

LEILA DOS SANTOS MACHADO

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA NO RESERVATÓRIO DE GUARAPIRANGA - SP**

Sorocaba
2016

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*



unesp
Sorocaba

LEILA DOS SANTOS MACHADO

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA COMUNIDADE
FITOPLANCTÔNICA NO RESERVATÓRIO DE GUARAPIRANGA - SP**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental.

Orientadora: Profa. Livre Docente Viviane Moschini Carlos

Sorocaba

2016

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

Machado, Leila dos Santos.

Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Guarapiranga-SP / Leila dos Santos Machado, 2016.

88 f.: il.

Orientador: Viviane Moschini Carlos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2016.

1. Eutrofização. 2. Fitoplâncton. 3. Cianobactéria. 4. Microcistinas. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba). II. Título.

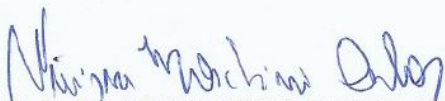
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica no Reservatório de Guarapiranga-SP

AUTORA: LEILA DOS SANTOS

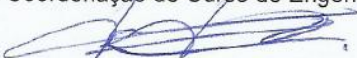
ORIENTADORA: VIVIANE MOSCHINI CARLOS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. VIVIANE MOSCHINI CARLOS

Coordenação de Curso de Engenharia Ambiental - ICTS/ UNESP / UNESP-Sorocaba



Prof. Dr. RAOUL HENRY

Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Botucatu



Profa. Dra. RENATA FRACACIO FRANCISCO

Coordenação de Curso de Engenharia Ambiental - ICTS/ UNESP / UNESP-Sorocaba

Sorocaba, 16 de junho de 2016

Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais e ao meu marido,
que juntos constituem o meu porto seguro.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora Profa. Livre Docente Viviane Moschini Carlos, pelo valioso aprendizado o qual ela me proporcionou, confiando a mim esta pesquisa. Agradeço também pela confiança e pela paciência comigo durante o desenvolvimento da minha dissertação.

Agradeço também ao prof. Dr. Marcelo Pompêo (IB-USP), com todo o suporte nos procedimentos de coleta das amostras que utilizei nesta pesquisa e por todo auxílio durante a mesma.

Agradeço à Larissa pelas inúmeras contribuições de várias formas, durante todo o desdobramento deste trabalho. Agradeço pela amizade, pelas conversas, companhia e solicitude.

Agradeço ao Júlio, Sheila e Fred por todas as dicas, contribuições, auxílios nas análises em laboratório, dicas de estatística e pelas inúmeras conversas e reflexões filosóficas no lab. Também agradeço, pelas dicas e contribuições, a Dani, ao Bruno, a Juliana e a todo o grupo de pesquisa de limno!

Agradeço ao programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais da UNESP Sorocaba, coordenadores, professores, colaboradores e colegas que fizeram parte deste processo.

Agradeço ao Prof. Dr. Leonardo pelo auxílio no processo de liofilização, sempre atencioso e solícito nos momentos em que precisei de sua ajuda.

Agradeço a Micheline e a Profa. Dra. Maria do Carmo (ESALQ – USP de Piracicaba), pela atenção e disponibilidade no auxílio com a metodologia de análises das cianotoxinas.

Agradeço a minha família mãe, pai, Rê, Lú e Mari por todo o apoio, incentivo, compreensão e amor, desde o momento em que eu escolhi seguir neste caminho. Agradeço, em especial, ao Igor pelo amor, paciência, companheirismo e incentivo em todos os aspectos deste trabalho. Sem vocês ao meu lado nada disso teria sentido.

(...)

“Agora é encararmos o destino
E salvarmos o que resta
É aprendermos com o nordestino
Que pra seca se adestra
E termos como guias os indígenas
E determos o desmate
E não agirmos que nem alienígenas
No nosso próprio habitat

Que bem maior que o homem é a Terra
A Terra e seu arredor
Que encerra a vida aqui na Terra, não se encerra
A vida, coisa maior
Que não existe onde não existe água
E que há onde há arte
Que nos alaga e nos alegra quando a mágoa
A alma nos parte

Para criarmos alegria pra viver
O que houver para vivermos
Sem esperanças, mas sem desespero
O futuro que tivermos
Quede água? Quede água? ”

(...)

- Lenine -

MACHADO, L. d. S. Variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Guarapiranga - SP. 2016. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2016.

RESUMO

Em geral, é comum que os reservatórios no Brasil apresentem características propensas a eutrofização, constituindo ecossistemas favoráveis para a expansão das florações de algas e de cianobactérias potencialmente tóxicas. O reservatório de Guarapiranga é responsável pelo fornecimento de água para grande parte da região metropolitana de São Paulo (RMSP), porém, nos últimos anos, tem sido observada uma aceleração do processo de eutrofização mediante interferência humana. Com a alteração das características físico-químicas da água, florações tornaram-se cada vez mais frequentes. Assim, este estudo objetivou investigar a interação e resposta da comunidade fitoplanctônica às variáveis físico-químicas da água do reservatório, bem como, analisar a variação espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica, buscando conhecer a dinâmica das cianobactérias e a presença de microcistina. Para isso, foram coletadas amostras de água no reservatório no período chuvoso e seco na região à montante, intermediária (tributário Parelheiros) e barragem. Em laboratório, foram analisadas as características físico-químicas, quantificação de microcistina, triagem e identificação taxonômica dos organismos fitoplanctônicos. Por meio da análise descritiva e estatística foi possível constatar que composição da comunidade fitoplanctônica é diferente ao longo do reservatório e varia em resposta às características físico-químicas de cada local. Em geral, o período de seca representou um fator agravante do processo de eutrofização no reservatório, principalmente na região da barragem, onde foi observado um aumento considerável na biomassa fitoplanctônica. Na região de Parelheiros, foi observada a dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas (*Cylindrospermopsis raciborskii*, no período chuvoso e *Planktolyngbya limnetica*, no período de seca) e a presença de microcistina, associadas às elevadas concentrações de nutrientes. Desse modo, foi constatado que a comunidade fitoplanctônica responde à variação temporal e espacial observada para as variáveis físico-químicas. De maneira geral, nutrientes como o amônio, nitrogênio e fósforo total estiveram relacionados à alta biomassa fitoplanctônica, principalmente de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Palavras-chave: Eutrofização. Fitoplâncton. Cianobactérias. Microcistinas.

