

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

SIMONE VIEIRA DA SILVA

**IDENTIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE
DE CIANOBACTÉRIAS DO LAGO DO AMOR E DA REPRESA DE
ABASTECIMENTO GUARIROBA (CAMPO GRANDE, MS)**

CAMPO GRANDE – MS

2012

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

SIMONE VIEIRA DA SILVA

**IDENTIFICAÇÃO E AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE
DE CIANOBACTÉRIAS DO LAGO DO AMOR E DA REPRESA DE
ABASTECIMENTO GUARIROBA (CAMPO GRANDE, MS)**

*Dissertação apresentada para obtenção do
grau de Mestre no Programa de
Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul*

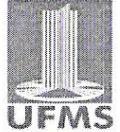
**Orientador: Prof. Dr. William Marcos da Silva
Co-orientador: Prof. Dr. Ronaldo Leal Carneiro**

CAMPO GRANDE – MS

2012



Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
CPG - Coordenadoria de Pós-Graduação
SIGPOS - Sistema de Gestão de Pós-Graduação



Ata de Defesa de Dissertação
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais
Mestrado

Aos dezessete dias do mês de janeiro do ano de dois mil e doze, às catorze horas, na Sala de Aula do PGTA, da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, reuniu-se a Banca Examinadora composta pelos Professores: William Marcos da Silva (UFMS), Kennedy Francis Roche (UFMS), Ernani Pinto Junior (USP) para julgar o trabalho da aluna: **SIMONE VIEIRA DA SILVA**, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Curso de Mestrado, da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, apresentado sob o título "Identificação e avaliação da toxicidade de cianobactérias do lago do amor e da represa de abastecimento Guariroba". O presidente da Banca Examinadora, William Marcos da Silva, declarou abertos os trabalhos e agradeceu a presença de todos os Membros. A seguir, concedeu a palavra à aluna que expôs sua Dissertação. Terminada a exposição, os senhores membros da Banca Examinadora iniciaram as arguições. Terminadas as arguições, o presidente da Banca Examinadora fez suas considerações como orientador. A seguir, a Banca Examinadora reuniu-se para avaliação, e após, emitiu Parecer expresso conforme segue:

EXAMINADOR	ASSINATURA	AVALIAÇÃO
Prof. Dr. William Marcos da Silva		APR
Prof. Dr. Kennedy Francis Roche		APR
Prof. Dr. Ernani Pinto Junior		APROVADA
Profa. Dra. Maria Helena Andrade (Suplente)		

RESULTADO FINAL:

Aprovação

Aprovação com revisão

Reprovação

OBSERVAÇÕES:

Nada mais havendo a ser tratado, o Presidente declarou a sessão encerrada e agradeceu a todos pela presença.

Assinaturas:

Orientador

Aluna

Dedico:
Aos meus pais, Narciso (in memoriam) e Antônia, e aos meus irmãos; que com seus exemplos de vida e apoio, me fizeram seguir sempre em frente na busca de meus ideais.

Agradecimentos

À Deus, por tudo que colocaste e colocas na minha vida, que é maravilhosa e intensa.

Ao programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais; a CAPES pela concessão da bolsa e ao CNPq, pelo financiamento do projeto.

Ao professor William Marcos da Silva pela orientação, auxílio e amizade.

Ao professor Kennedy Francis Roche pelas boas dicas, atenção e pela participação na banca examinadora.

Ao professor Ernani Pinto, por permitir o uso do laboratório para análise de toxinas, por me auxiliar em todos os momentos em que estive presente na USP e pela participação na banca examinadora.

Ao professor Ronaldo Carneiro por me co-orientar e por ser ponte para o “novo”.

Ao professor Nobuyoshi pela liberação dos materiais, aparelhos e barco.

Aos pesquisadores César Miranda e Wilson Koller, por serem meus amigos, por me auxiliarem na pesquisa e por me alertarem, sempre que foi possível.

Ao Marcelo Campos, por me ensinar a fazer as análises, pelo apoio, pela amizade!

Aos meus estagiários queridos, Juliana, Rodrigo e Murilo que me acompanharam de sol a chuva em todas as coletas.

Aos amigos Mayara e Helton, pelas infinitas caronas, pelo companheirismo e por me agüentarem nos meus piores e melhores momentos.

As minhas amigas Hellen, Talita, Dayene e Livia pela amizade e favores que somados foram importantes para o meu trabalho e vida.

Ao meu amigo João Paulo, pelo amor, paciência, segurança e por sempre me mostrar que seria possível.

E por fim, ao meu tesouro, meu presente de Deus, minha FAMÍLIA.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	IV
AGRADECIMENTOS	V
SUMÁRIO	VI
LISTA DE FIGURAS	Vii
LISTA DE TABELAS	XI
RESUMO	XII
ABSTRACT	XIII
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Cianobactérias e cianotoxinas	1
1.2. Caracterização da área de estudo	6
1.2.1. Represa Guariroba	7
1.2.2. Represa Lago do Amor	9
2. OBJETIVOS	12
2.1. Geral	12
2.2. Específicos	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1. Coletas de amostras	13
3.2. Parâmetros Físico-químicos e variáveis climatológicas	15
3.3. Parâmetros Biológicos	16
3.3.1. Identificação e quantificação de cianobactérias	16
3.3.2. Índice de Estado Trófico – IET	16
3.3.3. Testes Ecotoxicológicos	18
3.3.4. Determinação de cianotoxinas na água por Cromatografia Líquida de alta Eficiência (HPLC)	18
3.4. Análises estatísticas	20
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4.1. Variáveis Climáticas	21
4.2. Variáveis físicas e químicas	24
4.2.1. Transparência	24
4.2.2. Turbidez e Sólidos Suspensos	28
4.2.3. Temperatura	30
4.2.4. Oxigênio Dissolvido	32
4.2.5. pH e Condutividade	34
4.2.6. Nitrogênio	36
4.2.6. Fósforo	37
4.3. Índice de Estado Trófico – IET	40
4.4. Correlação entre as variáveis limnológicas (ACP)	41
4.5. Resultados Biológicos	44
4.6. Testes Ecotoxicológicos com <i>Daphnia similis</i> e determinação de cianotoxinas na água por Cromatografia Líquida de alta Eficiência - HPLC	47

5. CONCLUSÕES	52
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01: Principais toxinas produzidas por cianobactérias. <i>Fonte:</i> Bortoli, 2011	5
FIGURA 02: Localização da Represa Guariroba, Campo Grande-MS.	8
FIGURA 03: Evolução do uso da terra.	9
FIGURA 04: Localização do Lago do Amor. O campus da UFMS em Campo Grande, MS, se localiza entre as regiões urbanas do Anhanduizinho e Bandeira. (Adaptado de Guedes, 2009).	11
FIGURA 05: Pontos de coleta na Represa de contemplação Lago do Amor	13
FIGURA 06: Pontos de coleta na Represa de abastecimento Guariroba.	14
FIGURA 07: Amostragem fitoplanctônica no Guariroba (A) e no Lago do Amor (B).	15
FIGURA 08: Esquema representativo do HPLC com pós-coluna de oxidação e unidade de detecção de fluorescência para análise de saxitoxinas. (Diener et. al. 2006).	19
FIGURA 09: Variação de pluviosidade nas semanas de coleta e pluviosidade acumulado mês durante o período estudado, na represas Lago do Amor.	22
FIGURA 10: Variação de pluviosidade nas semanas de coleta e pluviosidade acumulado mês durante o período estudado, na represa e Guariroba	23
FIGURA 11: Limites do Lago do Amor ao longo dos anos.	24
FIGURA 12: Profundidade atual do Lago do Amor.	25
FIGURA 13: Planta de equiprofundidades da represa Guariroba.	27
FIGURA 14: Variação de sólidos suspensos totais (SST); sólidos suspensos fixos (SSF) sólidos suspensos voláteis e turbidez durante o período estudado no Lago do Amor.	29
FIGURA 15: Variação de sólidos suspensos totais (SST); sólidos suspensos fixos (SSF); sólidos suspensos voláteis e turbidez durante o período estudado na represa de abastecimento Guariroba.	30
FIGURA 16: Valores de temperatura (°C) nas estações de coleta das represas Guariroba e Lago do Amor, durante o período de estudo.	31
FIGURA 17: Variação de oxigênio dissolvido (OD) no Lago do Amor e na represa Guariroba nos meses estudados	33

FIGURA 18: Variação de pH e condutividade elétrica durante o período estudado, no Lago do Amor e no Guariroba.	35
FIGURA 19: Valores de Nitrogênio Total nas duas represas estudadas durante o período estudado.	37
FIGURA 20: Relação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais no verão e no inverno nas represas Lago do Amor e Guariroba	39
FIGURA 21: Variação do IET calculado por fósforo total durante o período amostral nas duas represas.	40
FIGURA 22: Componentes principais de dois períodos amostrais (inverno e verão) com base na correlação de 12 variáveis físico-químicas obtidos na represa de contemplação Lago do Amor.	42
FIGURA 23: Componentes principais de dois períodos amostrais (inverno e verão) com base na correlação de 12 variáveis físico-químicas obtidos na represa de abastecimento Guariroba.	43
FIGURA 24: Relação entre a densidade média de cianobactérias e suas frequências de ocorrência em amostras da represa de contemplação Lago do Amor no verão e no inverno.	46
FIGURA 25: Relação entre a densidade média de cianobactérias e suas frequências de ocorrência em amostras da represa de abastecimento Guariroba no verão e no inverno.	47
FIGURA 26: Exemplo de Cromatogramas obtidos por HPLC em amostra das represas Guariroba e Lago do Amor para verificar a ocorrência de Cilindrospermopsina A. Comparação entre diferentes amostras e padrão de Cilindrospermopsina. Método utilizado Welker et al. (2002).	48
FIGURA 27: Exemplo de Cromatogramas obtidos por HPLC em amostra das represas Guariroba e Lago do Amor para verificar a ocorrência de Microcistinas; A. Comparação entre diferentes amostras e padrões de Microcistinas; B. Espectro de absorção da microcistinas. MC-RR= microcistina-RR; MC – LR= microcistinas-LR. Método utilizado. Lawton et. al. (1994).	49
FIGURA 28: Exemplo de Cromatogramas obtidos por HPLC em amostra das represas Guariroba e Lago do Amor para verificar a ocorrência de Saxitoxinas; A. Comparação entre diferentes amostras e padrões de G-toxinas; B. Comparação entre diferentes amostras e padrões de Saxitoxinas. Método utilizado, Diener et al. (2006).	50

LISTA DE TABELAS E QUADROS

QUADRO 01: Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado por Lamparelli (2004). 20	17
TABELA 01: Parâmetros analíticos e técnicas utilizadas.	15
TABELA 02: Comparativo dos valores de Transparência de Secchi em 2005 a 2006 e em 2010 a 2011.	26
TABELA 03: Valores de Fósforo Total nas duas represas estudadas durante o período estudado.	38

RESUMO

SILVA, S. V. (2012). *Identificação e Avaliação da Toxicidade de Cianobactérias do Lago do Amor e da Represa de Abastecimento Guariroba (Campo Grande, MS)*

Neste estudo, são investigadas a presença de cianobactérias e suas toxinas produzidas em uma represa urbana e em uma represa de abastecimento público no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. O período de estudo compreende Agosto, Outubro e Novembro de 2010 e Janeiro, Fevereiro e Março de 2011. Amostras foram coletadas em profundidades representativas a lâmina d'água; a 0,30 m; a 0,60 m; a 1,20 m; 1,80 m e 2,40 m. Em cada data de amostragem, foram obtidos os valores de condutividade, pH, temperatura do ar, temperatura da água, transparência de Secchi, N, P, oxigênio dissolvido, acidez, turbidez, série de sólidos. A toxicidade das águas das diferentes estações nas duas represas foram analisadas através de testes ecotoxicológicos por exposição de neonatos de *Daphnia similis* a diferentes diluições das amostras e por determinação em Cromatografia Líquida de alta Eficiência (HPLC). Verificou-se a ocorrência de cianobactérias em todos os ambientes estudados. Foram observados cinco gêneros de cianobactérias, sendo quatro no Lago do Amor (*Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Planktothrix* sp.) e dois no Guariroba (*Oscillatoria* sp., *Lyngbya* sp.). Os testes de toxicologia em microcrustáceos *Daphnia similis* e toxicidade determinada em HPLC foram negativos em 99% das amostras para as duas represas. A quantidade e distribuição estacional de chuvas atípicas no período avaliado influenciaram negativamente os parâmetros limnológicos favoráveis a diversidade e densidade de cianobactérias nos dois ambientes estudados, por diluição de conteúdos e rápida troca de água nos sistemas.

Palavras-Chave: Florações Tóxicas, Limnologia, Região Centro-Oeste, Reservatórios tropicais.

ABSTRACT

SILVA, S.V. (2012). *Identification and evaluation of the toxicity of cyanobacteria from lake “Lago do Amor “ and Guariroba supply reservoir (Campo Grande, MS, BRazil*

In this study we investigated the presence of cyanobacteria and their toxins produced in a dam and a dam urban public water supply in the city of Campo Grande, Mato Grosso do Sul. The study was conducted in August, October and November 2010 and January, February and March 2011. Samples were collected at depths representative water depth; a 0,30 m; a 0,60 m; a 1,20 m; 1,80 m e 2,40 m. At each sampling date, we obtained the values of conductivity, pH, air temperature, water temperature, Secchi transparency, N, P, dissolved oxygen, acidity, turbidity, solids series. The toxicity of water from two dams in different seasons were analyzed using ecotoxicological tests by exposure of neonates of *Daphnia similis* different dilutions of samples and determination by high performance liquid chromatography (HPLC). There was the occurrence of cyanobacteria in all environments. We observed five genera of cyanobacteria, four in Lake of Love (*Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Aphanizomenon* sp. and *Planktothrix* sp.) and two in Guariroba (*Oscillatoria* sp., *Lyngbya* sp.). The toxicology tests on microcrustaceans *Daphnia similis* and toxicity determined by HPLC were negative in 99% of the samples for the two dams. The amount and seasonal distribution of rainfall during the period evaluated atypical negatively influenced limnological parameters in favor of diversity and density of cyanobacteria in both environments studied by dilution of content and rapid water exchange systems.

Key-words: Limnology, Midwest Region, Toxic blooms, Tropical reservoir.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Cianobactérias e cianotoxinas

A ocupação desordenada das bacias hidrográficas, em decorrência do crescimento populacional, aliado ao desenvolvimento de atividades agrícolas e industriais, tem provocado de forma abrangente, à eutrofização de diversos sistemas aquáticos, inclusive mananciais usados como fonte de água no abastecimento público. A eutrofização ou envelhecimento natural é um dos estados de sucessão dos ecossistemas de lagos, represas ou grandes porções de água, que ocorre ao longo dos anos. É o processo que resulta no enriquecimento do ambiente aquático com nutrientes, principalmente compostos contendo nitrogênio, fósforo, potássio, carbono e ferro. Naturalmente, seriam necessários séculos para que um ambiente oligotrófico (baixas concentrações de nutrientes) passasse a apresentar condições hipertróficas (altas condições de nutrientes). No entanto, com a intervenção humana esse processo é acelerado e observado em poucas décadas (ESTEVES, 1998; BIANCHI et al. 2000). Assim, os nutrientes inorgânicos e substâncias orgânicas geradas pelo homem, principalmente na forma de efluentes domésticos, industriais, cargas difusas urbanas e agrícolas, são acumulados dentro da região hidrográfica, promovendo condições ideais para o desenvolvimento cada vez maior de populações fitoplanctônicas, principalmente de florações algais e de cianobactérias.

As cianobactérias, também conhecidas como cianofíceas ou algas azuis, são micro-organismos aeróbios, uni ou pluricelulares, coloniais ou filamentosas, capazes de sintetizar cianotoxinas. São fotoautotróficos e necessitam basicamente de luz, água, dióxido de carbono e substâncias inorgânicas para manter seu metabolismo. Apresentam uma ampla diversidade de formas devido às adaptações morfológicas e bioquímicas adquiridas ao longo de sua escala evolutiva. Estima-se que tenham surgido há cerca de 3,5 bilhões de anos, através da descoberta de fósseis em rochas sedimentares, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994).

São bactérias por serem procariontes, por não possuírem membrana envolvendo o núcleo, ausência de plastos, mitocôndrias, sistemas de Golgi e retículo endoplasmático. Apresentam substâncias de reserva, grânulos de cianoficina, carboxissomos, subunidades ribossômicas 16S e 23S, material genético disperso no citoplasma, bem como, pigmentos

de clorofila-*a* (verde), fotossistemas I e II, carotenóides (amarelo-laranja), ficobilissomos com pigmentos acessórios ficoeritrina (azul), ficocianina (vermelho) e aloficocianina (azul), que atuam na captação de luz para fotossíntese. Algumas espécies podem apresentar mais de um tipo de pigmento, fato que explica a existência de cianobactérias das mais variadas cores (AZEVEDO & SANT'ANNA, 2006; CARMICHAEL, 1994; CHORUS & BARTRAM, 1998; RIVIERS, 2006).

Quatro ordens compõem a divisão das Cyanobacterias; as *Chroococcales* e *Oscillatoriales* que possuem somente células vegetativas nos organismos representantes e as ordens *Nostocales* e *Stigonematales* que apresentam células vegetativas e células diferenciadas em heterócito e acineto (AZEVEDO & SANT'ANNA, 2006; RIVIERS, 2006). O heterócito é especializado na fixação de nitrogênio atmosférico, sendo originado de células vegetativas que espessam a parede celular, perdem parte de seu conteúdo citoplasmático e desenvolvem pequenas zonas salientes, chamadas nódulos polares, direcionadas para o interior da célula que permitem a comunicação com células vegetativas vizinhas. Já o acineto, é uma célula de resistência que se desenvolve quando as condições no ambiente não estão favoráveis. Da mesma forma do heterócito, esta célula se origina de uma célula vegetativa que espessa a parede celular, aumenta de tamanho e estoca grandes quantidades de substâncias de reserva. Os acinetos permanecem vivos e germinam quando as condições ambientais favorecerem o desenvolvimento dos tricomas (AZEVEDO & SANT'ANNA, 2006; RIVIERS, 2006; BORTOLLI, 2011). A reprodução desses organismos é assexuada, podendo variar na sua forma, ocorrendo geralmente por fissão binária ou múltipla, em diferentes planos de divisão para as formas coloniais e por fragmentação do tricoma, para as espécies filamentosas (CARMICHAEL, 1994; CHORUS & BARTRAM, 1998).

A capacidade de crescimento nos mais diferentes habitats é uma das características marcantes das cianobactérias. Ocorrem principalmente em ambientes aquáticos, em águas permanentes ou temporárias, além de estarem presentes em solos, rochas, gelo e neve, bem como, associados simbioticamente a outros organismos (líquens, pteridófitas, gimnospermas, briófitas e protozoários) auxiliando na fixação de nitrogênio (FUNASA, 2003; MACEDO & MOLINA, 2008). A presença desses microorganismos em ambientes tão diversos e distintos deve-se às várias estratégias metabólicas que utilizam e que podem explicar seu sucesso em responder rapidamente a

alterações na qualidade da água de represas e lagos naturais, tornando-se dominantes na comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 2006).

As florações de cianobactérias são estimuladas por fatores físicos e químicos tais como pH de 6 a 9, temperatura da água entre 15 a 30°C, ambientes com pouca luminosidade, elevadas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, baixas concentrações de CO₂, além de aerótopos que auxiliam na flutuação (ou deslocamento vertical no interior da coluna d'água) (CHORUS e BARTRAM, 1999). Este conjunto de fatores promove condições ideais para o crescimento exagerado de cianobactérias (florações ou "*blooms*"), gerando conseqüências negativas sobre a eficiência e custo do tratamento da água de mananciais de abastecimento público (CHORUS e BARTRAM, 1999; FALCONER, 1994; FUNASA, 2003). Algumas espécies, por exemplo, apresentam a capacidade de produzir metabólitos secundários, tais como a geosmina e o isoborneol, que geram gosto e odor desagradáveis à água; e, cianotoxinas que após serem sintetizadas no citoplasma celular, permanecem dentro da célula, sendo liberados na água após a lise ou morte celular do organismo, afetando a saúde humana, tanto por ingestão de água (principal via de intoxicação), como por contato em atividades de recreação no ambiente aquático, ou ainda, por consumo de peixes, mexilhões ou outros frutos do mar (DITTMANN & WIEGAND, 2006; HUNDELL, 2008). Por outro lado, as cianobactérias têm sido estudadas com diferentes interesses farmacêuticos, alimentícios e agrícolas, por apresentarem elevado teor nutritivo, possível potencial farmacológico e pela influência que exercem sobre a fertilidade de solos e águas (REPKA *et al.* 2004; GOMES *et al.*, 2009).

