera, C.; Gilbert, J. (eds.), **Mycotoxins and Phycotoxins - Development in Chemistry, Toxicology and Food Safety**. EUA, p. 547-586, 1998.

SOARES, M. C. S. **Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: Uma batalha pelágica**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. 403 p.

SOARES, R. M. Toxicologia de Cianotoxinas: Microcistinas as Estrelas do Tema. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 259-271, 2009.

SONG, L.; CHEN, W.; PENG, L.; WAN, N.; GAN, N.; ZHANG, X. Distribution and bioaccumulation of microcystins in water columns: A systematic investigation into the environmental fate and the risks associated with microcystins in Meiliang Bay, Lake Taihu. **Water Research**. v. 41, n. 13, p. 2853–2864, 2007.

STRICKLAND, J. D. H. PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. Canada: Fisheries Research Board, 1968.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Sci. agric.**, Piracicaba, v. 59, n. 1, 2002 .

Top 10 beaches in Brazil. **The Guardian**. Disponível em: <<http://www.guardian.co.uk/travel/2009/apr/15/beach-brazil-top-10>>. Acesso em 20/04/2012.

TUNDISI, J.G.. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. ed. Rima: São Carlos, 2003. p. 248 p.

UHERKOVICH, G. Algen aus den Flüssen Rio Negro und Rio Tapajós. **Amazoniana**, v. 5, n. 4, p. 465-515, 1976.

UHERKOVICH, G. G. Algen aus einigen Gewässern Amazonies. **Amazoniana**, v. 7, n. 2, p. 191-219, 1981.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quatitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Ver. Limnol.**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VASCONCELOS, V. M. O. **Toxicologia de Cianobactérias. Distribuição de cianobactérias tóxicas e suas toxinas em águas doces portuguesas. Bioacumulação em bivalves.** Tese de Doutorado- Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto, 1995. 137 p.

VASCONCELOS, V. M. O. Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 32, n. 3, p.249-254, 1999.

VIANA, E. M. S. **Avaliação dos níveis de mercúrio total em esponjas na Região do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Brasil.** Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Pará, Santarém, Pará, 2009. 51 p.

VIANA, J. S.; FONSECA, M. G. **Expansão de estradas e desmatamento em unidades de conservação do município de Belterra, Pará.** Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal. INPE. p. 1573-1579, 2009.

VIEIRA, J.M.S., AZEVEDO, M.T.P., AZEVEDO, S.M.F.O., HONDA, R.Y., CORRÊA, B. Microcystin production by Radiocystis fernandoi (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v. 42, p. 709–713, 2003.

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**, v. 45, p. 901–909, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e tratamento dos esgotos.** 3. ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

WATANABE M.F. & OSHI, S. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. **Applied Environmental Microbiology**, v. 49, p. 1342-1344, 1985.

WEBSTER, I. T.; HUTCHINSON, P. A. Effect of wind on the distribution of phytoplankt cells in lakes resisited. **Limnology and Oceanography**. v. 39, p. 365-373, 1994.

YOO, R. S.; CARMICHAEL, W. W.; HOENH, R. C.; HRUDEY, S. E. **Cianobacterial (Blue-Green algal) Toxins: A resource Guide**. American Water Works Association-Research Foundation, USA, 1995. 229 p.

YUNES, J. S.; SALOMON, P. S.; MATTHIENSEN, A.; BEATTIE, K.; RAGGETT, S. L.; CODD, G. A. Toxic blooms of cyanobacteria in the lagoon estuary, southern Brazil. **J. Aq. Ecos. Health.**, v.5, p. 223-229, 1996.