MACHADO, L. d. S.. Spatial and temporal variation of phytoplankton in the Guarapiranga reservoir, SP. 2016. 88 f. Dissertation (Master's degree Environmental Sciences) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2016.

ABSTRACT

In general, it is common that the reservoirs in Brazil have the characteristics prone to eutrophication, constituting favorable ecosystem for the expansion of algal blooms and potentially toxic cyanobacteria. The Guarapiranga reservoir is responsible for providing water for a large proportion of the metropolitan area of São Paulo (MRSP), but in recent years it has been observed an accelerated eutrophication process by human interference. By changing the physical and chemical characteristics of water, algal blooms have become increasingly frequent. This study aimed to investigate the composition and biomass of the phytoplankton community as well as the effects of main environmental variables on the phytoplankton community structure, additionally, to analyze the dynamics of cyanobacteria and the quantification of microcystin. Water samples for physical, chemical and biological analysis were collected in the rainy and the dry season in the regions of the reservoir: upstream, intermediate (Parelheiros affluent) and dam. The organisms were analyzed in the microscope, identified and measured for the calculation of the biomass. Statistical analyses indicated that the composition of the phytoplankton community is different along the reservoir and varies in response to the physicochemical characteristics of each site. In general, the dry period represented an aggravating factor in the eutrophication process in the reservoir, mainly in the dam area, where it was observed a significant increase in phytoplankton biomass. In Parelheiros region was observed dominance of potentially toxic cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii* in the rainy season and *Planktolyngbya limnetica*, in the dry season) and the presence of microcystin associated with high concentrations of nutrients. Thus, it was concluded that the phytoplankton community responds to the temporal and spatial variation observed for the physical and chemical variables. In general, nutrients such as ammonia, total nitrogen and total phosphorus were related to high phytoplankton biomass, particularly of potentially toxic cyanobacteria.

Key words: Eutrophication. Phytoplankton. Cyanobacteria. Microcystins

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL.....	10
1 Introdução	10
1.1 Reservatórios urbanos eutrofizados.....	10
1.2 O fitoplâncton nos reservatórios.....	11
1.3 A problemática das cianobactérias nos reservatórios brasileiros	13
2 Objetivos.....	16
2.1 Objetivos gerais	16
2.2 Objetivos específicos.....	16
3 Área de estudo.....	17
CAPÍTULO 2 - HETEROGENEIDADE ESPACIAL E VARIAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS NO RESERVATÓRIO DE GUARAPIRANGA, SÃO PAULO-SP.	21
1 Introdução	21
2 Objetivo	22
3 Metodologia.....	22
3.1 Descrição dos locais amostrais	22
3.2 Análise estatística	24
4 Resultados e discussão.....	24
4.1 Análise descritiva	24
4.2 Análises estatísticas	30
5 Conclusões.....	39
CAPÍTULO 3 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E APROBLEMÁTICA DAS CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO RESERVATÓRIO DE GUARAPIRANGA, SÃO PAULO - SP.	40
1 Introdução	40
2 Objetivos.....	41

3 Metodologia	41
3.1 Descrição dos locais amostrais	41
3.2 Procedimentos de coleta em campo.....	42
3.3 Análises do material coletado.....	43
3.4 Índices de diversidade	44
3.5 Biovolume	44
3.6 Análises estatísticas	44
4 Resultados	45
4.1 Análise descritiva da composição fitoplanctônica	45
4.2 Análise estatística	58
4.3 A problemática das cianobactérias e cianotoxinas	63
5 Discussão	69
6 Conclusões	76
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS	77
Referências bibliográficas	78

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO GERAL

1 Introdução

1.1 Reservatórios urbanos eutrofizados

Reservatórios são ambientes lacustres intermediários entre rios e lagos naturais, cujas características ecológicas podem corresponder aos ecossistemas lóticos e aos ecossistemas lênticos, de acordo com o tempo de residência (HENRY *et al.*, 1998). Esse modo de represar água é de cunho antrópico, foi criado para atender às necessidades específicas como abastecimento de água, geração de energia, contenção de enchentes, dentre outras finalidades (ALMEIDA, 2011). Segundo Carvalho (2003) a construção de reservatórios para estes e outros fins é uma das mais antigas e importantes intervenções humanas nos sistemas naturais. Isso foi devido ao aumento populacional e à distribuição irregular entre habitação humana e recursos hídricos, criando pressões para o armazenamento de água em muitas partes do planeta (TUNDISI, 1999).

A respeito do funcionamento dos reservatórios, Straskraba e Tundisi (2000) descrevem que este está interligado a diversos subsistemas, bacias hidrográficas, vazões afluentes, vazões liberadas, sócio-economia, gerenciamento do entorno e características do corpo d'água (relação entre os fatores físico-químicos e as comunidades biológicas). Nesse contexto, a fim de monitorar e manter o equilíbrio em cada uma dessas interligações, é necessário conhecer sistematicamente a qualidade da água desses reservatórios. Em suma, o monitoramento físico e químico da água gera dados de grande importância, permitindo reconhecer o nível de degradação de ambientes (LOBO & CALLEGARO, 2000) e o impacto dessas condições nas comunidades biológicas do meio.

Segundo Almeida (2011), a deterioração dos recursos hídricos se deve ao constante aumento no volume de sua utilização para diversas finalidades, bem como o aumento da poluição e da contaminação. Alterações na categoria trófica dos lagos podem trazer sérios prejuízos ao funcionamento do sistema, o quadro pode ser ainda mais agravado na ocorrência de eutrofização; que pode ter origem natural e ocorrer de forma lenta (SALAS & MARTINO, 1991). Entretanto na situação atual, esse processo é essencialmente de caráter cultural, acelerado pelo aporte contínuo de nutrientes de origem antropogênica (ALMEIDA, 2011). Em geral, é comum que as represas no Brasil apresentem dimensões rasas e muito propensas a eutrofização, constituindo ecossistemas favoráveis para a expansão das florações de algas e cianobactérias (SANT'ANNA *et al.*, 2008; RODRIGUES, SANT'ANNA e TUCCI, 2010).