No entanto, o principal interesse e estudos sobre os impactos no meio ambiente envolvendo cianobactérias estão voltados para o entendimento e compreensão dos fatores ambientais que podem influenciar ou mesmo controlar a produção desses metabólitos. Por isso, busca-se compreender os mecanismos de ação e efeitos que contato com florações acarretariam à saúde pública (CARMICHAEL, 1988; HUNDELL, 2008).

Várias espécies de cianobactérias formadoras de florações produzem toxinas, com graves efeitos tóxicos (HUNDELL, 2008). Essas cianotoxinas constituem uma grande fonte de produtos naturais que, embora ainda não estejam claros os motivos de sua produção, têm sido relacionadas como sendo compostos que servem para proteção contra herbivoria desses microorganismos (CARMICHAEL, 1992). As cianotoxinas mais comumente descritas na literatura são anatoxinas, β -N-metilamino-L-alanina (BMAA),

cilindrospermopsinas, microcistinas, nodularinas e saxitoxinas. Estas podem ser hepatotóxicas (microcistinas e nodularinas e cilindrospermopsina), neurotóxicas, (anatoxinas, BMAA e saxitoxinas), citotóxicas (cilindrospermopsinas), além de algumas dermatotoxinas, irritantes ao contato (Figura 01) (FUJII *et al.*2002).

As hepatotoxinas são peptídeos cíclicos. As mais estudadas são as microcistinas, nodularinas e as cilindrospermopsinas, que inicialmente foi descrito como hepatotóxico, por atingir primeiro o fígado, mas atualmente já se sabe ser citotóxico, atingindo vários órgãos. Geralmente, são produzidas por espécies do gênero *Microcystis*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*, *Oscillatoria* e *Nostoc*, e agem no fígado, causando a desestruturação dos hepatócitos, levando as rupturas internas do órgão, podendo inclusive ser responsável pela formação de tumores (CHORUS e BARTRAM, 1999; SANT'ANNA & AZEVEDO, 2000).

As neurotoxinas são alcalóides produzidos por espécies do gênero *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria* e *Trichodesmium* (CHORUS e BARTRAM, 1999). Dentre as neurotoxinas mais estudadas estão as anatoxinas-a, anatoxinas-a(s), homoanatoxina-a e as saxitoxinas (CHORUS e BARTRAM, 1999). As neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade do potássio ou a resistência da membrana, o que pode levar à morte do organismo em poucas horas por parada respiratória, conforme a dosagem ou o tempo de exposição (CHORUS e BARTRAM, 1999; FALCONER,1994). E por último, as toxinas lipopolissacarídicas, que são características comuns de várias espécies de cianobactérias e responsáveis pelo efeito dermatotóxico (VAN PELDOORN *et al.*, 2007).

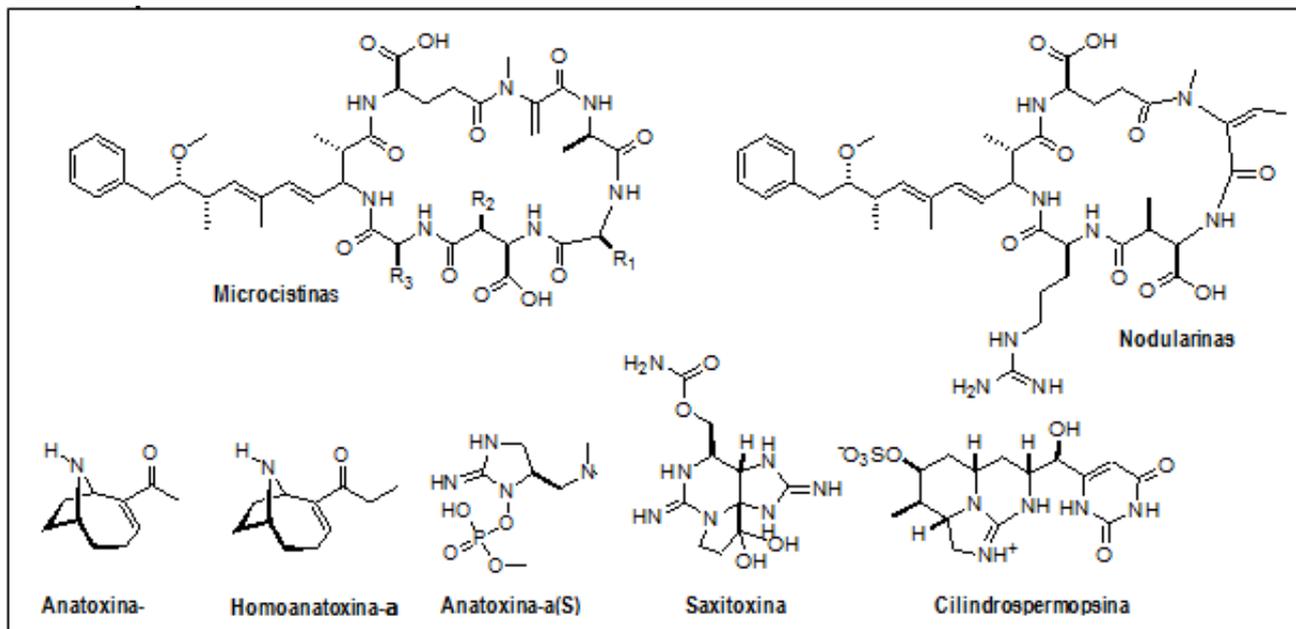


Figura 01. Principais toxinas produzidas por cianobactérias. *Fonte:* Bortoli, 2011.

Gêneros diferentes de cianobactérias podem produzir a mesma cianotoxina, como é o caso do gênero *Anabaena*, que pode produzir as cianotoxinas microcistina, anatoxina-a, saxitoxina, e gêneros diferentes como *Microcystis*, *Nostoc*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Hapalosiphon* podem produzir a mesma cianotoxina microcistina (JANSE *et al.*, 2004; BORTOLLI, 2011).

O mundo inteiro relatou e tem relatado muitos casos que evidenciam o risco que as cianobactérias representam para a saúde humana. Na Austrália, em 1979, 140 crianças e 10 adultos foram hospitalizados por ingestão de água contaminada com *Cylindrospermopsis raciborskii*. (BYTH, 1980). Garcia *et al.* (2004) relataram na Patagônia chilena, que dois pescadores após consumirem de 7 a 9 mariscos que continuam concentrações de 8575 µg de STX equiv/100g marisco, morreram após 3 a 4 horas da ingestão. No Brasil, em março de 1988, foram relatados 2000 casos de gastroenterite que resultaram na morte de 88 pessoas num período de 42 dias. No entanto, o primeiro caso confirmado de mortes humanas causadas por cianotoxinas, ocorreu em fevereiro de 1996, em Caruaru, no Estado de Pernambuco, quando 70 dos 110 pacientes renais crônicos que foram submetidos a sessões de hemodiálise, morreram após apresentarem sintomas de intoxicação por hepatotoxinas após tratamento de hemodiálise de rotina (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; POURIA *et al.*, 1998; CARMICHAEL *et al.*, 2001; TEIXEIRA *et al.*, 1993).

Em razão dos riscos de intoxicações e casos de mortes de pessoas envolvendo a presença de cianobactérias e suas toxinas em águas de abastecimento público no Brasil,

foi criada uma Portaria Federal (Portaria 518 do Ministério da Saúde) estabelecendo valores limites à presença destes organismos e suas cianotoxinas dissolvidas na água destinadas ao consumo humano (BRASIL, 2004). Ao contrário da organização mundial de saúde (WHO, 1998), que estabelece 1 µg de microcistina como limite máximo, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabelece limites de densidade máxima para cianobactérias por mL de água, sendo 50 mil células por mL o limite máximo. Em concordância ao recomendado pela OMS, foram estabelecidos valores guias de vigilância e alerta, e definidos procedimentos para o tratamento seguro de águas para o consumo humano isentas deste problema (BRASIL,2003). Como critérios para o monitoramento das cianobactérias foram baseados valores de densidades destes organismos (células/mL) na água bruta do manancial de abastecimento público, a confirmação da toxicidade destes organismos e presença de cianotoxinas (FUNASA, 2003). Todas as ações de manejo e controle operacional na planta de tratamento destas águas brutas aduzidas para estações de tratamento de água (ETA) estão fundamentadas e dependentes da precisão das informações geradas durante este monitoramento (FUNASA, op. cit.).

No estado de Mato Grosso do Sul, pouco se conhece sobre as populações de cianobactérias, com trabalhos restritos a poucas lagoas do Pantanal de Nhecolândia (SANT´ANNA & AZEVEDO, 2000) e ao Lago do Amor, represa de contemplação na cidade de Campo Grande, MS (FERRO et al. 2008, LOPES, 2009). Em amostras ambientais realizados pela empresa de saneamento do Estado (SANESUL), não foram registradas cianotoxinas em lagoas para captação de água (com. Pers.). Contudo, são poucos os dados e não se pode afirmar que não ocorram uma ou outra cianotoxina, no estado.

1.2. Área de estudo

A região de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, está localizada sobre basaltos da Formação Serra Geral pertencente ao Grupo São Bento, no contexto de borda da Bacia Sedimentar do Paraná (Mezozóico). Caracteriza-se por apresentar vegetação com predominância de gramíneas lenhosas com aptidão para agricultura e pastagem. Os solos são bem desenvolvidos, principalmente ácidos e ricos em alumínio e ferro, de baixa fertilidade e alta capacidade de fixação de fósforo. O clima é tropical úmido, caracterizado por duas estações principais: um verão quente e úmido (outubro a abril, misturados com um curto período seco em fevereiro) e um inverno ameno e seco, de maio a setembro

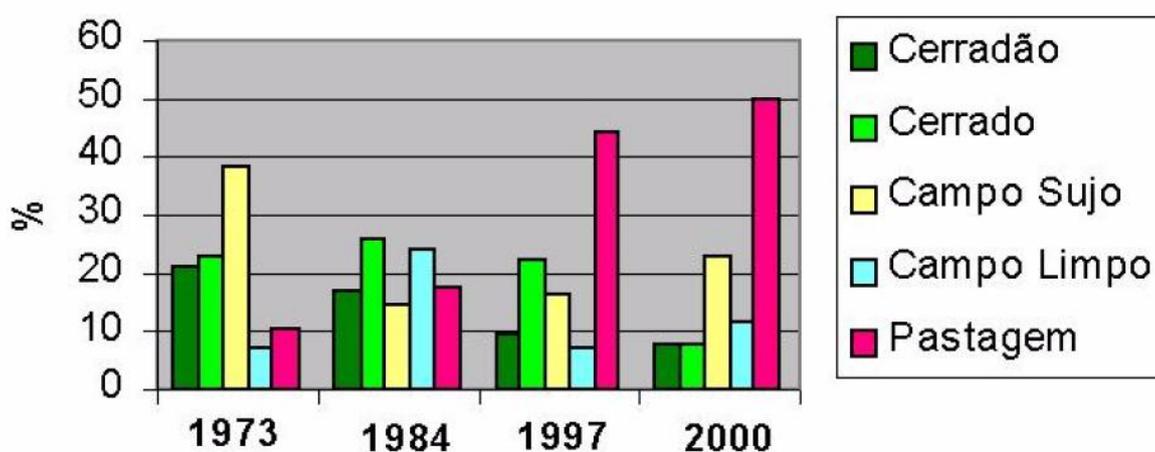
(OLIVEIRA-FILHO & BATES, 2002, KÖPPEN). A precipitação média anual situa-se em torno de 1.500 mm, com menores valores nos meses de junho a agosto (Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral de Mato Grosso do Sul- SEPLAN, 1990).

1.2.1 Represa Guariroba

A represa Guariroba, em operação desde 1987, situada na latitude 20°30'26.48"S, longitude 54°15'7.95"W, altitude 530m, é a principal fonte de abastecimento da população urbana do município de Campo Grande, MS, sendo responsável pelo abastecimento de aproximadamente 52% da população do município (Figura 02) (GUARIROBA, 2009).

Os recursos hídricos subterrâneos do manancial Guariroba estão relacionados a três formações geológicas existentes em Campo Grande, MS. A primeira e mais superficial, localiza-se a oeste da cidade e está relacionada aos arenitos do Grupo Bauru; a segunda abrange rochas da Formação Serra Geral e a terceira, encontra-se em nível profundo, contendo as rochas da formação Botucatu, que abriga o Aqüífero Guarani (GUARIROBA, 2009).

O uso do entorno está localizada em propriedades rurais apresentando como principal atividade econômica a criação de bovinos de corte, cria e recria, de forma extensiva (Figura 3). Isso tem gerado, de forma acelerada, a substituição da vegetação nativa por pastagens, com conseqüente retirada da vegetação ciliar em vários trechos ao longo dos córregos da bacia, para utilização da água em dessedentação de animais (GUARIROBA, 2009).



Fonte: Guariroba (2004)

Figura 03: Evolução do uso da terra.

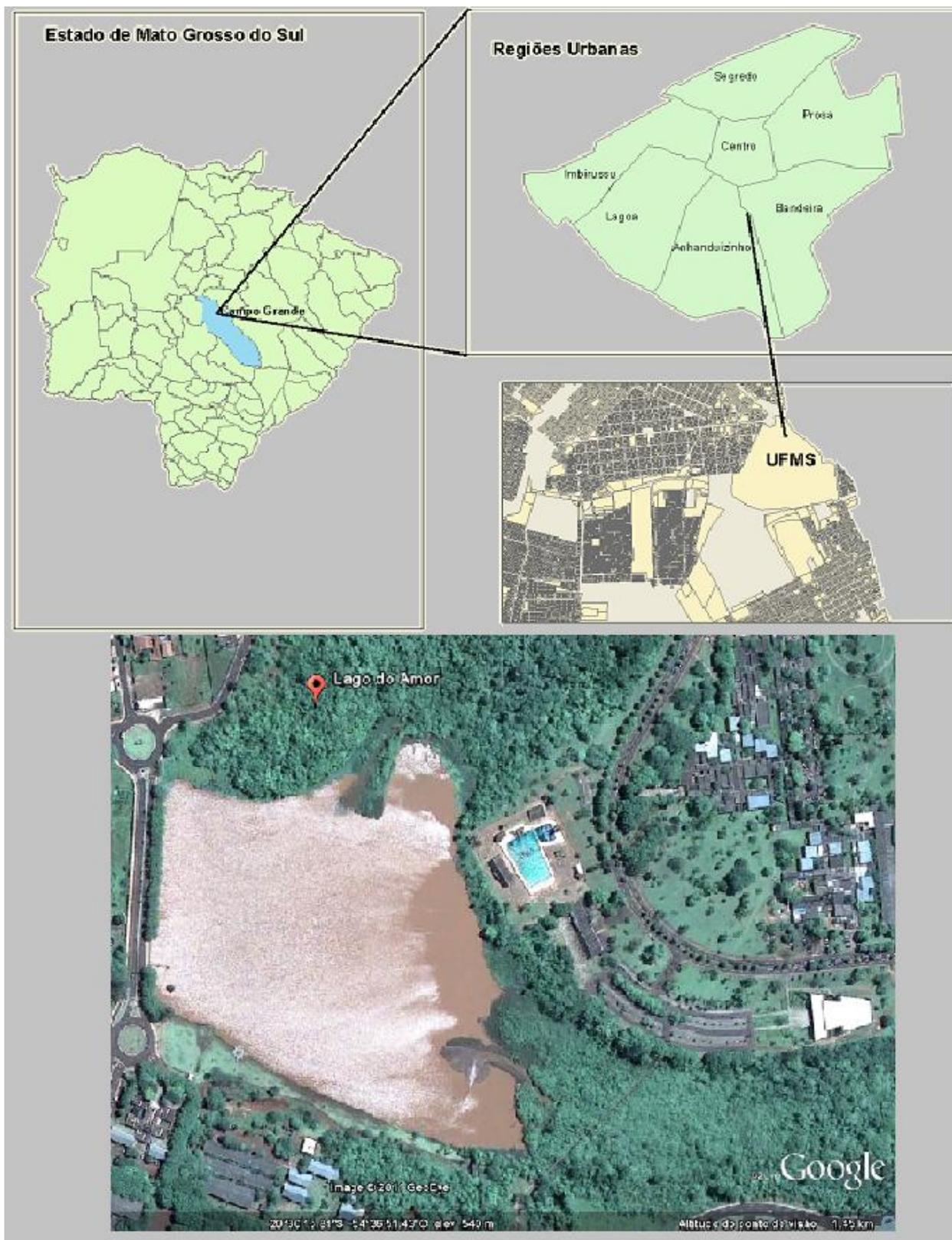
A utilização dessa prática rompeu o equilíbrio dinâmico, provocando um processo acentuado de assoreamento no Córrego Guariroba, e conseqüentemente na represa. Porém, devido aos problemas decorrentes das práticas agropastoris inadequadas, em 1995, foi criada a Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba (APA Guariroba), visando assegurar o uso adequado dos recursos naturais e recompor as áreas degradadas deste ambiente.

1.2.2 Represa Lago do Amor

O Lago do Amor, represa de contemplação, criado em 1968, no início da implantação do *Campus* da antiga UEMT (Universidade Estadual de Mato Grosso), atual UFMS (Universidade Federal de Mato Grosso do Sul), situada na latitude 20°30'12.07"S, longitude 54°37'0.15"W, é uma represa artificial formada pelo barramento dos córregos Cabaça e Bandeiras, integrantes da Bacia do Anhanduzinho (Bacia do Paraná), que cortam a cidade de Campo Grande, MS (Figura 04) (PITALUGA, 2002).

O lago é parte integrante da Reserva Biológica – RPPN da UFMS, tendo em seu entorno, fragmentos de mata ciliar original do Córrego Cabaça, trechos de vegetação marginal da reserva da UFMS, vegetação de cerrado descaracterizado, além de ser margeado por uma área urbana e residencial.

Devido o aporte de diferentes quantidades de resíduos, principalmente matéria orgânica, incluindo esgoto doméstico carreado pelos córregos que o margeiam, este ambiente é atualmente classificado como hipereutrófico (LOPES, 2009). Não há controle específicos de entradas ou descargas nos córregos, tampouco sobre as fontes pontuais e difusas de contaminantes no lago ou nos córregos. Entretanto, existem alguns programas de estudos em andamento para fazer o monitoramento da qualidade da água (LOPES, 2009).



Fonte: Adaptado de PITALUGA, (2002).

Figura 04. Localização do Lago do Amor. O campus da UFMS em Campo Grande, MS, se localiza entre as regiões urbanas do Anhanduizinho e Bandeira.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

- Identificar as cianobactérias e cepas produtoras de toxinas em duas represas de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

2.2. Específicos

- Identificar as cianobactérias tóxicas na represa de abastecimento Guariroba e na represa de contemplação Lago do Amor (Campo Grande-MS) nos períodos de estiagem e chuva;

- Verificar as condições limnológicas e suas interferências nas populações de cianobactérias nos ambientes estudados;

- Quantificar os grupos de cianobactérias;

- Avaliar a toxicidade em microcrustáceos (*Daphnia similis*).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Coleta de amostras

As amostras de água foram realizadas mensalmente durante seis meses no período de agosto de 2010 a março de 2011, sendo três meses no inverno (período de estiagem), três meses no verão (época de chuva) no Lago do Amor e quatro meses na represa Guariroba, uma no inverno e três no verão.

Foram definidos aleatoriamente, cinco pontos de coleta no Lago do Amor e quatro pontos na represa Guariroba (Figuras 05 e 06).

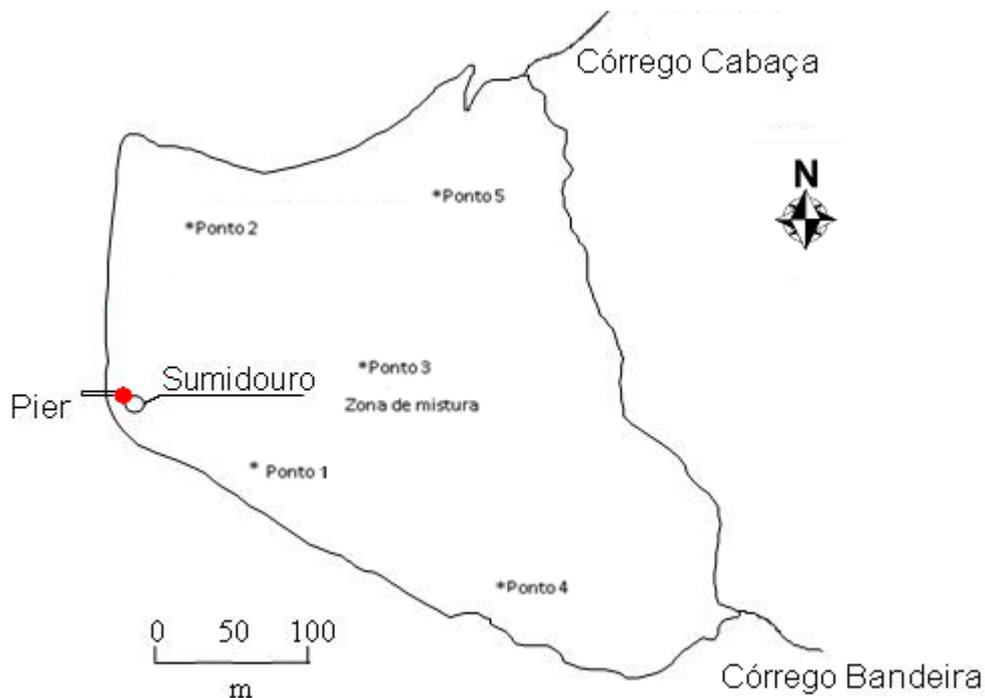


Figura 05: Pontos de coleta na Represa de contemplação Lago do Amor (Adaptado de Guedes, 2009).

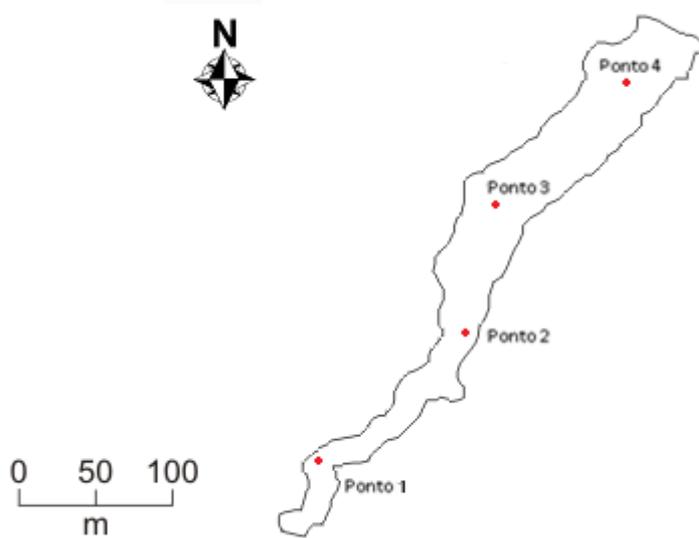


Figura 06: Pontos de coleta na Represa de abastecimento Guariroba.

Para amostragens qualitativa e quantitativa de fitoplâncton, seguiu-se a metodologia descrita por HUSZAR e GIANI (2004) para águas continentais no Brasil. Foram realizados arrastos horizontais e filtragem de 30 L em rede de fitoplâncton (tela de 20 μm de abertura de malha) de amostras obtidas com garrafa van Dorn, em profundidades representativa a 0,30 m; a 0,60 m; a 1,20 m; 1,80 m e 2,40 m (Figura 07).



Figura 07: Amostragem fitoplancônica no Guariroba (A) e no Lago do Amor (B).

Para análise quantitativa foram realizadas amostragens totais em cada profundidade (coletada diretamente com a garrafa), utilizando-se garrafas de vidro de 2 L.

Alíquotas de 100 mL das amostras foram preservadas em Lugol acético, e parte enriquecida com meio de cultura ASM-1 líquido suplementado ou não com fontes de nitrogênio, para isolamento das cepas potencialmente produtoras de toxinas seguindo o protocolo descrito por GORHAM, (1964).

3.2. Variáveis climatológicas e limnológicas

Em cada data de amostragem, foram obtidos os valores de condutividade, pH, temperatura ambiente, temperatura da água e transparência de Secchi, e no Laboratório de Qualidade Ambiental da UFMS- LAQUA, foram realizadas as análises laboratoriais. Os parâmetros físico-químicos analisados, tanto em campo quanto em laboratório, e a técnica analítica utilizada (APHA, 2005) estão listados na Tabela 02.

Tabela 02: Parâmetros analíticos e técnicas utilizadas

Parâmetros	Método
Nitrogênio total (mg N/L ⁻¹)	Hach 10071 (TNT Digestão com Persulfato)
Fósforo total (mg P/L ⁻¹)	Cloreto estanhoso
Transparência (cm)	Disco de <i>Secchi</i>
Oxigênio Dissolvido (mg/L ⁻¹)	Sonda/ Winkler Método da azida modificada
Temperatura da água/ambiente (°C)	Sonda
pH	Potenciométrico
Condutividade (µMHOS/cm ⁻¹)	Sonda
Turbidez (NTU)	Turbidímetro/método nefelométrico
Série de sólidos (Totais, Fixos e Voláteis)	Gravimétrico

Fontes: APHA (2005)

Os dados climatológicos foram cedidos pela estação meteorológica instalada na sede da Embrapa Gado de Corte (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Das variáveis medidas, foram utilizados dados de temperatura do ar

máxima e mínima e pluviosidade acumulada na semana de coleta e acumulada do mês.

3.3. Parâmetros Biológicos

3.3.1. Identificação e quantificação de cianobactérias

A análise quantitativa foi realizada em microscópio óptico invertido, após prévia sedimentação da amostra em câmara de Uthermöhl (UTHERMÖHL, 1958). Foi utilizado câmara de sedimentação de 10 ou 25 mL, dependendo da densidade dos indivíduos na amostra, com tempo de sedimentação de três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). Os indivíduos (células, colônias, cenóbios e filamentos) foram enumerados em campos aleatórios, sendo os resultados expressos em densidade (organismos/mL) e calculados de acordo com a fórmula descrita por ROS, (1979):

$$\text{organismos/mL} = (n/sc) (1/h) \cdot (F)$$

onde: n = número de indivíduos efetivamente contados; s = área do campo em mm² no aumento de 40 vezes; c = número de campos contados; h = altura da câmara de sedimentação em mm; F = fator de correção para mililitro (103 mm³/1 mL⁻¹).

Utilizaram-se lâminas e lamínulas sob microscópio binocular equipado com câmera fotográfica, para análise da composição dos organismos fitoplanctônicos presentes nas amostras. A identificação dos organismos foi realizada segundo características morfológicas e morfométricas. A identificação das cianobactérias foi realizada em nível de gênero, segundo as características morfológicas e morfométricas, segundo critérios de classe, família, gênero descrito por ANAGNOSTIDIS & KOMAREK, (1988) e KOMAREK, (1998).

3.3.2. Índice de Estado Trófico – IET

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes (eutrofização) e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento

da infestação de macrófitas aquáticas. Este índice compreende os cálculos referentes à Clorofila *a* (Cl_a), Fósforo Total (PT) e Transparência (Tra), o que possibilita a classificação do estado trófico de ambientes aquáticos de acordo com a extensão de sua eutrofização em: Ultraoligotrófico, Oligotróficos, Mesotróficos, Eutróficos, Supereutrótico e Hipereutróticos (Quadro 01).

Quadro 01. Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado por Lamparelli (2004)

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m⁻³)	Clorofila a (mg.m⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrótico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrótico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

Fonte: LAMPARELLI (2004)

Das três variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico (IET), foi aplicada apenas uma: fósforo total, visto que a transparência muitas vezes não representa o estado real de trofia, pois, pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos. Quanto à clorofila *a*, houve uma suspeita de erro na obtenção dos dados nas campanhas realizadas nas duas represas estudadas. Dessa forma, não foi considerado o cálculo do índice de transparência e clorofila *a* nas represas estudadas.

Para determinação dos resultados correspondentes ao fósforo, IET (PT) usou-se o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), modificado para reservatórios conforme Lamparelli (2004). Este índice deve ser entendido como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo, sendo estabelecidos para ambientes lânticos, segundo a equação:

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT) / \ln 2))$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

3.3.3. Testes Ecotoxicológicos

Foram realizados testes de toxicidade aguda em microcrustáceos, *Daphnia similis*, com amostras brutas do ambiente. Para a realização dos testes, foram determinadas as Concentrações de Exposição (CE), através de testes preliminares, utilizando-se uma tabela com os intervalos de concentrações em escala logarítmica para *D. similis* (norma CETESB/L5.018).

Um determinado número de animais com até 24 horas de vida foi exposto a várias diluições da amostra por um período de até 48 horas, podendo-se determinar assim, a Concentração Efetiva Média (CE 50) e a Concentração Letal Média (CL 50), verificada de acordo com a imobilidade ou mortalidade de 50% dos indivíduos expostos. Essa resposta é a mais significativa para ser extrapolada a uma população (GHERARDI-GOLGSTEIN et al., 1990).

3.3.4. Determinação de cianotoxinas na água por Cromatografia Líquida de alta Eficiência - HPLC

Na técnica de detecção utilizando Cromatografia Líquida de Alta Eficiência faz-se passar a amostra por uma coluna de sílica – C18 (fazer reversa), com um gradiente de metanol e água, ambos com ácido acético (fase móvel). À saída da coluna, está um detector fotodíodo (PDA) que capta a absorção pelas substâncias que por aí passam.

Comercialmente, existem no mercado padrões de Cromatografia para análise de apenas três tipos de cianotoxinas: microcistina-LR, -YR e -RR (RIVASSEAU et al., 1999). Esta técnica também é utilizada para as outras cianotoxinas alterando-se as fases e os comprimentos de onda consoante em cada caso (DAHLMANN et al., 2001).

As águas brutas de amostragens totais ou concentradas em redes, foram congeladas e liofilizadas. Em seguida, essas amostras foram solubilizadas em metanol 70% acidificado com 0,05% de ácido acético, para proporcionar análise simultânea de várias cianotoxinas. As toxinas foram identificadas e quantificadas pela comparação com tempo de retenção e área integrada geradas por padrões em sistema HPLC Shimadzu. Os padrões foram adquiridos do “Institute of Marine Bioscience, National Research Council of

Canada” (Halifax, Canadá) ou da Sigma-aldrich. Utilizaram-se os métodos de Diener et al. (2006) para análise de saxitoxinas Welher et al. (2002) para análise se cilindrospermopsina e Lawton et al.(1994), para análises de microcistinas (Figura 09).

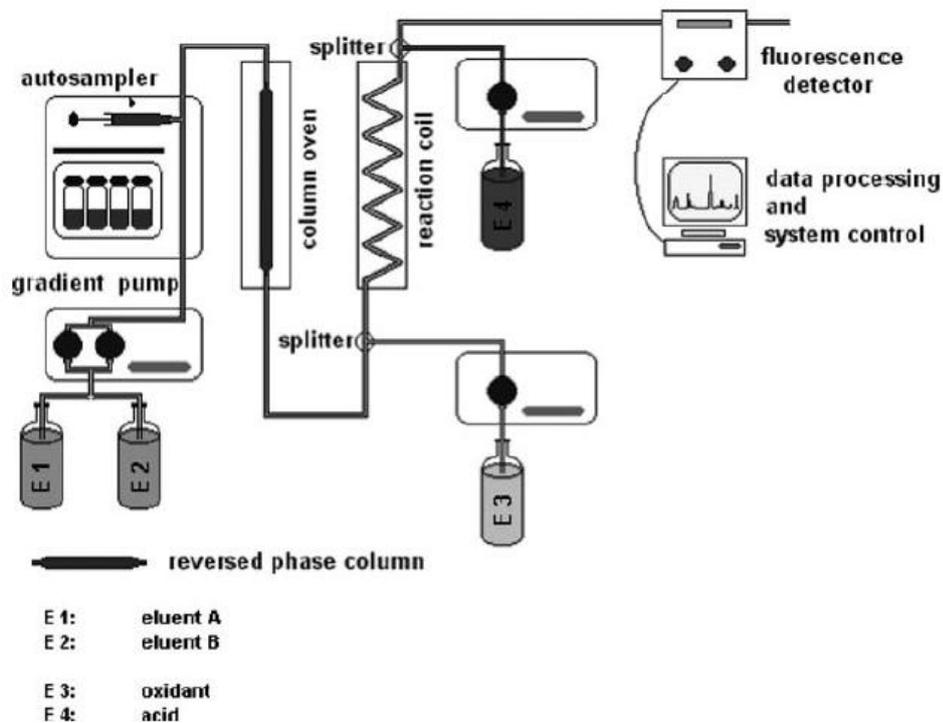


Figura 08: Esquema representativo do HPLC com pós-coluna de oxidação e unidade de detecção de fluorescência para análise de saxitoxinas. (Diener et. al. 2006).

3.4. Análises estatísticas

As variáveis físico-químicas e variáveis climatológicas, oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade elétrica (Cond.), nitrogênio (N), fósforo total (P), série de sólidos voláteis (SSV), série de sólidos fixos (SSF), série de sólidos totais (SST), temperatura da água (temp.H2O), turbidez NTU, pluviosidade acumulada mês (Pluv.Mês) e pluviosidade acumulada na semana da coleta (Pluv.Sem), foram analisadas a partir de estatísticas multivariadas (Análise de Componentes Principais – PCA), através do software PC-ORD versão 4 (McCune & Mefford 1999) .

Para as análises biológicas, foram utilizados índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), e de dominância de Simpson. O índice de Shannon-Wiener foi calculado para cada amostra de acordo com a fórmula:

$$H' = - \sum (X_i/X_o) \cdot \log (X_i/X_o)$$

onde:

H' = valor do índice;

X_i = número de organismos por categoria taxonômica (abundância);

X_o = número total de organismos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variáveis Climáticas

As características climatológicas são sem dúvida uma das forças motrizes para as variações espaciais e temporais nos ambientes lênticos. A pluviosidade interfere em vários processos físicos e químicos dos ecossistemas aquáticos, como por exemplo, na vazão, no transporte de sedimentos, na turbidez, na condutividade, no pH, entre outros, enquanto que a energia solar afeta a temperatura da água (TUNDISI, 2008).

Durante o período amostral, o mês mais seco de 2010, foi agosto, não apresentando nenhum milímetro de pluviosidade, (Figuras 09 e 10), o normal para o período. Por outro lado, a estação chuvosa iniciou-se em setembro, em período que normalmente ainda é de estiagem na região. Outubro e novembro tiveram acúmulo de chuva variando de 101,7 mm a 136,7 mm, sendo superiores aos valores do ano anterior e atípicos para região de Campo Grande. A intensidade de chuva se manteve nos meses seguintes (dezembro a março), com valores variando de 266,9 mm a 434,7 mm (Estação da Embrapa Gado de Corte).

Apesar dos altos valores pluviométricos, a temperatura do ar em todas as coletas, nos dois ambientes estudados, seguiu uma padronização sazonal, apresentando os menores valores durante as campanhas realizadas em agosto de 2010, com 23 °C – no Guariroba e 26 °C no Lago do Amor, e as maiores, em janeiro de 2011, correspondendo a 30°C no Guariroba e 29,5°C Lago do Amor (Figura 09).

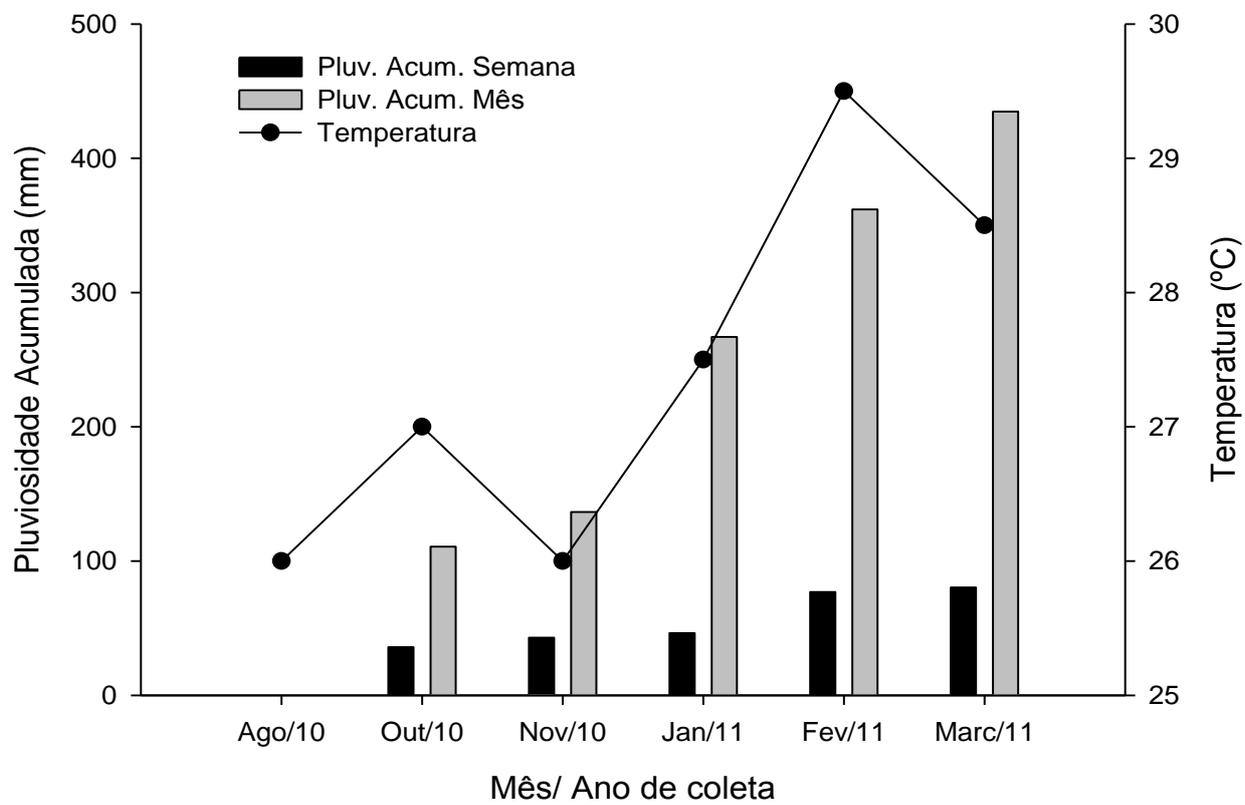


Figura 09: Variação de pluviosidade nas semanas de coleta e pluviosidade acumulada do mês durante o período estudado, na represa Lago Amor e Guariroba.