Nesse sentido, a comunidade fitoplanctônica responde rapidamente às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural, alterando sua composição, estrutura e taxa de crescimento (CARVALHO, 2003).

Uma ferramenta importante em Limnologia é o Índice de Estado Trófico (IET). Ele é utilizado como uma forma de avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e/ou aumento da infestação de macrófitas aquáticas e cianobactérias (TUNDISI & MATSMURA-TUNDISI, 2008). Com base no Índice de Estado Trófico (LAMPARELLI, 2004), foram denominados níveis de classificação. Suas especificações consideram desde corpos de água limpos, com concentrações insignificantes de nutrientes, no caso de estado ultraoligotrófico seguindo para estado oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e, por fim, hipereutrófico que caracteriza corpos de água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes (POMPEO & MOSCHINI-CARLOS, 2012).

Carvalho (2003) aponta para a importância destas ferramentas, de modo que, um monitoramento adequado, derivado de pesquisas limnológicas, proporciona dados acumulados que permitem estabelecer sistemas de prevenção e identificação precoce de problemas relacionados à qualidade da água e à saúde humana (TUNDISI, 1991). Os dados acumulados pelos programas de monitoramento podem contribuir definitivamente para uma análise das tendências referentes à qualidade do ecossistema aquático e permitem ações de prevenção e correção que diminuam custos de tratamento futuro, principalmente com relação à eutrofização (CARVALHO, 2003).

1.2 O fitoplâncton nos reservatórios

Segundo Nishimura (2012), o fitoplâncton em particular vive em suspensão nas massas d'água e apenas condições ambientais muito particulares permitem movimentos ativos e efetivos. Sendo assim, o fitoplâncton é uma comunidade totalmente dependente dos movimentos das massas de água (REYNOLDS, 2006). Com isso, a seleção de espécies adaptadas a essas condições, bem como variações em composição e biomassa, é governada pelas inter-relações de fatores físicos como temperatura e circulação, fatores químicos, como nutrientes e distribuição relativa dos íons dissolvidos na água, e fatores biológicos como interação das espécies, efeitos da predação e parasitismo (TUNDISI & MATSMURA-TUNDISI, 2008).

Segundo Carvalho (2003), em limnologia a comunidade fitoplanctônica é de importância fundamental como indicativo das condições qualitativas da água. Por meio do estudo desta, é possível a realização de previsões a partir de alterações ambientais (BEYRUTH, 1996). Por viverem em suspensão, os organismos desta comunidade respondem rapidamente às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural, que provocam mudanças na sua composição, estrutura e taxa de crescimento (USEPA, 1992 *apud* CARVALHO 2003). Souza e Fernandes (2009) comentam que dentre as comunidades aquáticas, o fitoplâncton tem sido amplamente utilizado em estudos de monitoramento dos corpos d'água pelas rápidas respostas às modificações ambientais e por exercer papel determinante na produção de matéria orgânica e de oxigênio (CALIJURI, ALVES & SANTOS; 2006). Por ser um dos principais componentes da cadeia alimentar, o fitoplâncton é importante na manutenção e no desenvolvimento da vida aquática. Diferentes atributos, como a estrutura e a distribuição espaço-temporal desta comunidade, são determinantes para a ecologia de cada ecossistema (MELO; SUZUKI, 1998).

Nos ambientes lacustres, o fitoplâncton apresenta grande quantidade de formas taxonômicas, as quais têm necessidades fisiológicas diferentes e respondem de modo distinto aos parâmetros físicos e químicos como luz, temperatura e regime de nutrientes (BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2003). Muitas espécies podem coexistir no mesmo volume de água, no entanto, os gêneros dominantes variam não só no espaço (vertical e horizontalmente), mas também sazonalmente, à medida que as condições ambientais se alteram (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Rodrigues, Sant'Anna e Tucci (2010) mencionam que características da comunidade fitoplanctônica como a composição, estrutura e dinâmica, além de sofrerem influências de características morfométricas, são influenciadas pelo tempo de residência, gradientes verticais de temperatura e as diferentes alturas da captação de água. Além disso, a ocorrência de florações pode abranger ambientes não impactados, haja vista que esta comunidade é fortemente influenciada por pulsos externos sazonais de sedimentos e nutrientes (HENRY *et al.*, 1998). Nishimura (2012) comenta que os reservatórios apresentam gradientes horizontais e verticais de fatores abióticos que controlam a dinâmica fitoplanctônica. Nestes sistemas, há uma marcada heterogeneidade espacial na produtividade fitoplanctônica devido aos gradientes longitudinais da morfologia da bacia, velocidade de fluxo, tempo de residência, sólidos em suspensão, luz e disponibilidade de nutrientes (KIMMEL *et al.*, 1990).

Calijuri, Alves & Santos (2006) afirmam que os principais grupos fitoplânctônicos de águas continentais são: cianobactérias, diatomáceas e dinoflagelados. Os autores comentam que dentre esses grupos, as cianobactérias são consideradas as maiores fontes de problemas, devido ao seu potencial tóxico. Na maioria dos reservatórios brasileiros, as classes Chlorophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae predominam quanto à riqueza de espécies, independentemente do estado trófico (SANT'ANNA *et al.*, 2008; RODRIGUES, SANT'ANNA e TUCCI, 2010). Segundo Serafim Júnior *et al.* (2010) em reservatórios cujo estado trófico seja caracterizado como oligotrófico e mesotrófico, há dominância das algas palatáveis para maior parte do zooplâncton, como as algas pertencentes as classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae (RIETZLER *et al.*, 2002; BONECKER & AOYAGUI, 2005). Comumente o zooplâncton controla o crescimento populacional do fitoplâncton (FERNANDES *et al.*, 2005). Contudo, em ambientes eutrofizados a comunidade zooplânctônica é caracterizada por pequenos filtradores de modo que o consumo do fitoplâncton é ineficiente, consequentemente, não suprimindo as florações de Cyanobacteria (SERAFIM-JÚNIOR *et al.*, 2005).

1.3 A problemática das cianobactérias nos reservatórios brasileiros

A divisão Cyanobacteria pertence ao domínio Bacteria e contém apenas uma classe - Cyanobacteria. Segundo Sant'anna *et al.* (2011), por apresentarem características de algas e de bactérias, as cianobactérias constituem um grupo peculiar dentre os organismos procariotos. A característica que mais as aproximam das algas é a capacidade de realizar fotossíntese oxigênica devido à presença de clorofila, a qual é um pigmento comum a todos os seres fotossintetizantes. Outros pigmentos como as ficobilinas e pigmentos acessórios como os carotenóides, também estão presentes nesses organismos. Estas características as aproximam ainda mais das algas, pois o papel de produtores primários também lhes é cabível. Entretanto, igualmente as demais bactérias, esses organismos não possuem núcleo e plastos, a constituição da parede celular é peptidoglicana e a reprodução é do tipo assexuada (LEE, 2008). Segundo Calijuri, Alves e Santos (2006), as principais sinonímias usadas para denominar um mesmo grupo de organismos que apresentam combinação de propriedades encontradas em algas e bactérias são: mixofíceas, cianoprocariontes, cianobactérias e cianofíceas.

Os ambientes lacustres rasos são os habitats mais apropriados para o crescimento das cianobactérias, sendo que a maioria encontra-se em águas neutroalcalinas (pH de 6,0 a 9,0), em temperaturas entre 15°C e 30°C e com elevadas concentrações de nutrientes,

particularmente, o nitrogênio e o fósforo. Em função das características fisiológicas, morfológicas e ecológicas, as cianobactérias apresentam grande capacidade adaptativa as condições luminosas, a turbulência e a quantidade de nutrientes (MISCHKE, 2003).

Florações de grandes proporções são altamente potencializadas em condições de eutrofização, em suma, o aumento da ocorrência das cianobactérias potencialmente tóxicas. As toxinas produzidas por estes organismos têm a capacidade de comprometer a qualidade das águas podendo, desta forma, assumir uma característica mais ameaçadora e envolver a contaminação do abastecimento público (LAMPARELLI, 2004). Na publicação da Organização Mundial da Saúde sobre cianobactérias (CHORUS & BARTRAM, 1999) são relatados diversos episódios, em diferentes continentes, em que florações desses organismos trouxeram prejuízos a saúde humana; devido ao uso da água para abastecimento ou por inalação em exposição direta em atividades como natação. Segundo Lamparelli (2004), há também casos relatados nos quais o uso da água com florações de cianobactérias, para dessedentação de animais, resultou na morte destes últimos. Os mecanismos de exposição humana a cianotoxinas podem envolver o contato dermal, inalação, ingestão oral, intravenosa e bioacumulação na cadeia alimentar. As toxinas podem ser agrupadas segundo sua origem e forma de dispersão no ambiente em endotoxinas e exotoxinas. As endotoxinas são constituintes da parede celular de bactérias e cianobactérias e são liberadas para a água quando as células morrem e entram em senescência. Sua composição é de polissacarídeos e lipídeos e são consideradas toxinas fracas. As exotoxinas são proteínas (polipeptídeos), específica e possui grande ação tóxica. As duas toxinas podem ser fatais em doses elevadas (CALIJURI, ALVES & SANTOS, 2006).

O uso de algicidas como cloro e sulfato de cobre visando a remoção/inativação de microalgas e cianobactérias é bastante conhecido e seu efeito demonstra eficácia no controle de florações (MANTOVANI, MOSER & FAVERO, 2011), principalmente em reservatórios. Entretanto, a lise celular dos organismos alvo libera toxinas, elevando a toxicidade do ambiente, já que grandes florações concentram toxinas em doses elevadas, o que potencializa sua fatalidade (MOLICA & AZEVEDO, 2009). Além disso, esta prática pode gerar subprodutos clorados como os Trihalometanos (THM) considerados carcinogênicos, pela liberação de metabólitos que podem ser potencialmente tóxicos (MONDARDO, SENS & MELO FILHO, 2006). No caso do sulfato de cobre, além da toxicidade liberada na água pela mortandade dos organismos, o acúmulo de cobre no sedimento do meio hídrico, trás sérios prejuízos ao ecossistema.

As toxinas são classificadas conforme seu mecanismo e local de ação no organismo de vertebrados. Neste contexto, são conhecidas as hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), as neutotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a (S) e saxitoxinas), as citotoxinas (cilindrospermopsina) e as dermatotoxinas (lipopolissacarídeos) (FALCONER, 1996; FALCONER & HUMPAGE, 2005; CALIJURI, ALVES & SANTOS, 2006). As hepatotoxinas e as neurotoxinas são os principais grupos caracterizados até o momento (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006).

Microcistinas são hepatotoxinas produzidas por espécies como *Microcystis*, *Planktothrix* e *Anabaena/Dolichospermum* (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2013). Dentre as hepatotoxinas, as microcistinas têm recebido maior atenção, já que são encontradas com maior frequência nos corpos d'água. Microcistinas são heptapeptídeos cíclicos e apresentam diferentes formatos identificados, com variados níveis de toxicidade, (CARMICHAEL, 1992). Elas são inibidoras das proteína-fosfatases 1 e 2A, o que provoca o desarranjo do citoesqueleto dos hepatócitos e hemorragia intra-hepática (DINGA *et al.*, 1999; CODD *et al.*, 1999). Como resultado da exposição às cianotoxinas, diversos mamíferos, aves e peixes têm sido envenenados mundialmente devido às florações de *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia* e *Oscillatoria*, as quais são consideradas prejudiciais a saúde humana. Os gêneros mais comuns no Brasil são *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis* (MANTOVANI, MOSER & FAVERO, 2011).