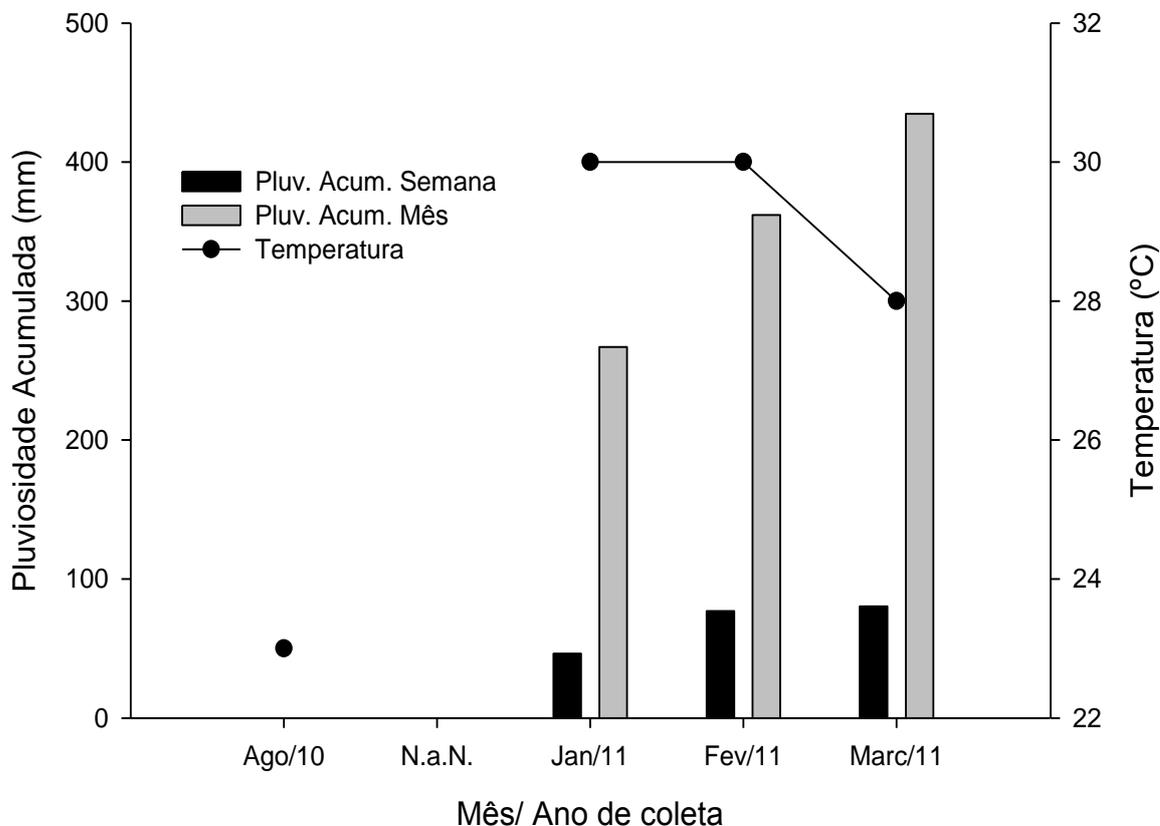


Figura 10: Variação de pluviosidade nas semanas de coleta e pluviosidade acumulada do mês durante o período estudado, na represa Guariroba.

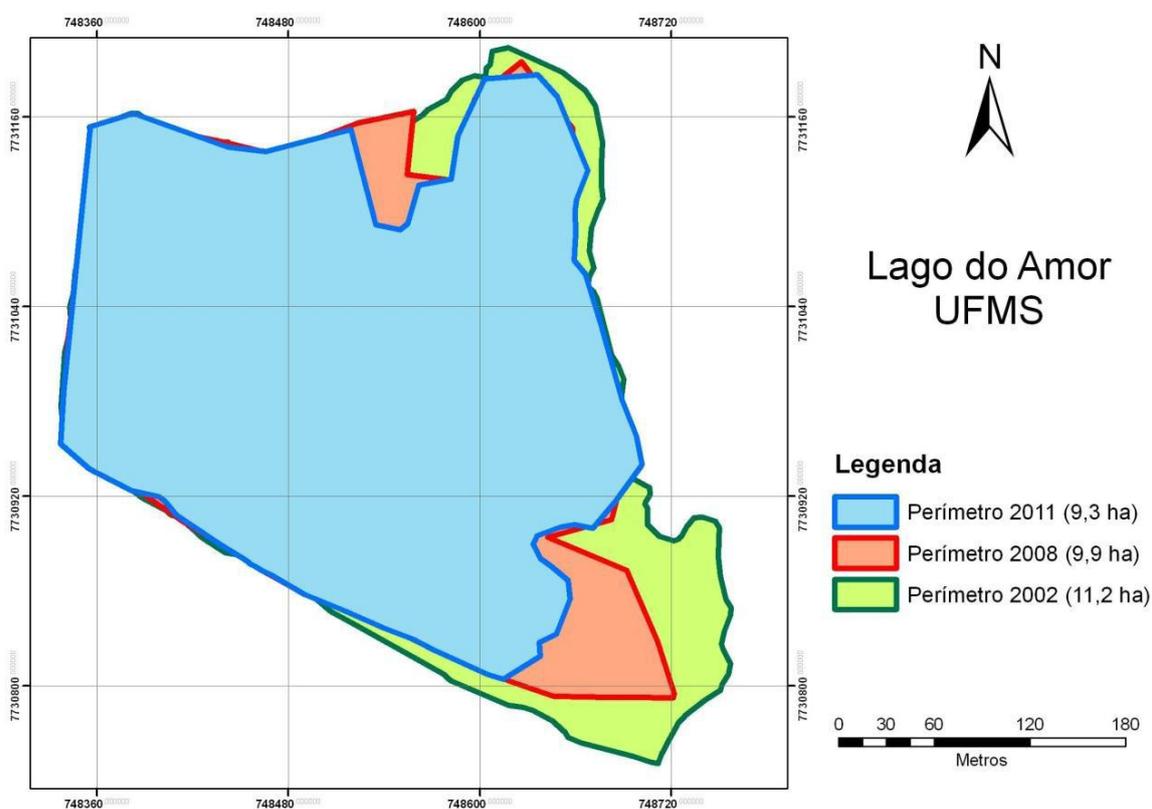
De acordo com Tundisi e Matsumura- Tundisi (2008), os valores de pluviosidade devem ser levados em consideração na análise de dados limnológicos, pois interferem diretamente na dinâmica aquática de um reservatório, visto que o aumento de chuvas faz com que as vazões de entrada e saída sejam maiores e o fluxo de água mais intenso e rápido, reduzindo o tempo de permanência da água nos ambientes aquáticos. Por outro lado, períodos secos produzem fluxos baixos, levando a tempo de residência maior.

Dessa forma, era de se esperar que as avaliações realizadas fossem caracterizadas por uma reduzida permanência da água nas duas represas estudadas, visto que os valores pluviométricos foram tão elevados, fato que provavelmente tenha afetado a ocorrência de espécies de cianobactérias em ambos os locais.

4.2 Variáveis físicas e químicas da água

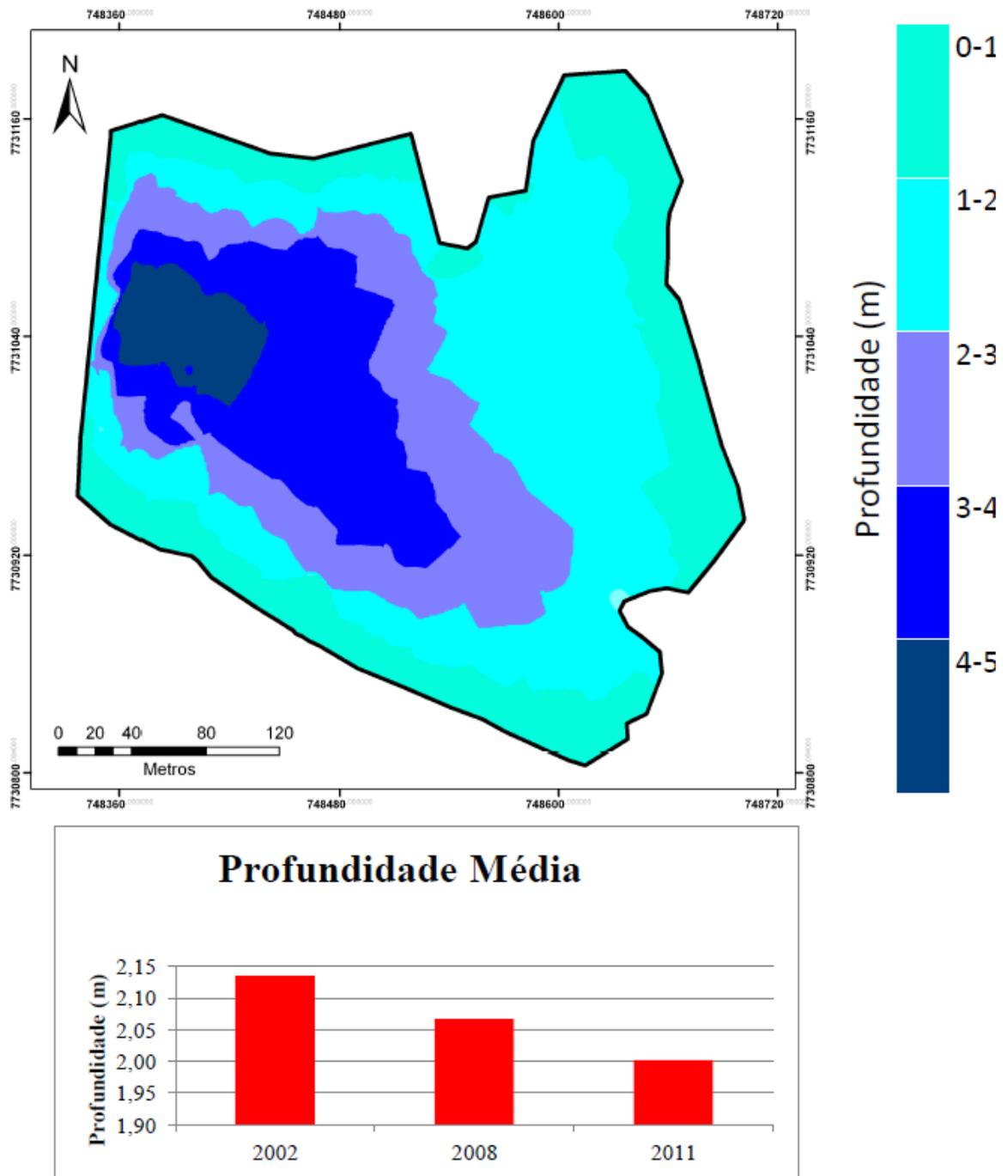
4.2.1. Transparência

Devido a reformas estruturais no Lago do Amor realizadas entre 2006 e 2009, mas principalmente o assoreamento constante que a represa vem sofrendo desde 2002; o perímetro diminuiu de 11,2 ha (2002) para aproximadamente 9,3 ha (2011) (Figura 11) e a profundidade média de 2,15m em 2002 para 2m em 2011 (Figura12).



Fonte: Ana Che, J et. al.(2011); Carta Náutica

Figura 11: Limites do Lago do Amor ao longo dos anos.



Fonte: Ana Che, J et. al.(2011); Carta Náutica

Figura 12: Profundidade atual do Lago do Amor.

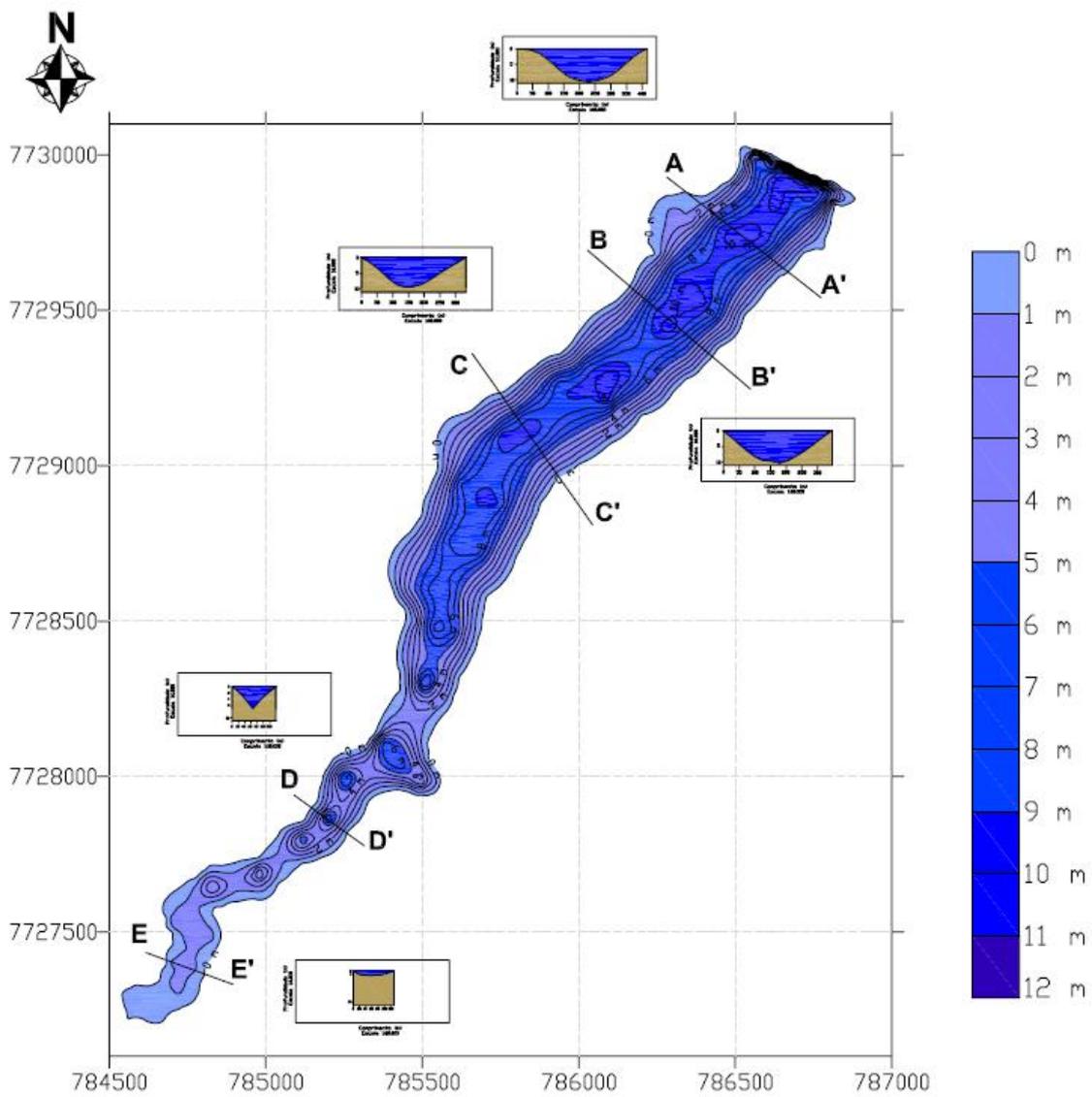
Tais medidas (baixas profundidades), bem como os altos volumes pluviométricos que naturalmente tornam as águas turvas, devido o grande aporte de matéria orgânica e inorgânica grande concentração de metais dissolvidos, parecem afetar as medidas de transparência de Secchi realizadas no Lago do Amor; que variaram de 0,17 a 0,35 cm no inverno, e de 0,10 a 0,20 cm no verão.

Diferentemente dos valores encontrados neste trabalho, Lopes (2009), encontraram nas mesmas estações em 2005 e 2006; com 0,40 m a 1,7 m no inverno e 0,20 a 0,90 m, no verão. Neste período, o lago encontrava-se transparente, característica comum em ambientes com presença de macrófitas (Tabela 02).

Tabela 02: Comparação dos valores de Transparência de Secchi em 2005 a 2006 e em 2010 a 2011 no Lago do Amor.

	Inverno (estiagem)			Verão (chuva)		
2005-2006	0,70 m	0,40 m	1,7m	0	0,20m	0,90m
2010-2011	0,35 m	0,21 m	0,17 m	0,17m	0,20m	0,10m

Por outro lado, valores de transparência de Secchi baixos (entre 40 e 1,66 cm) também foram observados na represa Guariroba, no período chuvoso, muito embora a profundidade seja 6 metros a mais que o Lago do Amor. Ressalta-se, que o Guariroba, de acordo com Figueiró, (2010) vem sofrendo um avançado assoreamento à montante da represa, fato que juntamente com o carreamento das chuvas podem ter contribuído para baixos valores de transparência (Figura 13).



Fonte: Guaraioba (2007)

Figura 13: Planta de equipofundidades da represa Guaraioba.

4.2.2. Turbidez e Sólidos Suspensos

A turbidez variou entre 14 a 175 NTU no lago, e entre 5 a 33 NTU no Guariroba. Os menores valores ocorreram em agosto de 2010 e março de 2011 e os maiores entre os meses de novembro de 2010 e janeiro de 2011, nos dois ambientes. Tais valores são resultantes da presença de sólidos em suspensão, (despejos domésticos, industriais e erosivos), que interferem diretamente na passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva e prejudicando a fotossíntese (Figuras 14 - Lago do Amor e 15 - represa Guariroba).

Os sólidos em suspensão possuem importante papel em estudos de ecossistemas aquáticos, pois são os maiores portadores de nutrientes e de poluentes absorvidos (MEYBECK, et. al. 1989). Esses sólidos podem ter origem em vários processos, dentre eles, intemperização de rochas, do solo, escoamento superficial de áreas marginais e fontes antrópicas (despejos domésticos e industriais) (ESTEVEZ, 1988).

Os valores de sólidos suspensos totais variaram entre 10 e 67 mg/L (lago) e 7 a 9 µg/L (Guariroba), enquanto os de sólidos suspensos voláteis variaram entre 13 a 31 µg/L (lago) e de 1,7 a 4 mg/L (Guariroba) e sólidos suspensos fixos entre 7 e 46 µg/L (lago) e 4 a 6 µg/L (Guariroba), como pode ser visto na Figura 14 e 15. Essa variação provavelmente foi causada pelos altos valores pluviométricos encontrados nos períodos de coletas tanto na fase de estiagem como na chuvosa.

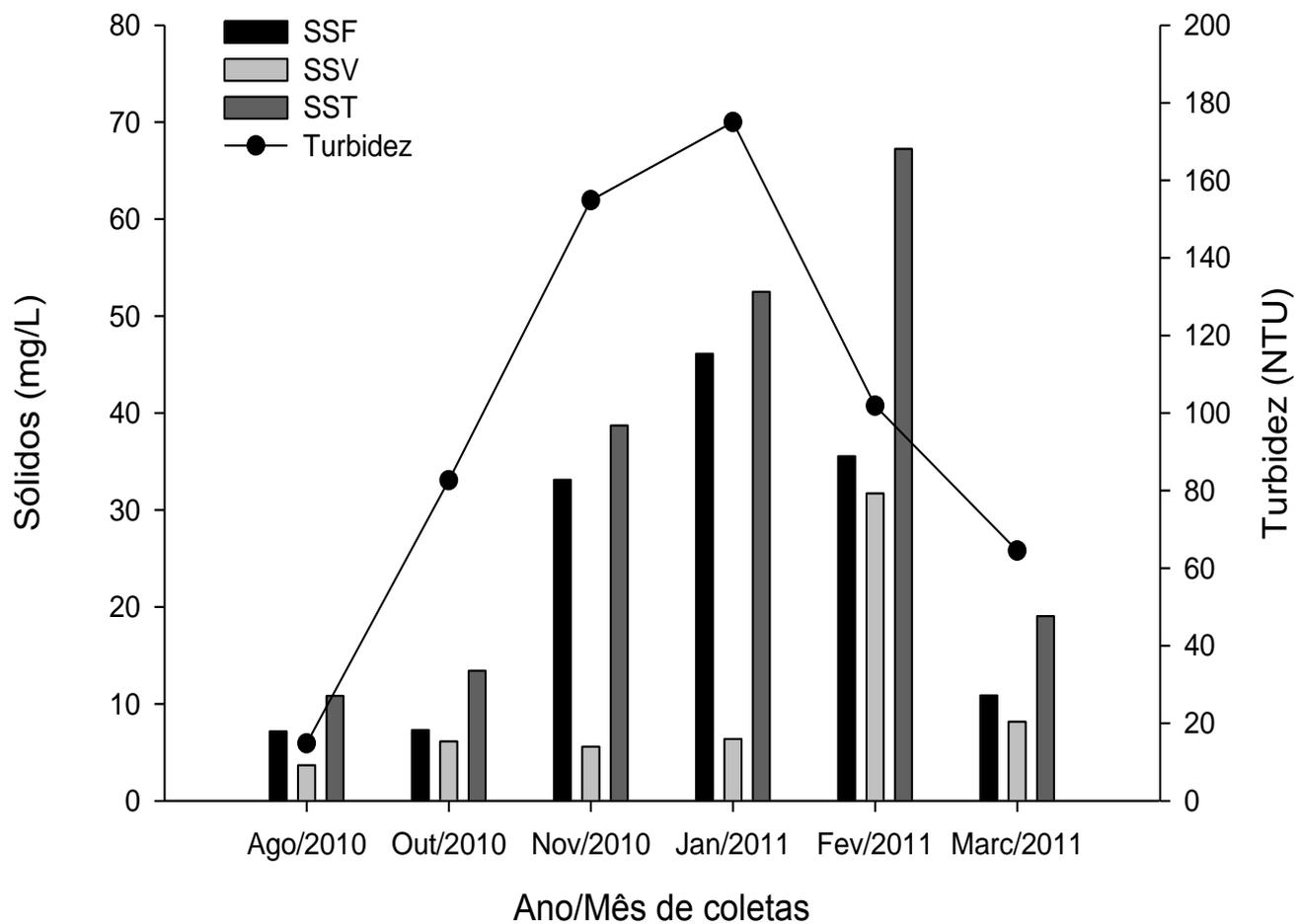


Figura 14: Variação de sólidos suspensos totais (SST); sólidos suspensos fixos (SSF); sólidos suspensos voláteis e turbidez durante o período estudado no Lago do Amor.