Bitencour-Oliveira *et al.* (2013) chama atenção para o Brasil, no que diz respeito ao seu histórico de florações e contaminações por cianotoxinas nos seus ecossistemas de água doce. As autoras reiteram a importância de monitoramento de cianotoxinas em reservatórios de abastecimento público, devido a alta toxicidade que elas representam. No estudo que as autoras desenvolveram nos reservatórios de Pernambuco, foi identificada uma similaridade das comunidades de cianobactérias encontradas e a presença de espécies potencialmente produtoras de microcistina e cilindrospermopsina. As autoras ponderam que uma expansão geográfica possa ser favorecida por esses fatores. Estas questões justificam e ressaltam a necessidade de aumentar o monitoramento de cianotoxinas, principalmente de microcistinas, em reservatórios de abastecimento público no Brasil; com atenção especial àqueles destinados ao abastecimento de grandes centros como é o caso do reservatório de Guarapiranga.

2 Objetivos

2.1 Objetivos gerais

O objetivo deste estudo foi analisar a comunidade fitoplanctônica no reservatório de Guarapiranga, buscando conhecer a dinâmica do fitoplâncton com ênfase nas cianobactérias e a presença de cianotoxina (microcistina). Com base nos dados físico-químicos da água do reservatório, investigar a interação e resposta, da comunidade fitoplanctônica, a estas variáveis.

2.2 Objetivos específicos

- Investigar se há heterogeneidade espacial e variação temporal no reservatório, a partir das variáveis físicas e químicas da água.

- Avaliar a existência de variação temporal e espacial na composição da comunidade fitoplanctônica no reservatório, e investigar sua correspondência com as variáveis físicas e químicas da água.

- Analisar a distribuição das cianobactérias ao longo do reservatório e os fatores ambientais relacionados à ocorrência destes organismos.

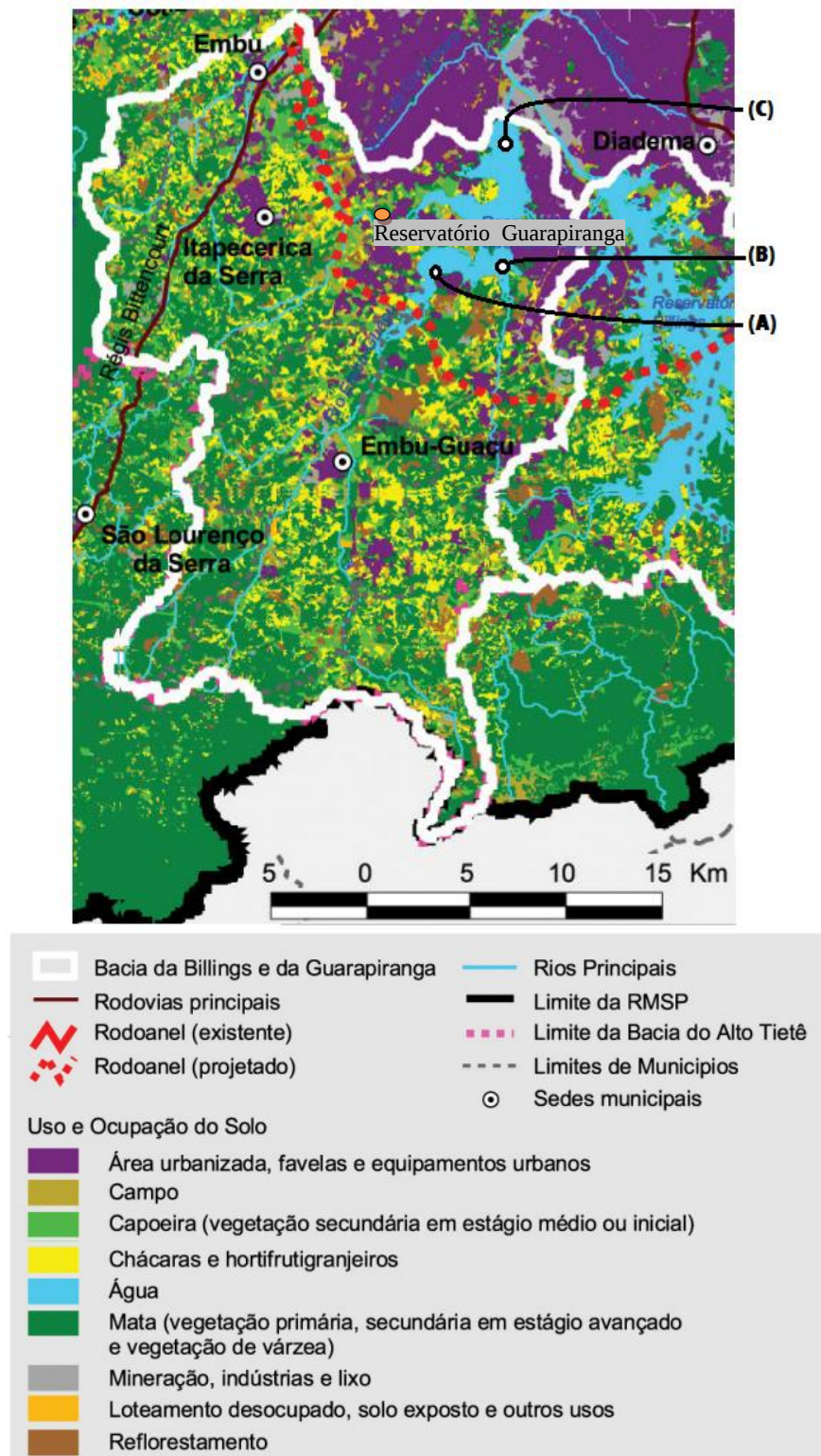
- Analisar a ocorrência de microcistina na água do reservatório.

3 Área de estudo

O reservatório de Guarapiranga é responsável pelo fornecimento de água para grande parte da região metropolitana de São Paulo (RMSP), trata-se do segundo maior manancial do sistema de abastecimento (CETESB 2002, WHATELY & CUNHA 2006).

A represa de Guarapiranga está localizada a 23°43'S e 46°32'W a uma altitude de 742m, profundidade máxima de 13 metros e tempo de retenção de 185 dias, fornecendo 11 mil litros de água por segundo para cerca de 3,7 milhões de pessoas. Apresenta um nível operacional mínimo de 726,37m e o máximo é de 736,62m (HELOU & SILVA, 1987), a vazão afluente média é de 11,8m³/s; a área da represa é de 3618 ha, o volume total de 194x10⁶ m³ e a profundidade média de 7m (MOZETO, SILVÉRIO & SOARES, 2001). Possui morfologia do tipo dendrítica, estreita e alongada, o que acentua a influência do uso e ocupação do solo em sua bacia hidrográfica (CETESB 2002, WHATELY & CUNHA 2006). Considerada um reservatório urbano, a represa de Guarapiranga abrange cinco municípios da Grande São Paulo: São Paulo (211 km²), Itapequerica da Serra (183 km²), Embu-Guaçu (162 km²), Embu (41 km²) e Cotia (33 km²) (Figura 1). O município de São Paulo contorna toda a margem direita e parte da margem esquerda, perfazendo 70% do perímetro da represa, sendo o restante limitando-se aos municípios de Embu-Guaçu (27%) e Itapequerica da Serra (3%).

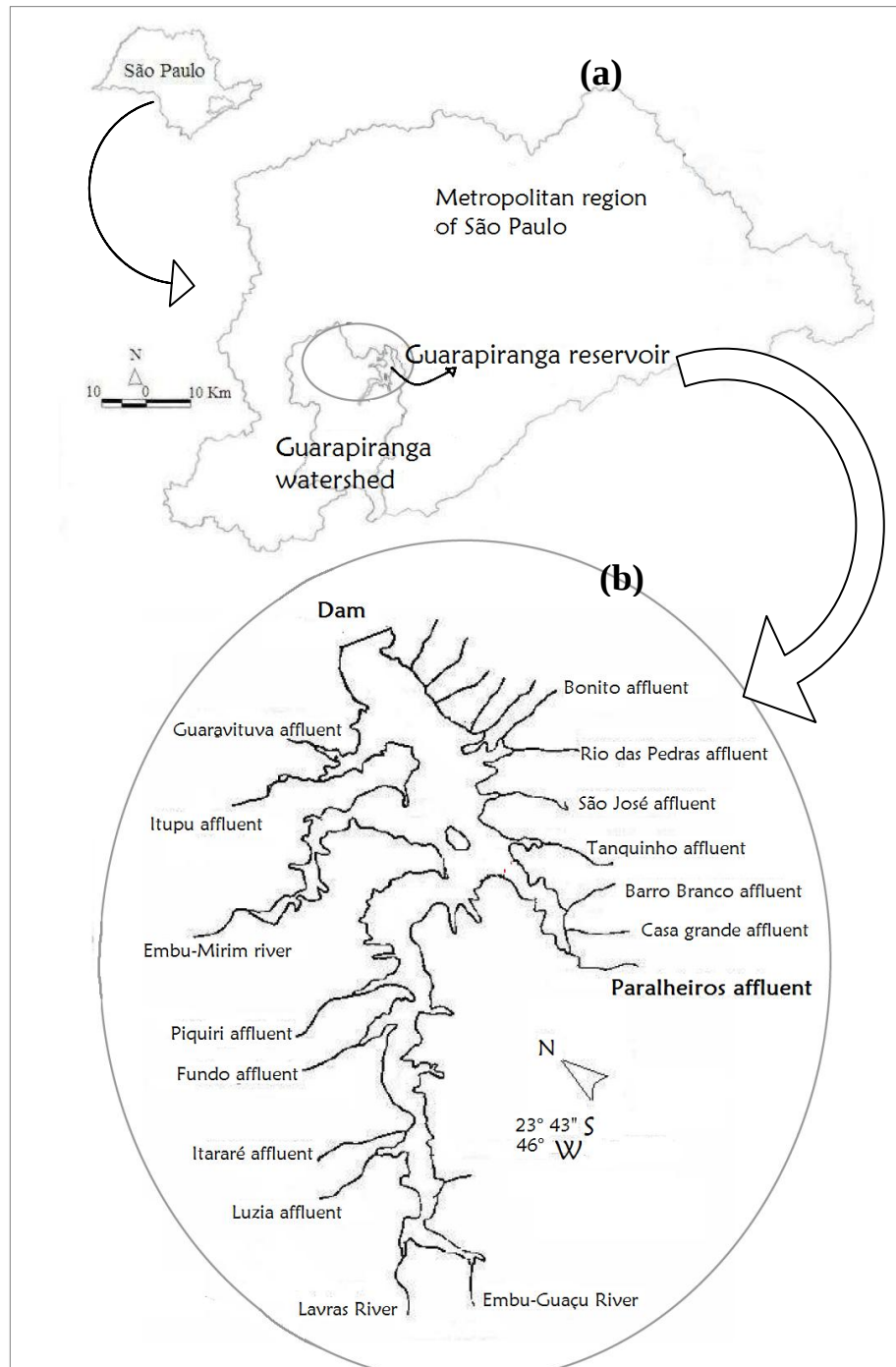
Figura 1 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e no entorno do reservatório Guarapiranga, municípios limítrofes e principais formadores.



Fonte: adaptado de Whately e Cunha (2006).

Nesse reservatório o processo de eutrofização tem sido acelerado mediante interferência humana. A Figura 2 apresenta A localização da represa de Guarapiranga e seus principais afluentes.

Figura 2 - a) Localização espacial do reservatório Guarapiranga e b) seus afluentes.



Fonte: a) modificado de Whately & Cunha (2006); b) modificado de Rocha (1976).

A represa foi construída entre 1906 a 1908, por meio da construção da barragem no rio Guarapiranga e seus afluentes, a fim de regularizar as vazões contribuintes e ampliar a

produção de energia elétrica em Santana do Parnaíba (CETESB, 2002). Atualmente, a represa de Guarapiranga é responsável pelo abastecimento da parte sudoeste do município de São Paulo, que abrange mais de três milhões de pessoas, e encontra-se seriamente ameaçada pela ocupação urbana desordenada e poluição de suas águas. Os resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga, realizado pelo Instituto Socioambiental em 1996, mostraram um quadro preocupante. De 1989 a 1996, a Guarapiranga perdeu 15% de sua cobertura vegetal e teve um crescimento urbano de 50% (WHATELY & CUNHA 2006).