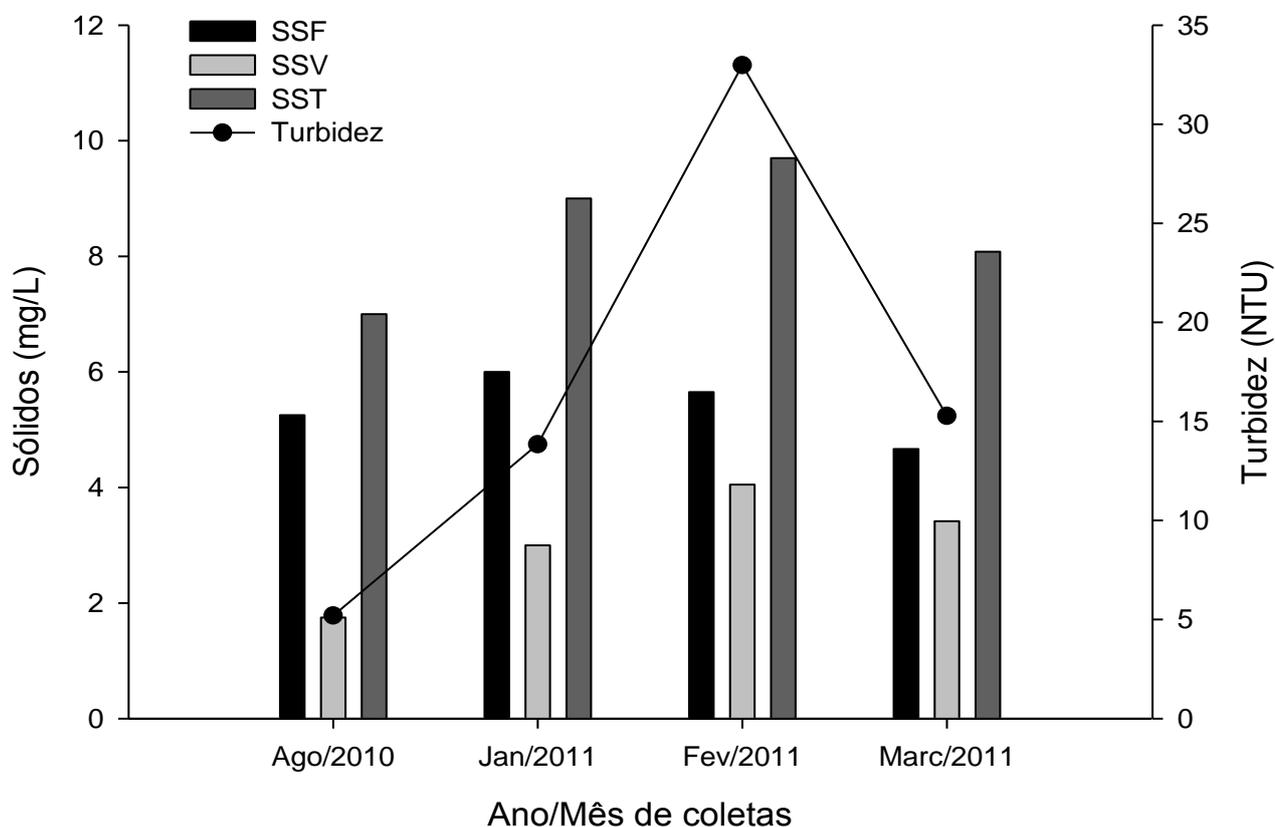


Figura 15: Variação de sólidos suspensos totais (SST); sólidos suspensos fixos (SSF); sólidos suspensos voláteis e turbidez durante o período estudado na represa de abastecimento Guariroba.

4.2.3. Temperatura

A temperatura da água é um dos principais fatores controladores do metabolismo dos ecossistemas aquáticos, sendo responsável, entre outros fatores, pela tensão superficial, viscosidade e densidade da água. Além de influenciar na solubilidade dos gases, sólidos e líquidos. Com o aumento da temperatura decresce a solubilidade dos gases na água e aumenta, de maneira geral, a solubilidade dos sólidos e líquidos (MARGALEF, 1983).

De uma forma geral, a maior fonte de calor para a água é aquela absorvida diretamente da radiação solar. Algumas transferências de calor do ar e dos sedimentos ocorrem. Porém, são fontes não significativas, quando comparadas à absorção direta pela água e por compostos dissolvidos e particulados em suspensão (VON SPERLING, 2005; WETZEL, 2001).

Os dados de temperatura da água, mostrados na Figura 16, apresentaram pequenas variações sazonais. Os menores valores foram registrados no inverno, no mês de agosto de 2010, com 20°C no Lago do Amor e no Guariroba, já os maiores foram observadas durante o verão, na coleta realizada em janeiro de 2011, com valores de 26°C no Lago do Amor e 27°C no Guariroba, representando dessa forma, variações de temperatura de 5,5 °C para o inverno e a maior variação de temperatura de todo o período amostral, equivalente a 7 °C para o verão.

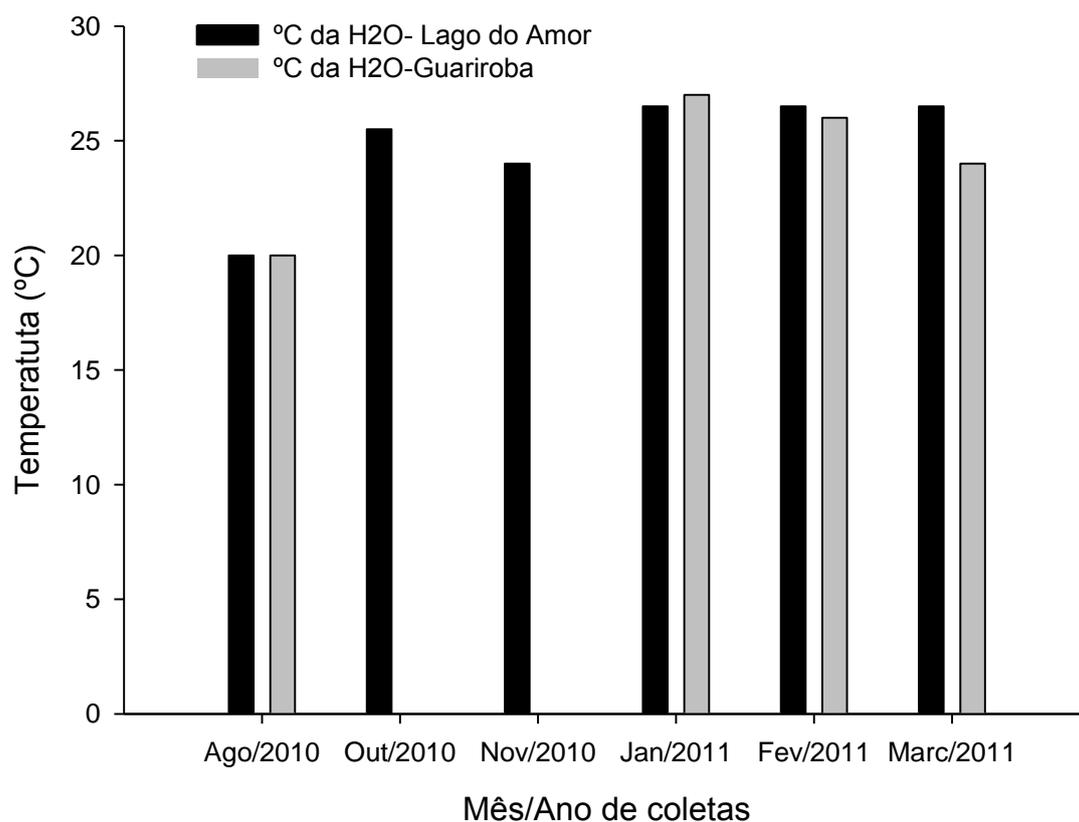


Figura 16: Valores de temperatura (°C) nas estações de coleta das represas Guariroba e Lago do Amor, durante o período de estudo.

4.2.4 Oxigênio Dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as principais perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como é caso do ferro e o manganês (ESTEVES, 1988).

A solubilidade de oxigênio na água está intimamente ligada à temperatura e a pressão. Dessa forma, com o aumento da temperatura e diminuição da pressão, ocorre redução da solubilidade desse gás na água (ESTEVES, op.cit.).

Analisando-se os valores obtidos para as concentrações de oxigênio dissolvido (OD), verificou-se que apesar de uma ampla variação entre as coletas nos diferentes ambientes, os valores encontrados estavam dentro dos limites aceitos pela resolução CONAMA 357 de 2005 para águas doces de abastecimento para consumo humano de classe I (não inferior a 6 mg.L^{-1}) e águas doces para diferentes fins de classe IV (não inferior a 2 mg.L^{-1}).

As concentrações de OD foram encontradas em altos valores em todas as campanhas realizadas na represa Guariroba, variando de $7,55 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ no inverno a $7,13 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ no verão. Já as concentrações do Lago do Amor, variaram de $2 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ no inverno a $7,65 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ no verão (Figura 17).

Comparando-se os dados históricos apenas do Lago do Amor, com os de Lopes (2009) e Guedes (2009), (dados do Guariroba não encontram-se disponíveis), verificou-se que no mesmo período em 2005 e 2006, as concentrações de OD, foram inferiores, com valores correspondendo a 0 a $3 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ no inverno e a valores superiores na última campanha, correspondendo a $6 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ no verão.

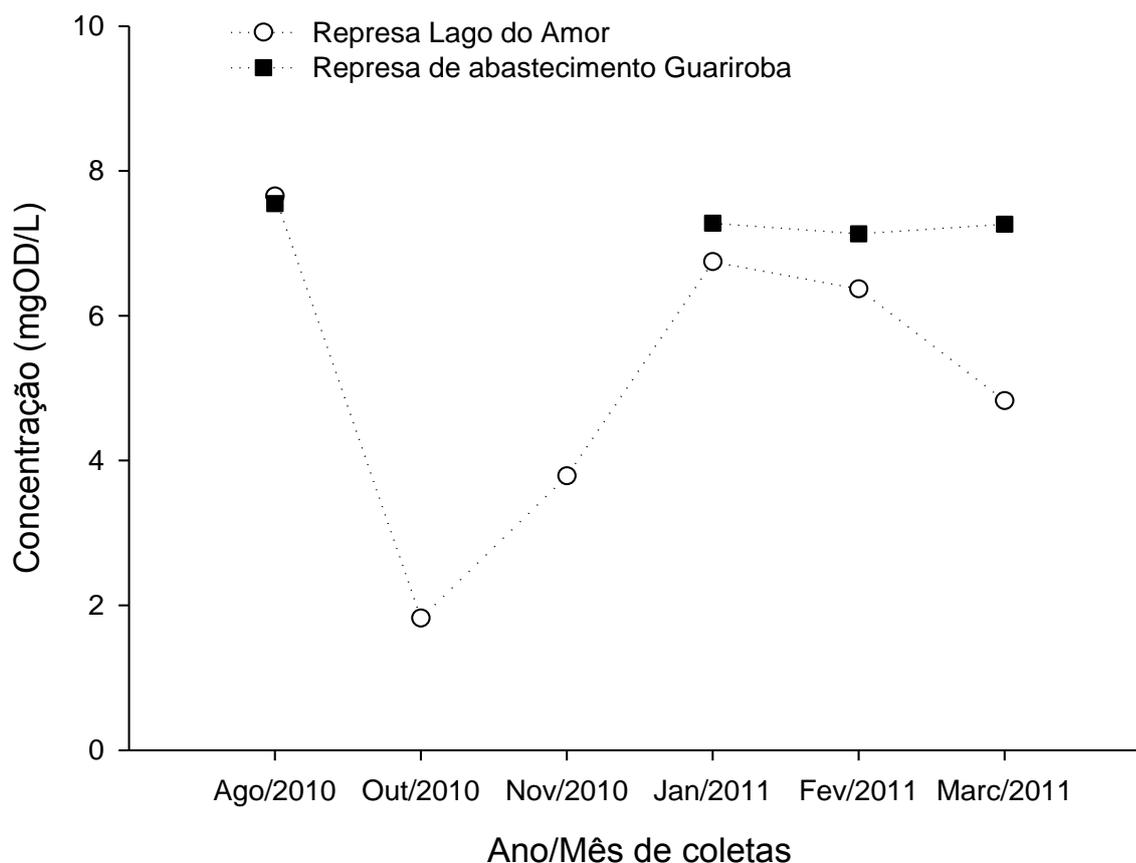


Figura 17: Variação de oxigênio dissolvido (OD) no Lago do Amor e na represa Guariroba nos meses estudados.

O decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido nos diversos períodos em 2005, provavelmente deve-se ao fato da presença de cobertura de macrófitas no inverno; já os altos valores de OD no verão, devem-se a período em que as macrófitas foram retiradas, aumentando as trocas gasosas com o ambiente, bem como a alta produtividade primária. Já nos anos de 2010 e 2011, tanto para o Lago do Amor como para o Guariroba, os altos valores podem ser decorrentes da agitação causada pelas chuvas e temperaturas intensas no período amostrado.

4.2.5. pH e Condutividade

Os dados relativos ao pH e à condutividade elétrica d'água nas duas represas estão apresentados na (Figura 18).

Os valores de pH mantiveram-se próximos ao neutro, variando entre 6,8 e 7,7 no inverno e 6,9 e 7,1 no verão no Lago do Amor. Condições levemente ácidas (6,3; 6,2 e 6,5) foram registradas em janeiro, fevereiro e março de 2011 e neutras em agosto, na represa de abastecimento Guariroba (Figura 18). Tais valores podem ser atribuídos ao aumento da turbulência sofrida pela água com a intensidade das chuvas, somado à ação do assoreamento que as duas represas vêm sofrendo ao longo dos anos.

O pH está relacionado com o caráter ácido ou básico do meio aquático. Os principais fatores que influenciam a variabilidade do pH na água são, ácido carbônico, bicarbonatos, carbonatos, ácidos fortes dissociáveis, constituição do solo, decomposição da matéria orgânica, efluentes domésticos e industriais e solubilização dos gases da atmosfera. Os organismos são responsáveis por processos (fotossíntese, respiração e decomposição) que aumentam ou diminuem o pH da água (MARGALEFF, 1983; ESTEVES, 1988).

Pitaluga (2002) e Lopes (2009), registraram valores similares de pH nos períodos estudados para o Lago do Amor, variando de 6,5 para o inverno a 7,8 no verão. Segundo os autores, a alta produção de macrófita seguida de retirada das mesmas, podem ter gerado tal tendência.

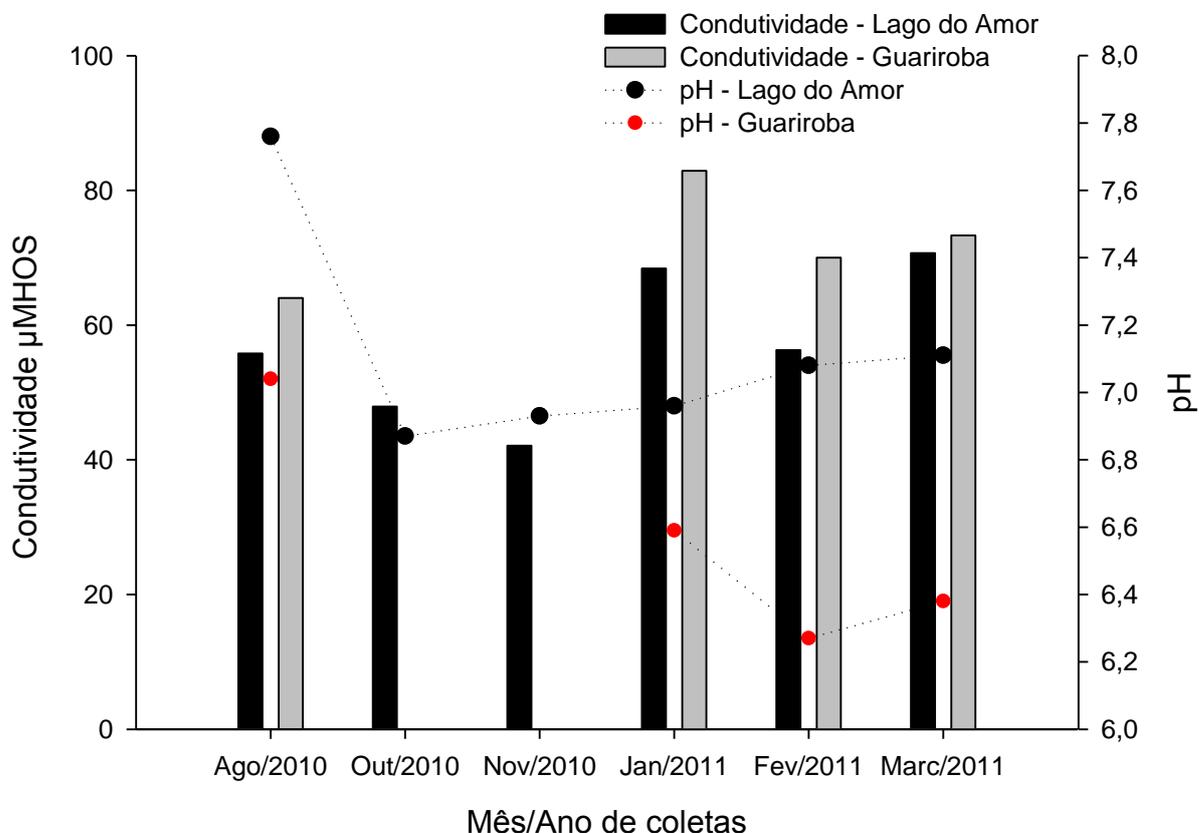


Figura 18: Variação de pH e condutividade elétrica durante o período estudado, no Lago do Amor e no Guariroba.

A condutividade elétrica refere-se à capacidade que uma solução aquosa possui de conduzir corrente elétrica. As fontes de elementos que geram a condutividade são principalmente as fontes das substâncias dissolvidas que compõem o conteúdo químico da água, ou seja, a atmosfera, a lavagem do solo pela chuva, a decomposição de resíduos orgânicos terrestres e aquáticos, o intemperismo químico das rochas e as fontes antrópicas de poluentes (VON SPERLING, 2005).

Na Figura 18 são apresentados os valores de condutividade obtidos nas diferentes estações de coleta durante o período amostral. As represas foram caracterizadas por condutividade elétrica relativamente baixa no período de amostragem, com valores mínimo de 40 μMHOS e máximo de 70 μMHOS no Lago do Amor e 60 a 85 μMHOS no Guariroba.

Em geral, as campanhas realizadas na época seca, apresentaram valores menores que as realizadas no período chuvoso, correspondendo a variações e não a valores

encontradas nos dados históricos dos ambientes estudados, onde, os maiores foram nos meses marcados por chuvas (novembro a abril - 370 μ MHOS), enquanto que os menores valores foram constatados no período de seca (maio a setembro - 100 μ MHOS) (LOPES, 2009; PITALUGA, 2002)

4.2.6. Nitrogênio

As principais vias naturais de nitrogênio para as águas são, atmosfera, precipitação pluviométrica, material orgânico e inorgânico de origem alóctone, resultante do processo de desnitrificação da amônia, ao passo que as principais fontes antrópicas podem ser do escoamento superficial provenientes de atividades agrícolas, assim como a decomposição da matéria orgânica das lavouras, esgoto sanitário e industrial (ESTEVES, 1988; VON SPERLING, 2005).

Em ambientes aquáticos oxigenados a forma mais comum de encontrar o nitrogênio é na forma de nitrato e o íon amônio, estes assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para a produção primária (BAIRD, 2002).

O nitrogênio total (NT) teve grande variação e oscilação durante o tempo de estudo, com valores de 0,4 a 7,4 mg/L. Observou-se que os maiores valores de NT (7,4 mg/L no Lago do Amor e 3,5 mg/L no Guariroba), foram encontrados no mês de agosto de 2010. Entre fevereiro e março de 2011 também houve elevação nas concentrações, mas não alcançaram as anteriores em nenhum dos ambientes (Figura 19).