O reservatório foi classificado como eutrófico em 1960, em função da descarga de esgoto urbano. Os altos valores de produtividade primária classificam as regiões próximas às descargas dos tributários como hipereutrófico. Os metais totais e as concentrações de nutrientes no sedimento refletem uma contaminação antrópica (MOZETO, SILVÉRIO, & SOARES, 2001). Em 2012 o reservatório foi classificado como Mesotrófico segundo o Relatório de Águas Superficiais da CESTESB. O índice de qualidade de água bruta (IAP) para fins de abastecimento público classifica as águas do reservatório de Guarapiranga como boa, já o índice de qualidade da água para proteção da vida aquática (IVA) classifica como regular (CETESB, 2012). É importante ressaltar que essa trofia é artificial devido ao manejo realizado no reservatório por meio da utilização de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio, a fim de controlar a floração de cianobactérias (NISHIMURA, 2012).

Ordem de apresentação do trabalho:

No Capítulo 2 e no Capítulo 3 desta dissertação estão apresentados os trabalhos oriundos desta pesquisa em formato de artigo, denominados como se segue:

Capítulo 2 – “Heterogeneidade espacial e variação temporal das variáveis físico-químicas no reservatório de Guarapiranga, São Paulo-SP.”

Capítulo 3 – “Dinâmica temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica e aproblemática das cianobactérias e cianotoxinas no reservatório de Guarapiranga, São Paulo - SP.”

CAPÍTULO 2 - HETEROGENEIDADE ESPACIAL E VARIAÇÃO TEMPORAL DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS NO RESERVATÓRIO DE GUARAPIRANGA, SÃO PAULO-SP.

1 Introdução

Reservatórios são originalmente caracterizados por possuírem formações dendríticas as quais, em grande parte, são conferidas por seus tributários que, em geral, apresentam qualidade da água distinta uns dos outros. Estas características estão associadas normalmente à existência de heterogeneidade espacial e horizontal de suas características limnológicas (THORTON, 1990). Segundo estes autores, os reservatórios normalmente exibem um marcado gradiente longitudinal, bem como, graus de heterogeneidade das variáveis relacionadas à produção primária, como as características físicas e químicas que podem apresentar. Os reservatórios normalmente são distinguidos por três zonas dentro de seu eixo longitudinal, as quais são caracterizadas como a) zona fluvial, com um curto tempo de residência, portanto com características de ambiente mais lótico do que lântico; b) zona de transição, a qual é caracterizada por um tempo de residência relativamente maior, assumindo característica de um ambiente mais lântico e c) zona lacustre, que em geral apresenta um tempo de residência mais extenso em relação aos demais, o qual assume características de ambiente lântico (THORTON, 1990; STRASKRABA & TUNDISI 2000; WETZEL 2001). Já a variação temporal pode interferir nos processos evolutivos de tal forma, que as seleções feitas pelos indivíduos sob as condições que encontram, em qualquer tempo em particular, podem assumir uma configuração evolutiva (RICKLEFS, 2010). A variação temporal pode ser analisada em qualquer tempo, e seus efeitos podem ser comparados, por exemplo, com base em períodos climáticos distintos.

A heterogeneidade espacial e variação temporal exercem importante papel nos ecossistemas, pois ambos os formatos têm a capacidade de promover a diversidade de habitats e, conseqüentemente, a diversidade biológica (ZANATA & ESPÍNDOLA, 2002). Cardoso-Silva (2008) afirma que o conhecimento destas dinâmicas é uma ferramenta importante na elaboração das propostas de manejo e, a partir desta variação da água no tempo e espaço, é possível desenvolver condutas diferentes de tratamento e operação destes sistemas. Segundo a autora, estudos que enfoquem a heterogeneidade espacial e/ou temporal apresentam alta relevância para o ponto de vista científico e para o ponto de vista local, com o intuito de auxiliar as metodologias de manejo.

A expansão urbana atual, caracterizada por ocupação de áreas muitas vezes de modo irregular e pelo crescimento de indústrias em grandes centros, exige uma demanda maior por recursos naturais, principalmente de água para fins domésticos e industriais, fazendo com que as atividades humanas sejam cada vez mais dependentes da disponibilidade das águas continentais. Por outro lado, nestes grandes centros grande parte dos efluentes gerados acaba conduzida à rede hídrica, que por sua vez acaba sendo levada até os mananciais, limitando ainda mais a disponibilidade destes recursos para suprimir a necessidade das populações (ESTEVES, 1998, TUNDISI, 2003). Nestas condições, faz-se necessário o desenvolvimento de programas eficientes de manejo para áreas afetadas. Entretanto, estas ações demandam conhecimento da dinâmica e metabolismo do ecossistema. Compreender estas características significa estudar os processos associados e, principalmente, como se comporta toda a cadeia trófica estabelecida (CALIJURI, 1999).

No caso do reservatório de Guarapiranga em particular, não obstante a sua importância como manancial na região metropolitana de São Paulo (WHATELY & CUNHA, 2006), o mesmo tem apresentado em seu entorno uma grande expansão de áreas de ocupação, tais como, loteamentos e moradias irregulares desprovidas de saneamento básico (SEMA, 1997). Estas características têm favorecido a baixa qualidade da água no reservatório, trazendo um aumento da carga orgânica e acelerando os processos de eutrofização (ANA, 2005). Neste contexto, conhecer as características das águas deste reservatório possibilita a ampliação do conhecimento ecológico destes ecossistemas e permite detectar as alterações provenientes de atividades antrópicas.

2 Objetivo

O objetivo deste estudo foi analisar a existência de heterogeneidade espacial e a variação temporal nas águas superficiais do reservatório, por meio das variáveis físicas e químicas da água, no reservatório de Guarapiranga (SP).