Oscilações semelhantes (0,9 a 10 mg/L), foram encontradas em 2005 e 2006 por Lopes (2009), nos mesmos períodos, entretanto, os valores foram maiores quando comparados com os que foram encontrados neste trabalho.

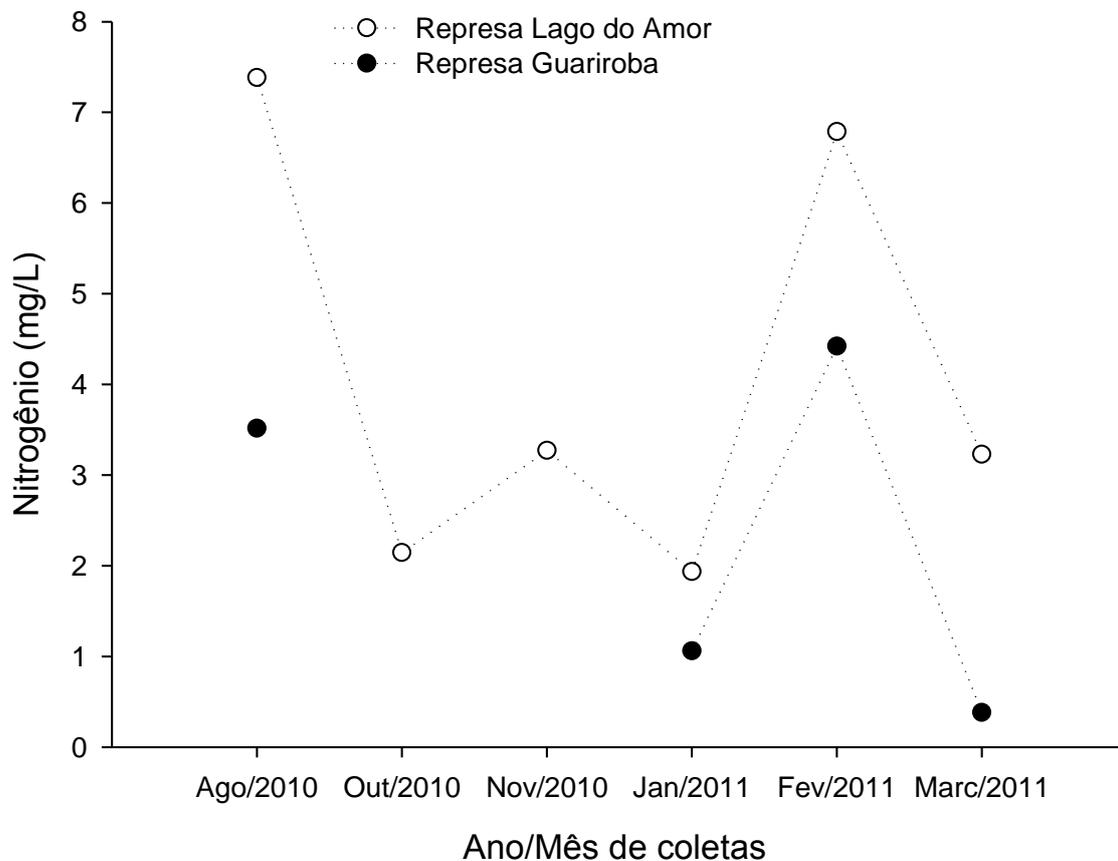


Figura 19: Valores de Nitrogênio Total nas duas represas estudadas durante o período estudado.

4.2.7. Fósforo

O fósforo é um elemento vital para a produtividade primária em ecossistemas aquáticos. Segundo alguns autores, o fósforo é o principal limitante primário, e tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial (HUTCHINSON, 1957; VON SPERLING, 2005).

Toda a forma de fósforo presente em águas naturais quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se na forma fosfato (ESTEVES, 1988). Dessa forma, o fosfato em ecossistemas aquáticos pode ser encontrado nas formas orgânica ou inorgânica, solúvel ou insolúvel: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total. No entanto, o íon fosfato (P-

ortofosfato) torna-se importante por ser a principal forma de fosfato assimilado pelos vegetais aquáticos.

Os valores de fósforo total variaram pouco, sem muitos padrões entre as coletas. As maiores concentrações ocorreram em agosto e março no Lago do Amor e só em agosto na represa Guariroba, enquanto os menores ocorreram em setembro no lago e em março na represa Guariroba, tais valores estiveram, em geral, dentro do limite permitido pela resolução CONAMA 357/05 (de 0,1mg.L⁻¹) (Tabela 03).

Os resultados do presente trabalho, em geral, corroboram com alguns estudos realizados no Lago do Amor e Guariroba, incluindo LOPES, (2009); PITALUGA, (2002); GUEDES, (2009) e FIGUEIRÓ (2010) diferindo, entretanto, de valores encontrados no Lago do Amor no verão, os quais foram cerca de duas vezes superiores às concentrações avaliadas atualmente.

Tabela 03: Valores de Fósforo total nas duas represas estudadas durante o período estudado

	Inverno 2010			Verão 2011		
	Ago	Out	Nov	Jan	Fev	Marc
Lago do Amor	0,31	0,11	0,22	0,19	0,25	0,29
Guariroba	0,32			0,2	0,13	0,04

Os resultados referentes à análise conjunta entre as razões N:P (Nitrogênio Total/ Fósforo Total) estão apresentados na Figura 20.

Para relação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (N:P), seguiu-se o critério proposto por Thomann e Mueller (1987), onde N/P > 10 indica limitação por fósforo e N/P < 10 indica limitação por nitrogênio. O Lago do Amor teve limitação por fósforo em quatro dos seis meses estudados (agosto, outubro, novembro e fevereiro), e correlação igual a 10 nos meses de janeiro e março, indicando que não houve limitação nesse período por nenhum dos dois nutrientes. Já a represa Guariroba, apresentou limitação por nitrogênio no mês de janeiro e limitação por fósforo em fevereiro; os meses de agosto e março apresentaram um equilíbrio para concentrações de nitrogênio e fósforo (Figura 20).

A relação N:P encontrada por Lopes (2009), no Lago do Amor, ficou acima de 12 em praticamente todo o período estudados. Os dois únicos valores abaixo deste valor ocorreram em novembro de 2005 e em setembro de 2006, sendo então o fósforo o nutriente potencialmente limitante para a produtividade primária.

Segundo Bulgakov & Levich (1999), a razão N/P funciona como um fator regulador da estrutura da comunidade fitoplanctônica, sendo que a concentração absoluta do recurso seria determinante na biomassa total e as razões desses recursos determinariam a biomassa relativa de uma espécie individualmente na comunidade fitoplanctônica.

Deve-se considerar que vários fatores influenciam a composição de uma comunidade fitoplanctônica e que diferentes espécies têm requerimentos por recursos diferentes (REYNOLDS 1999). Porém, alguns autores afirmam que baixas razões de N/P favorecem o crescimento de cianobactérias (MCQUEEN & LEAN, 1987; MICHARD *et al.*, 1996).

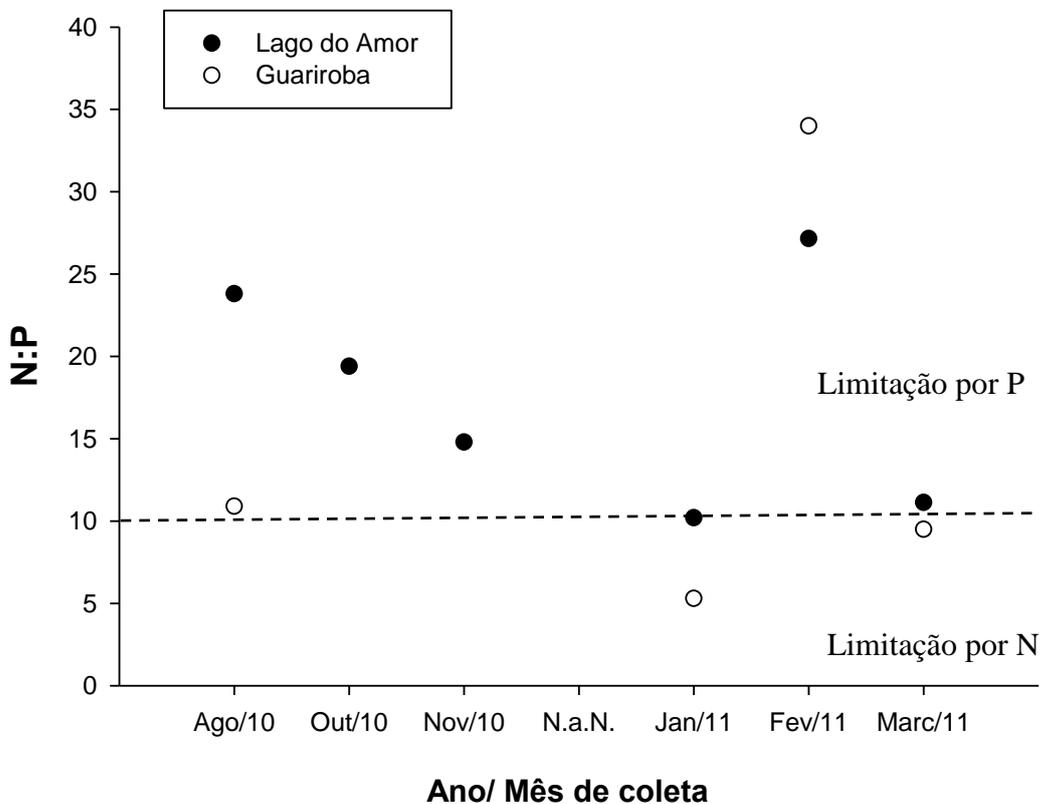


Figura 20: Relação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais no verão e no inverno nas represas Lago do Amor e Guariroba.

4.3 Índice de Estado Trófico – IET

O índice de Estado Trófico mostrou que o estado do Lago do Amor e do Guariroba esteve classificado em mesotrófico durante o período amostral (Figura 21), considerando-se apenas a concentração de fósforo total.

Diferentemente da classificação realizada nas campanhas no Lago do Amor no mesmo período em 2005 e 2006 por LOPES (2009); e por GUEDES (2009) em 2008 e 2009, quando a classificação variou entre eutrófico e hipereutrófico, indicando que apesar das diversas ações antrópicas que o Lago do Amor vem sofrendo ao longo dos anos, seu estado de trófica está gradativamente melhor quando comparado com anos anteriores.

Já os registros da classificação de estado trófico do Guariroba não foi disponibilizada, sabe-se apenas, que o ambiente vem sofrendo grandes ações do uso do solo no entorno, por pecuária, o que pode ser um agravante futuro em seu estado trófico.

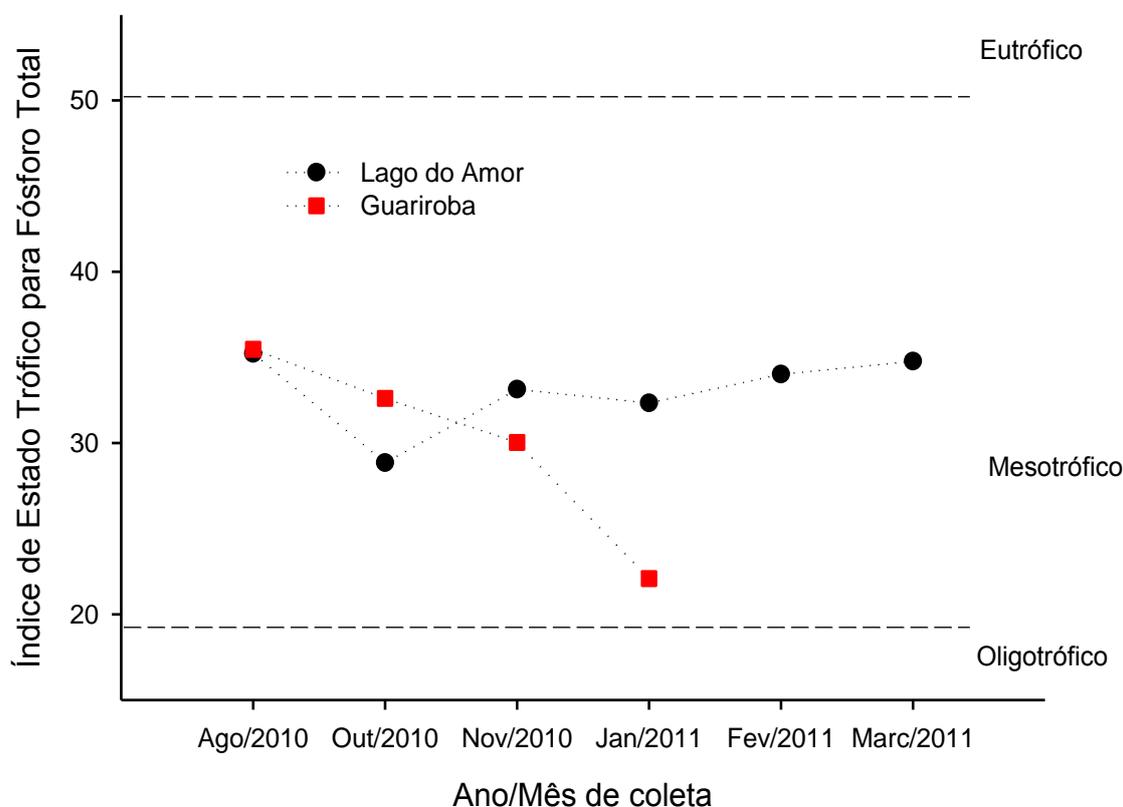


Figura 21: Variação do IET calculado por fósforo total durante o período amostral nas duas represas.

4.4. Correlação entre as variáveis limnológicas (ACP)

Nas Figuras 22 (Lago do Amor) e 23 (represa Guariroba) estão dispostas a ordenação das coordenadas dos pontos amostrais e das variáveis físico-químicas em cada período estudado, com análise de componentes principais (ACP) de todas as variáveis.

Na ACP, as coordenadas das variáveis físico-químicas (ambientais) representam os coeficientes angulares das funções lineares que descrevem as relações entre essas variáveis e os eixos fatoriais da ordenação. Deste modo, a posição da coordenada de uma determinada variável em relação à origem (0,0) do diagrama indica a taxa de variação desta variável ao longo de cada eixo. O vetor que liga o ponto de origem (0,0) do diagrama com o ponto referente à coordenada da variável em questão aponta para as unidades amostrais onde o valor desta variável aumenta mais rapidamente. Quanto mais próximas da origem, menor é a influência daquela variável nos pontos amostrais.

Verifica-se que 69% da variação total dos dados das variáveis físico-químicas do Lago do Amor e 85% para variáveis da represa Guariroba são explicadas pelos dois primeiros eixos. O primeiro eixo explicou 42% da variabilidade dos dados no Lago do Amor e 61% no Guariroba, enquanto o segundo eixo explicou 27% dessa variância no Lago do Amor e 24% no Guariroba.

Observa-se na figura 22, correspondente ao Lago do Amor, que o ponto amostral Ago/10 (1ª coleta do inverno) esteve correlacionado positivamente com o primeiro eixo, com as variáveis de Oxigênio dissolvido (OD), Fósforo total e Nitrogênio total, enquanto que os pontos amostrais Out/10, Nov/10, Jan/11, Fev/11 e Marc/11 estiveram negativamente correlacionadas com este eixo.

As concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis, Pluviosidade mês, Pluviosidade semana, Turbidez, Temperatura da água e condutividade, tiveram fortes correlações negativas entre si com o segundo eixo em todos os pontos e épocas amostrais e uma correlação positiva com as concentrações de OD, P total e N total (Figura 22).

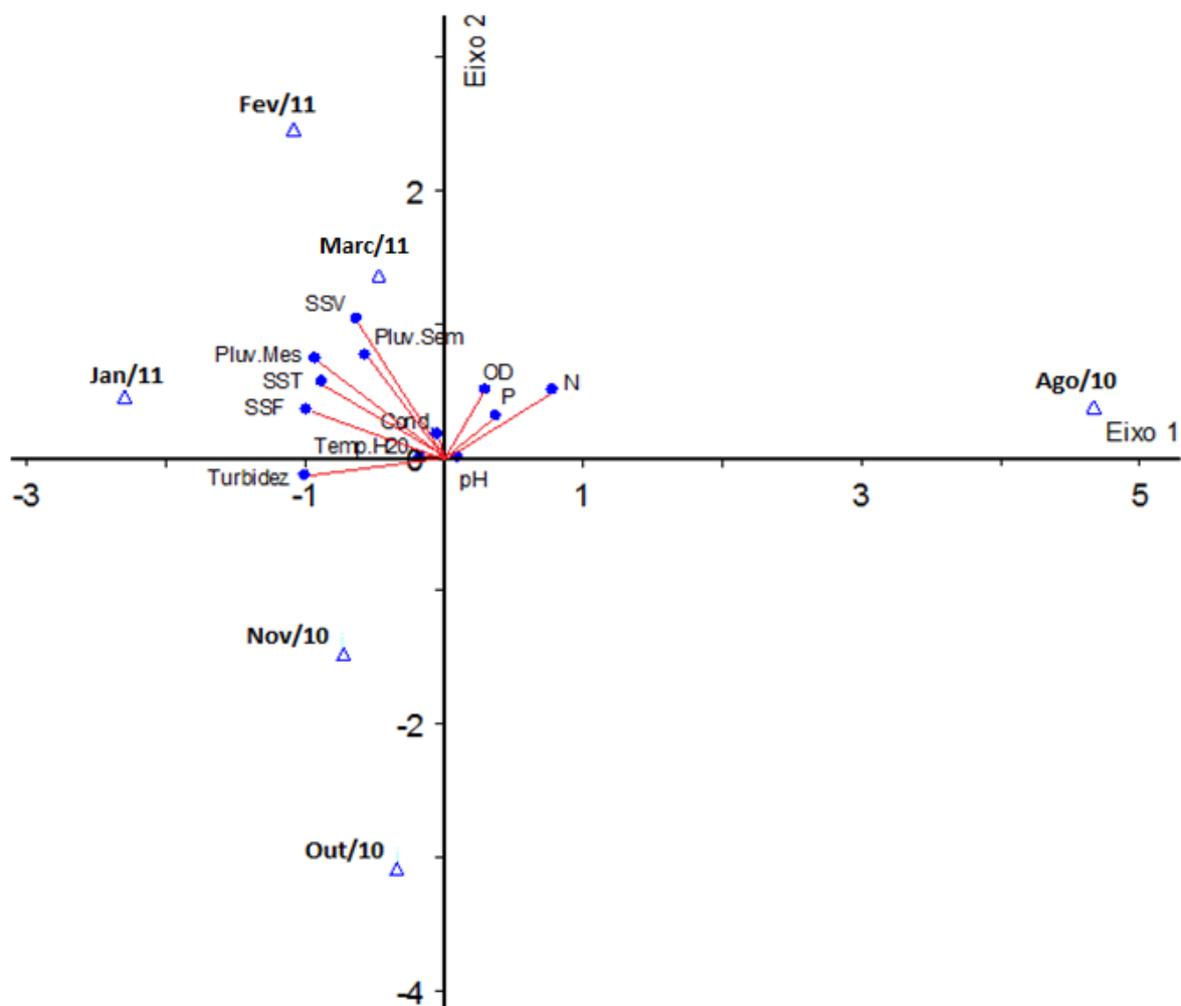


Figura 22: Componentes principais de dois períodos amostrais (inverno e verão) com base na correlação de 12 variáveis físico-químicas obtidos na represa de contemplação Lago do Amor.

Na represa Guariroba verifica-se que as concentrações de OD, sólidos suspensos fixos, pH, N total e P total tiveram correlação positiva com o primeiro eixo para Ago/10, enquanto que a turbidez, pluviosidade semana e mês, sólidos suspensos voláteis e totais, temperatura da água e condutividade elétrica apresentaram correlação negativa entre e para Ago/10 com o eixo dois (Figura 23).

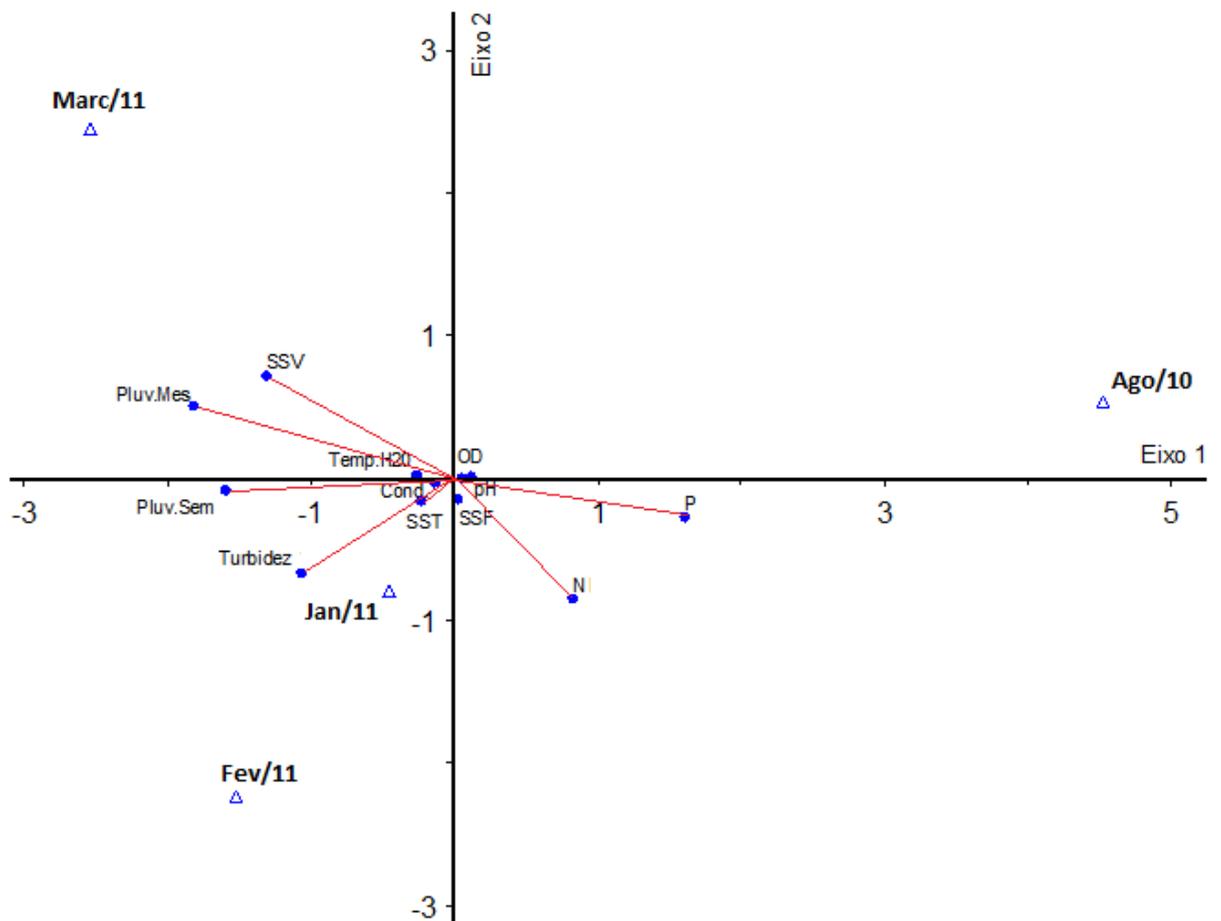


Figura 23: Componentes principais de dois periodos amostrais (inverno e verão) com base na correlação de 12 variáveis físico-químicas obtidos na represa de abastecimento Guariroba

Esses resultados indicam que os pontos amostrais das represas Lago do Amor e Guariroba estiveram fortemente associadas às concentrações da pluviosidade mês e semana, turbidez, sólidos suspensos voláteis e totais na maioria das coletas. As maiores concentrações de OD, P total e sólidos totais em suspensão estiveram fortemente associadas a essas duas represas, alterando toda dinâmica ecológica destes ambientes.

4.5. Resultados Biológicos

A análise de variância da densidade de cianobactérias e do número de espécies e gêneros encontrados mostrou não haver diferença significativa ($P < 0,05$) para efeitos de ambiente, nas diferentes épocas de amostragem. Uma possível explicação é que os altos índices pluviométricos nos períodos de estiagem e até mesmo no chuvoso tenham influenciado o crescimento (aparecimento) desses organismos nos dois ambientes, visto que altos valores de chuva inferem diretamente na dinâmica dos sistemas. As variações nos parâmetros físico-químicos corroboram esta assertiva. Sabe-se que o sucesso de algumas cianobactérias depende basicamente da dinâmica de cada gênero e como reagem diante de determinadas situações, seja ela favorável ao seu desenvolvimento ou não.

No conjunto de pontos, ambientes e períodos estudados, encontraram-se cinco morfo-tipos filamentosos de *Cyanobacteria*. Dessas, uma foi identificada até espécie e quatro até gênero, com base nas descrições de KOMAREK, (1998) e BICUDO & MENESES, (2006). Os quatro gêneros encontrados no Lago do Amor foram *Aphanizomenon* sp, *Oscillatoria* sp, *Phormidium* sp., *Planktothrix agardhii*. Na represa Guariroba encontraram-se *Oscillatoria* sp. e *Lyngbya* sp.

Assim, os gêneros mais representativos nos dois ambientes e nos diferentes períodos estudados foi *Oscillatoria* sp. *Lyngbya* sp., *Aphanizomenon* sp., *Phormidium* sp. e uma espécie de *Planktothrix*, *P. agardhii*, foi encontrado apenas no Lago do Amor.

Os gêneros *Oscillatoria* sp., e *Phormidium* sp. apresentaram maior densidade quando comparados com os outros três gêneros encontrados. *Oscillatoria* sp, estava presente (100% de frequência) em todas as seis coletas nos dois ambientes, o que indica uma ampla adaptação desse organismo nos ambientes estudados (Figura 24 e 25).

Oscillatoria, é um gênero de cianobactéria filamentosa, assim como todos os gêneros encontrados nos diferentes ambientes; é caracterizada por oscilar/movimentar-se na coluna d'água; por apresentar capacidade de adaptação em diferentes ambientes, principalmente em ambientes de águas rasas, nas margens das represas de água doce, nas regiões litorâneas dos mares, em piscinas e raramente em solos úmidos. Tem uma ampla distribuição no mundo, porém várias espécies apresentam características específicas de limitação (Komarek, 1992).

Phormidium sp. também apresentou alta densidade, porém com frequência regular apenas nas amostras do Lago do Amor (Figura 24). Segundo Komarek (1992), este gênero, é ,caracterizado por apresentar alta capacidade de adaptação nos diferentes ambientes, tais como: águas calcárias, eutrofizadas ou não, agitadas ou paradas, solos, rochas molhadas, lamas, no litoral marítimo, e em ambientes extremos como fontes termais, solos desérticos, etc.

O gênero *Lyngbya* sp. também apresentou alta densidade, embora não tenha sido encontrada em todos os pontos e apenas no Guariroba, apresentando frequência de 70% no período chuvoso. Esse gênero ocorre em ambientes pouco poluídos, crescendo normalmente entrelaçados e/ou formando densos tapetes (nata) na lâmina d'água, monopolizando temporariamente ecossistemas aquáticos. Algumas espécies de *Lyngbya* sp, são tóxicas, podendo causar irritação na pele humana (dermatite de algas) (Figura 25).

As espécies pertencentes ao gênero *Aphanizomenon* sp. são de vida livre, com ampla capacidade de flutuação na coluna d'água. São encontrados em represas de águas eutrofizadas, lagos e ambientes levemente sombreados e muito comum em viveiros de peixes. Já o *P. agardhii*, é uma das espécies mais comuns de cianobactérias, conhecida por formar florações em diferentes ambientes aquáticos e por produzir toxinas; apresentam filamentos solitários, pequenos e de fácil desintegração. Esses dois últimos gêneros citados foram identificados com baixa frequência e baixa densidade de cianobactérias nas amostras de cada época de coleta (Figura 24).

Embora as cianobactérias sejam conhecidas por apresentar ampla adaptação em ambientes eutrofizados e ou com baixas razões N/P, a baixa frequência e densidade de organismos nos dois ambientes, nos diferentes períodos de amostragem, pode estar associado a alguns fatores ambientais e hidrológicos. Dentre estes destacamos a baixa estabilidade na coluna d'água, e, principalmente, alta valores pluviométricos.

Deve-se levar em consideração que houve contenção da entrada de nutrientes através dos córregos Cabaça e Bandeiras no Lago do Amor e reconstituição da Mata Ciliar e controle de animais de corte no entorno do manancial Guariroba este fato diminui a fonte de nutrientes, visto que o nitrogênio junto com o fósforo constitui nutriente essencial a produção primária, e, portanto, de alta demanda nos sistemas restaurados.

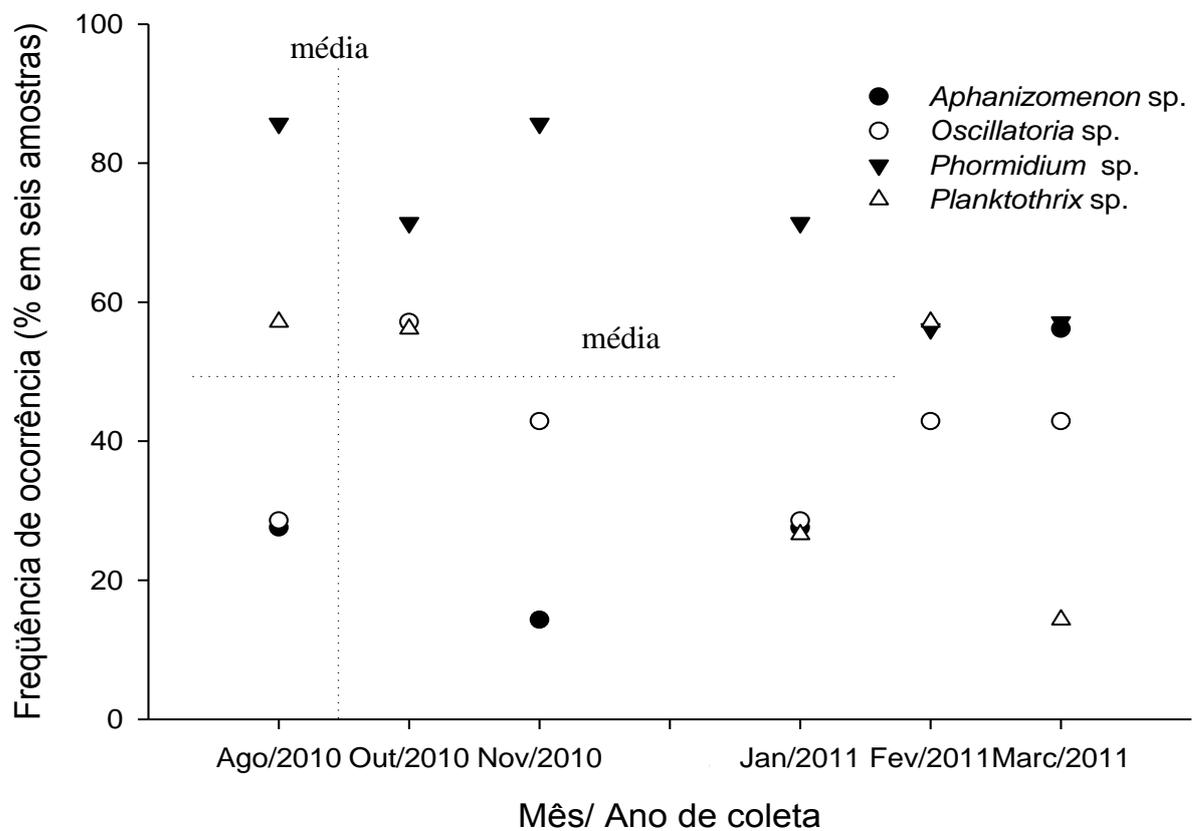


Figura 24: Relação entre a densidade média de cianobactérias e suas frequências de ocorrência em amostras da represa de contemplação Lago do Amor no verão e no inverno.

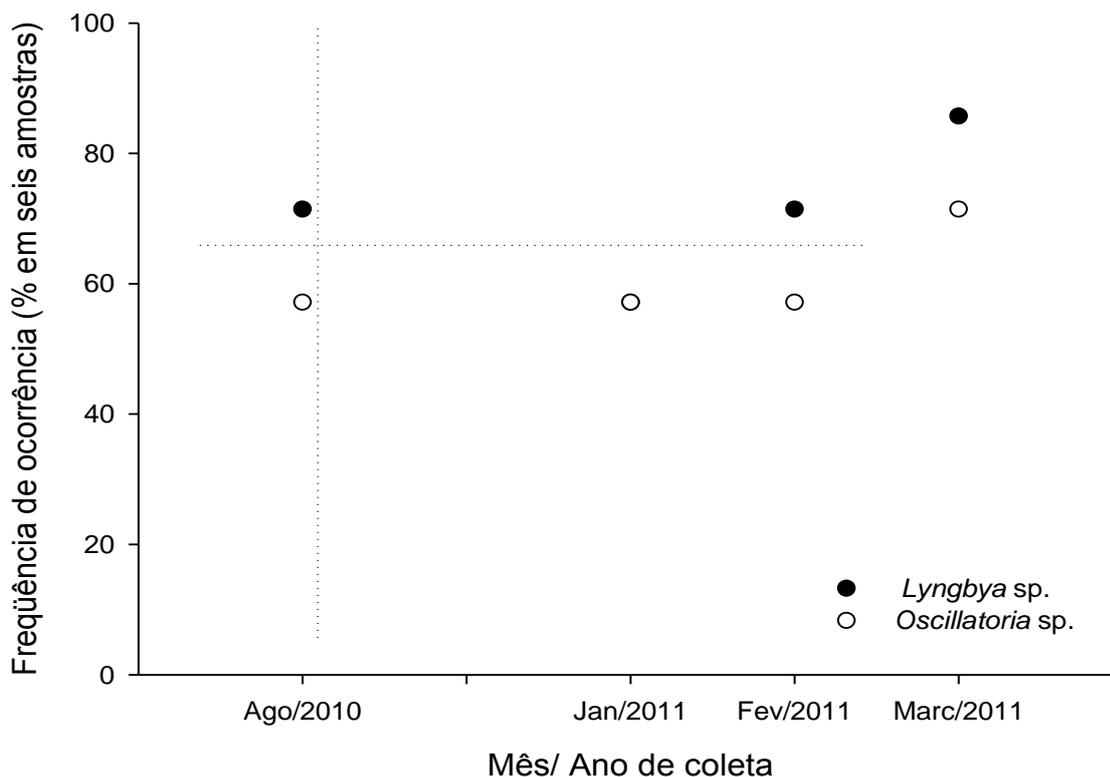


Figura 25: Relação entre a densidade média de cianobactérias e suas frequências de ocorrência em amostras da represa de abastecimento Guariroba no verão e no inverno.

4.6. Testes Ecotoxicológicos com *Daphnia similis* e determinação de cianotoxinas na água por Cromatografia Líquida de alta Eficiência - HPLC

O teste de ecotoxicologia realizado em microcrustáceos *Daphnia similis* com amostras brutas de água proveniente das represas do Lago do Amor e Guariroba, foi negativo em 99% das amostras testadas para os dois ambientes estudados. Dos indivíduos expostos, apenas dois (em duas amostras) vieram a óbito. Neste caso, a causa pode ser devido a fatores casuais e não devido aos tratamentos, visto que diversos fatores podem ter interferido nesse resultado.

Com isso, é possível concluir-se que não havia toxicidade causada por toxinas de cianobactérias em nenhum dos locais amostrados, em qualquer época de amostragem. Estes dados foram consonantes com as análises da água por HPLC, nos diferentes tempos amostrais, sendo negativas para todas ciantoxinas testadas. No entanto, não se pode descartar a necessidade de monitoramento contínuo destes locais, especialmente em períodos em que as variações climáticas não sejam tão atípicas como foi no período estudado (Figuras 26, 27, 28 A e B).

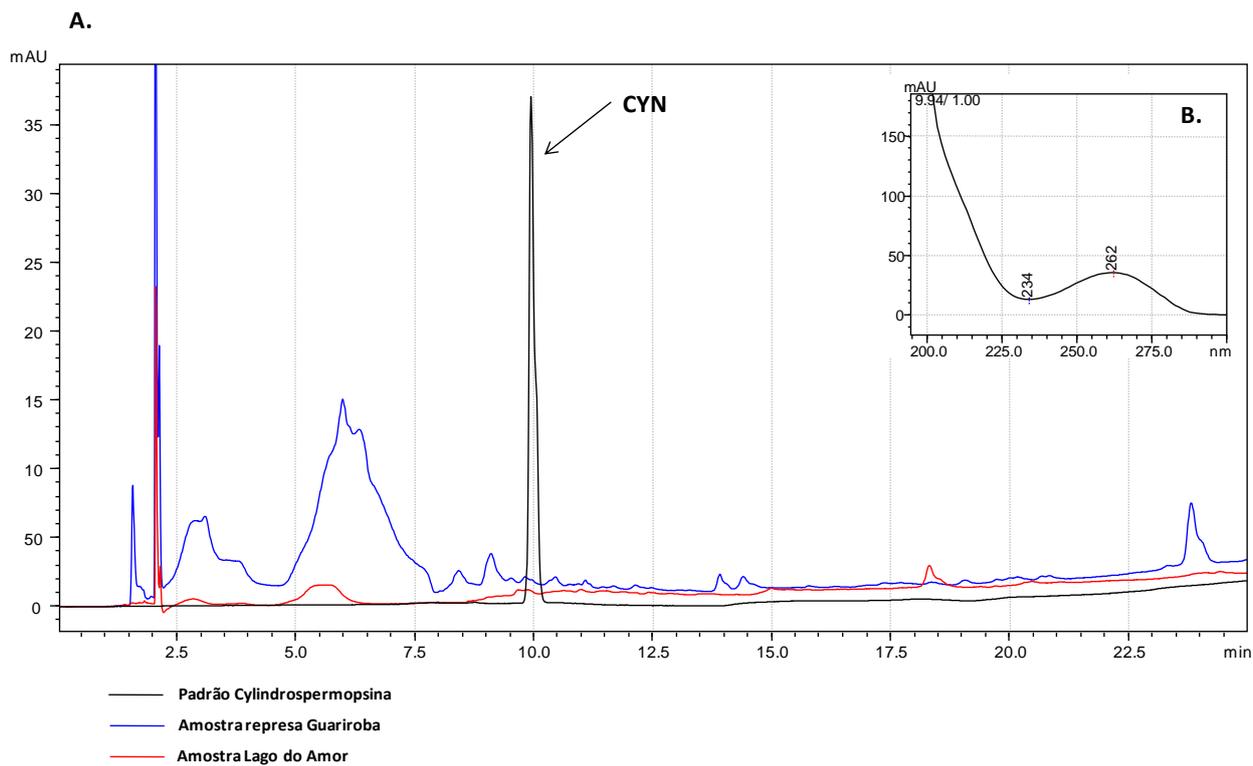


Figura 26: Exemplo de Cromatogramas obtidos por HPLC em amostra das represas Guariroba e Lago do Amor para verificar a ocorrência de Cylindrospermopsina **A.** Comparação entre diferentes amostras e padrão de Cylindrospermopsina. Método utilizado Welker et al. (2002)

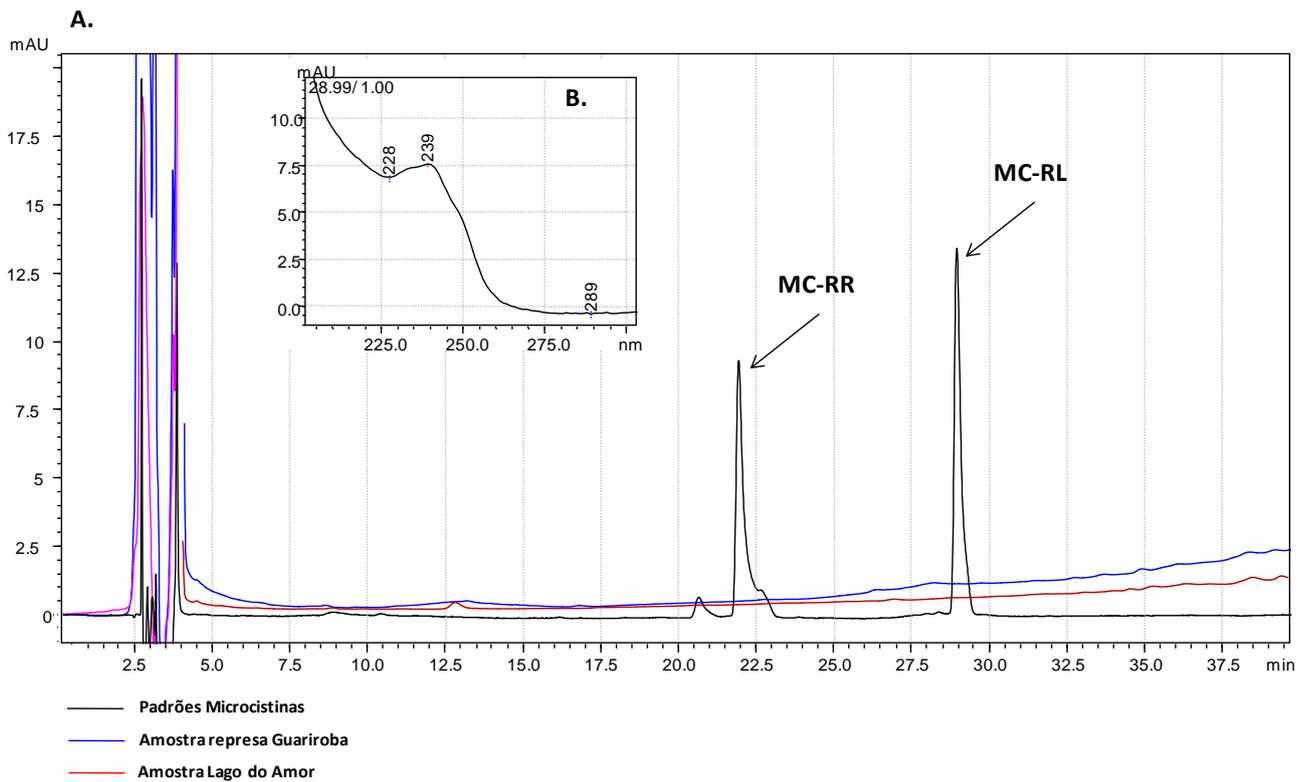
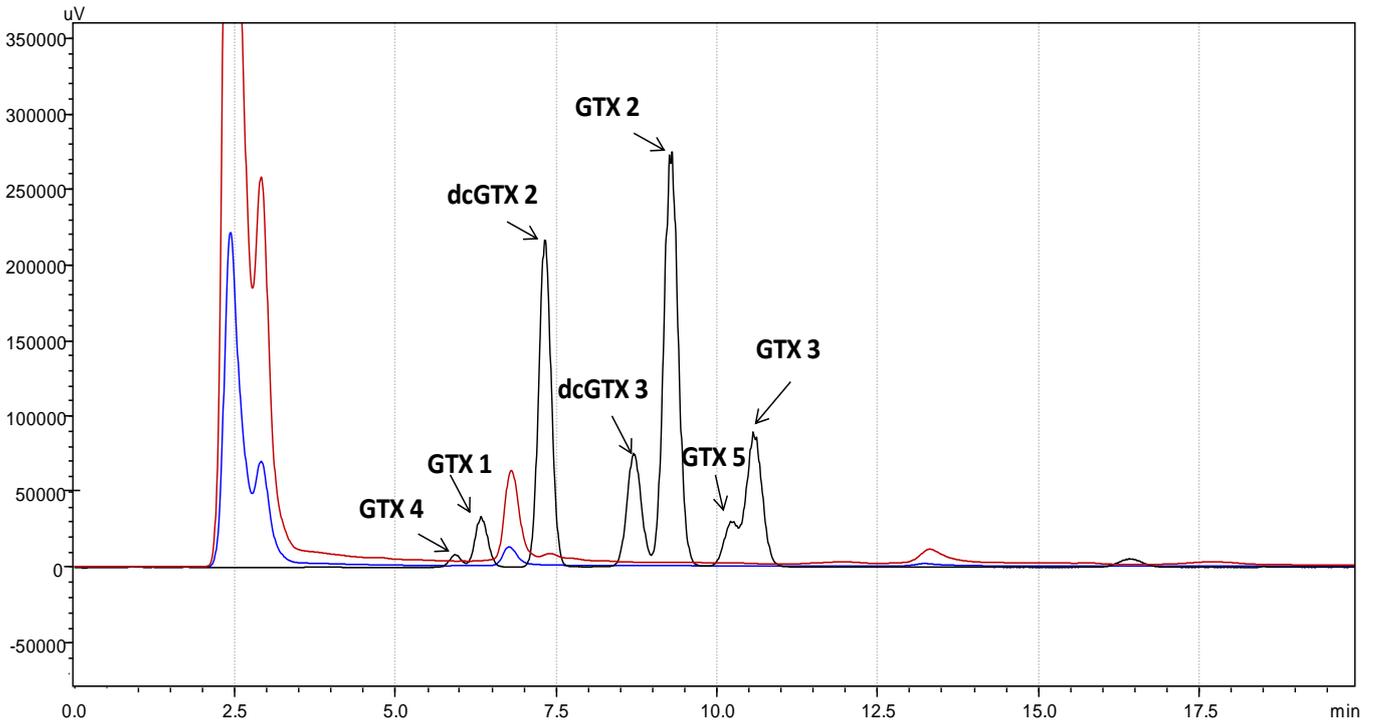


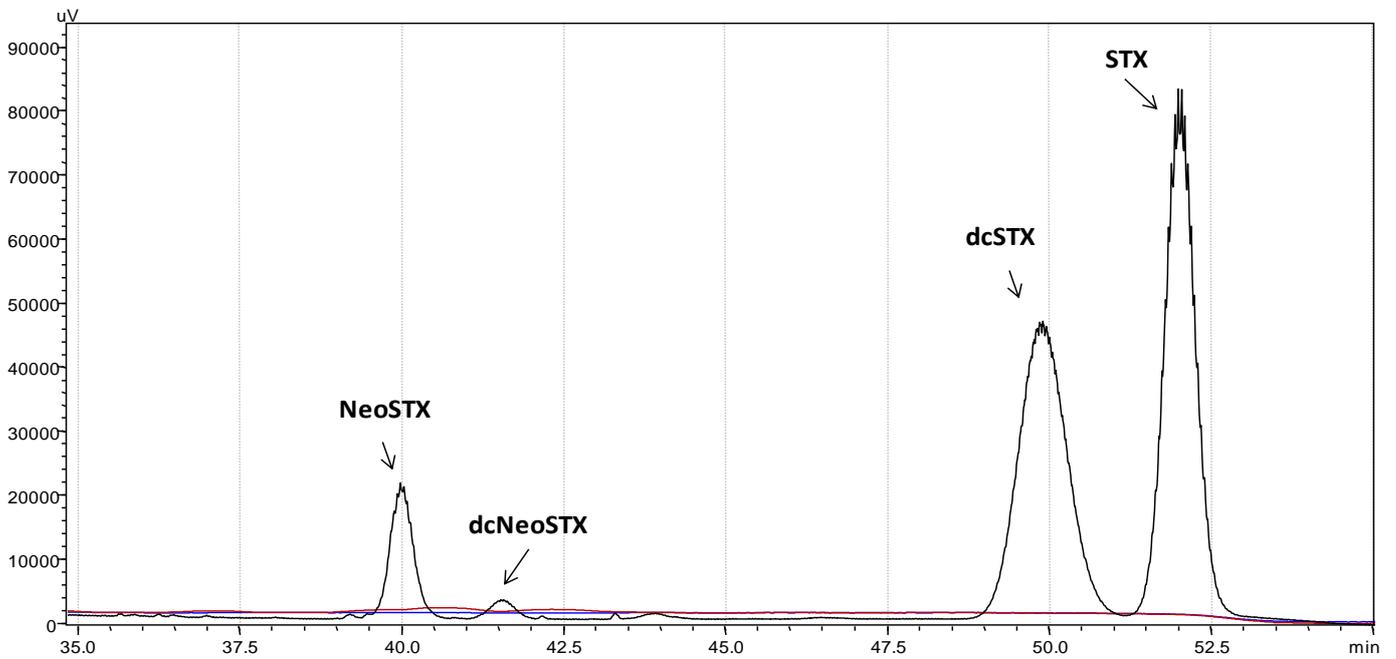
Figura 27: Exemplo de Cromatogramas obtidos por HPLC em amostra das represas Guariroba e Lago do Amor para verificar a ocorrência de Microcistinas; **A.** Comparação entre diferentes amostras e padrões de Microcistinas; **B.** Espectro de absorção da microscistinas. MC-RR= microcistina-RR; MC – LR= microcistinas-LR. Método utilizado. Lawton et. al. (1994).

A.



— Padrões Goniautoxinas
— Amostra represa Guariroba
— Amostra Lago do Amor

B.



— Padrões Saxitoxinas
— Amostra represa Guariroba
— Amostra Lago do Amor

Figura 28: Exemplo de Cromatogramas obtidos por HPLC em amostra das represas Guariroba e Lago do Amor para verificar a ocorrência de Saxitoxinas; **A.** Comparação entre diferentes amostras e padrões de G-toxinas; **B.** Comparação entre diferentes amostras e padrões de Saxitoxinas. Método utilizado, Diener et al. (2006).

5. CONCLUSÕES

-Encontraram-se cianobactérias potencialmente tóxicas (*Lyngbya* sp., *Planktothrix agardhii* e *Oscillatoria* sp) nas águas das represas estudadas.

-Não foram encontradas indícios de toxicidade nas duas represas no período estudado.

-A quantidade e distribuição estacional de chuvas atípicas no período estudado podem ter influenciado negativamente os parâmetros limnológicos favoráveis a diversidade e densidade de cianobactérias nos dois ambientes estudados, por diluição de conteúdos e rápida troca de água nos sistemas.

-É necessário o monitoramento contínuo da diversidade e abundância de cianobactérias nestes ambientes.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21 ed. APHA/AWWA/WEF. Washington, USA. 1368 pp.

ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. 1988. Modern Approach to the classification system of cyanophytes3- Oscillatoriales. *Arciv für Hydrobyologie Algological Studies*, 80 (1-4):327-472.

AZEVEDO, S.M.F.O. Toxinas de cianobactérias: Causas e conseqüências para a saúde publica. *Medicina on line*, 1 (3): 1-22,1998

AZEVEDO, M. T. D. e SANT'ANNA, C. L. Morfologia e reprodução. In: Sant'anna, C. L., M. T. D. Azevedo, et al (Ed.). *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias de águas continentais Brasileiras*. Rio de Janeiro: Intersciência, 2006. Morfologia e reprodução.

BAIRD, C. (2002). *Química Ambiental*. 2 ed. Porto Alegre. Ed Bookman. 622p.

BICUDO, C.E.M. & Menezes, M. Gêneros de Algas Continentais do Brasil: Chave para identificação e Descrições. Segunda Edição. São Carlos Editora RiMa. 489p. 2006.

BIANCHI, T. S., ENGELHAUPT, E., WESTMAN, P., ANDREN, T., ROLFF, C. e ELMGREN, R. Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human-induced? *Limnology and Oceanography*, v.45, n.3, p.716-726. 2000.

BRASIL. 2003. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. *Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano*. Brasília, maio 2003. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/mnl_ciano_bacterias.pdf>, acessado em: 13 de novembro de 2010.

BRASIL. 2004. Ministério da Saúde. Portaria no 518 de 25 de março de 2004. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.Br/legis/portarias/518_04.htm>, acessado em: 12 de novembro de 2010.

BRASIL, 2004. Portaria n° 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e das outras providências.

BORTOLI, S. (2011). *Investigação da biossíntese de toxinas produzidas por cepas de cianobactérias*. Tese de doutorado. Curso de Pós-Graduação em Toxicologias e Análises Toxicológicas – USP.

BULGAKOV, N. G. LEVICH, A.P. 1999. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Archiv für Hydrobiologie*. 146(1): 3-22.

_____. *Água - teste de toxicidade aguda com Daphnia similis Claus, 1876* (Cladocera, Crustacea. Norma Técnica L5 018. São Paulo: CETESB, 33 p. 1991.

CARMICHAEL, W. W., BEASLEY, V., BUNNER, D. L., ELOFF, J. N., FALCONER, I., GORHAM, P., HARADA, K., KRISHNAMURTHY, T., JUAN, W. Y., MOORE, R. E.,

RINEHART, K., RUNNEGAR, M., SKULBERG, O. M. e WATANABE, M. Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). *Toxicon*, v.26, n.11, p.3. 1988.

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

CARMICHAEL, W. W. CYANOBACTERIA SECONDARY METABOLITES - THE CYANOTOXINS. *Journal of Applied Bacteriology*, v.72, n.6, p.445-459. 1992.

CARLSON, R.E.1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22 (2): 361-369.

COSTA, S.M.; AZEVEDO, M.F.O. Implantação de um banco de culturas de cianobactérias tóxicas. *Iheringia*, 45: p.69-74. 1994.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management. Ingrid Chorus & Jamie Bartram Eds. E & FNSpon, London, 416p.1999.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB - (2004). Relatório da Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, CETESB. São Paulo 264 p.

CONAMA 357 – Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução CONAMA 357 – 17/ março de 2005. IN: Diário da União – Seção 1, Nº 53. ISSN 1677 – 7042.

DAHLMANN, J.; RÜHL, A.; HUMMERT, C.; LIEBEZEIT, G.; CARLSSON, P. & RANELI, E. Different methods for toxin analysis in the cyanobacterium *Nodularia spumigena* (Cyanophyceae). *Toxicon*, v.39, p. 1183-1190, 2001.

DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins--occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. *Mol Nutr Food Res*, v.50, n.1, Jan, p.7-17. 2006.

DOMINGOS, P., RUBIM, T. K., MOLICA, R., AZEVEDO, S. M. F. O. e CARMICHAEL, W. W. First report of microcystis production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from northeast Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology*, v.14, n.1, p.4. 1999.

ESTEVEZ, F. A. (1988). Fundamentos de limnologia. Ed. Interciência LTD. Rio de Janeiro. 575 p.

FALCONER, IR. Health implications of Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In: Steffensen DA, Nicholson BC, editors. Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management - Proceedings of an International Workshop. Adelaide; 1994.

FERRO, P. O. M. P. L. C., SILVA, W. M., ROCHE, K. F. & LOPES, I. R. (2008). composição das populações fitoplanctônicas nos meses de dezembro/2006 e junho/2007 em um lago urbano, represa lago do amor (Campo Grande, MS). XII CONGRESSO BRASILEIRO DE FICOCOLOGIA. Universidade Católica de Brasília. Resumos.

FIGUEIRÓ, C. S. 2010. Invertebrados Aquáticos como bioindicadores: Uma proposta para o reservatório Guarairoba, Campo Grande, MS. Monografia. Curso de Pós- Graduação em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental da Faculdade Oswaldo Cruz.

FUNASA. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. – Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56 pg.

GORHAM, P.R.; McLACHLAV, J.R.; HAMMER, V.T. e KIM, W.K. Isolation and culture of toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. International Association of theoretical and applied limnology. Proceedings. V. 15, p 794-804. 1964.

GUARIROBA, 2007, Determinação dos volumes de água dos Reservatórios Guarairoba e Lajeado. Relatório Final. Campo Grande, MS.

GUEDES, T. 2009. Monitoramento da qualidade da água e do processo de eutrofização do reservatório “Lago do Amor” (Campo Grande, MS). Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Engenharia Ambiental da UFMS.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; et. al. Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo:CETESB, 17 p. 1990.

HUSZAR, V.L.M. & GIANI, A. 2004. Amostras da Comunidade Fitoplanctônica em Águas Continentais: Reconhecimento de Padrões Espaciais e Temporais. In: BICUDO, C.E.M & BICUDO, D.C. (Eds), Amostragem em Limnologia. Rima Editora, São Carlos, pp. 133-147.

HUTCHINSON, G.E.(1957). A treatise on limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. N. Y. John Wiley & Sons, 1015pp.

JANSE, I., KARDINAAL, W. E. A., MEIMA, M., FASTNER, J., VISSER, P. M. e ZWART, G. Toxic and nontoxic microcystis colonies in natural populations can be differentiated on the basis of rRNA gene internal transcribed spacer diversity. Applied and Environmental Microbiology, v.70, n.7, p.3979-3987. 2004.

JOCHIMSEN, E. M., CARMICHAEL, W. W., AN, J. S., CARDO, D. M., COOKSON, S. T., HOLMES, C. E. M., ANTUNES, M. B. D., DE MELO, D. A., LYRA, T. M., BARRETO, V. S. T., AZEVEDO, S. e JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystis at a hem dialysis center in Brazil. New England Journal of Medicine, v.338, n.13, p.873-878. 1998.
KOMAREK, J. & AGNOSTIDIS, K.1998. Cyanophokariota: Chroococcales, Susswasserflora Von Mitteleuropa.

KUGRENS, P.; CLAY, B.L.; AGUIAR, R. Ultrastructure of *Lobocharacium coloradoense*, gen. et sp.nov. (Chlorophyta, Characiosiphonaceae), an unusual coenocytes from Colorado. J. Phycol. 36: p.421-432. 2000.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d’água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 238f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, 2004

LAWTON, L.A.; EDWARDS, C.; CODD, G.A. Extraction and high performance liquid chromatographic method for the determination of microcystins in raw and treated waters. *Analyst* 1994, 119, 1525-1530.

LOPES, I.R (2009). Estudo da taxocenose fitoplanctônica de uma pequena represa urbana eutrofizada, o lago do amor, com ênfase em interações com macrófitas aquáticas e o ciclo hidrológico. Dissertação mestrado. Programas de Pós-Graduação Tecnologias Ambientais, UFMS

MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Omega: Barcelona

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral (SEPLAN). Atlas Multireferencial. Mapas. Convênio do Estado de Fundação IBGE. 28p. 1990.

MEYBECK, M. (1989). *Global freshwater quality: a first assessment*. Oxford World Health Organization/Blackwell. 306 p.

NICHOLSON, B.C. Eds. *Proceedings of International Workshop*. Adelaide. Australian. 19p. 1994.

NOVELLI, A. 2005. Estudo Limnológico e Ecotoxicológico da Água e Sedimento do Rio Monjolinho- São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Ciências de Engenharia Ambiental da EESC/USP.

PITALUGA, G. M. (2002). *Limnologia e Avaliação da Qualidade da Água no Reservatório “Lago do Amor” (Campo Grande, MS)*. Dissertação de mestrado. Curso de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – UFMS.

POURIA, S., DE ANDRADE, A., BARBOSA, J., CAVALCANTI, R. L., BARRETO, V. T. S., WARD, C. J., PREISER, W., POON, G. K., NEILD, G. H. e CODD, G. A. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*, v.352, n.9121, p.21-26. 1998.

REYNOLDS, C. EBC. *Ecology, Biodiversity and Conservation*. In: *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York. p. 535. 2006.

RIVIERS, B. *Biologia e Filogenia das Algas* Belo Horizonte: Artmed. 2006

SANT'ANNA, C. L. & AZEVEDO, M. T. P. 2000. Contribution to the Knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71 (3-4): 359-385

SANTO (reservatório Duas Bocas-Cariacica-ES). Relatório apresentado à Funasa. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2005.

TEIXEIRA, M. G. L. C., COSTA, M. C. N., CARVALHO, V. L. P., PEREIRA, M. S. P. e HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bulletin of Pan American Health Organization*, v.27, n.3, p.9. 1993.

TUNDISI, JG (2003) *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.

TUNDISI, JG. and MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 632 p.

UTHERMÖHL, H. 1958. Zur Vervalkammung des Quantitativen Phytoplankton - Methodik. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Mitteilung, 9: 1- 38.

VAN APELDOORN, M. E., VAN EGMOND, H. P., SPEIJERS, G. J. e BAKKER, G. J. Toxins of cyanobacteria. Mol Nutr Food Res, v.51, n.1, Jan, p.7-60. 2007.

Von SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005

WELKER, M.; BICKEL, H.; FASTNER, J. (2002). HPLC-PDA detection of cylindrospermopsin - opportunities and limits. Water Res. 36, 4569-4663

WETZEL, R.G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. Academic Press, San Diego. 1006p.