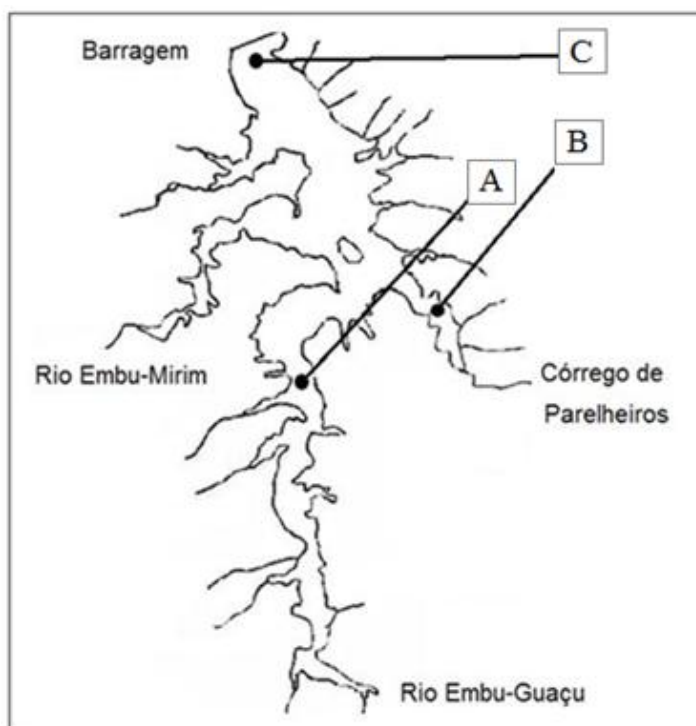
3 Metodologia

3.1 Descrição dos locais amostrais

As coletas a campo foram realizadas em fevereiro de 2014 (período chuvoso) e no mês de outubro do mesmo ano (período seco). Foram amostrados três pontos (réplicas) em cada uma das estações: próximo ao Rodoanel (local A), no braço Parelheiros (local B) e corpo central próximo a barragem (local C) (Figura 1). Estas estações foram determinadas com base em estudos, os quais têm mostrado que o reservatório apresenta uma compartimentalização,

indicando que a água destas três principais regiões apresenta características físicas, químicas e biológicas específicas. Com isso, foi determinado o perfil na coluna d'água da temperatura, da condutividade elétrica e do pH (sonda multiparâmetros YSI 63). Foram tomadas amostras integradas da coluna d'água nos primeiros cinco metros (Navarro *et al.*, 2006), e acondicionadas em galões de 5 litros e sacola térmica para o transporte e o processamento até o laboratório. Nessas amostras foram determinadas as concentrações das variáveis físicas, químicas e biológicas da água e efetuados cálculos como descritos no Quadro 1.

Figura 1- Representação da área de estudo e localização dos locais amostrais distribuídos no reservatório de Guarapiranga.



Fonte: modificado de Rocha (1976).

Legenda: região próxima ao Rodoanel (A); região de Parelheiros (B); próximo a barragem (C).

Quadro 1 - Variáveis e metodologias utilizadas na análise da água

(continua)

Variáveis	Métodos	Equipamentos	Referências
Penetração da Luz	Medida direta	Disco de Secchi	-
Nitrato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Ortofosfato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Strickland & Parsons (1960)
Amônia	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Koroleff (1976)

(conclusão)

Variáveis	Métodos	Equipamentos	Referências
Ortosilicato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Sólidos Totais	Gravimetria	-	Wetzel & Likens (1991)
Material particulado em suspensão	Gravimetria	-	Wetzel & Likens (1991)
Clorofila a / feofitina	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Lorenzen (1967), Jeffrey & Humphrey (1975)
Fosfato total	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Valderrama (1981)
Nitrogênio Total	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Valderrama (1981)
IET (Índice de Estado Trófico)	-	-	Lamparelli (2004)

Fonte: autoria própria.

3.2 Análise estatística

Foi aplicada uma análise de componentes principais (ACP) com o objetivo de avaliar como se comporta o conjunto de dados e o quanto estes dados explicam a variação das variáveis químicas e físicas nos diferentes locais amostrais. Para a análise de componentes principais, a variável temperatura não foi aplicada, pois em parte, ela reflete a variação do período do dia em que as amostras foram coletadas. Os valores obtidos para cada variável foram normalizados de acordo com o recomendado por (HAMMER *et al.*, 2001). O critério de inclusão e de exclusão das variáveis utilizadas na ACP foi definido com base no teste de correlação linear de Pearson, sendo incluídas as variáveis cuja correlação tenha sido significativa ($p \leq 0,05$) em pelo menos duas observações.

Para as análises estatísticas foi utilizado o software Past 3[®] (HAMMER *et al.*, 2001) e R Project for Statistical Computing[®].

4 Resultados e discussão

4.1 Análise descritiva

Os valores encontrados para as variáveis analisadas nos três locais amostrais, na estação chuvosa, estão apresentados na Tabela 1. A variável oxigênio dissolvido não pôde ser apresentada por conta de um problema com a calibração da sonda, gerando valores pouco confiáveis. O coeficiente de variação (CV) das variáveis clorofila *a*, condutividade elétrica, assim como os nutrientes (nitrito, nitrato, amônio, fósforo e nitrogênio) tiveram maior variação. Apenas as variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido e sólidos totais tiveram coeficiente de variação baixo em relação aos anteriormente mencionados. Na estação chuvosa, no ponto B (Parelheiros), em geral, foram encontrados os maiores valores para a

maioria das variáveis estudadas (Tabela 1). Nesta amostragem, com exceção do local A (próximo ao Rodoanel), as variáveis clorofila-*a* e fósforo tiveram valores acima dos limites (que são de até 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para clorofila *a* e, de até 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para fósforo total) estabelecidos pelo CONAMA 357/05 para águas classe 1, na qual o reservatório está enquadrado.

Na estação seca, cujos dados constam na Tabela 2, as variáveis com os maiores coeficientes de variação foram as mesmas constatadas na estação chuvosa, com inclusão neste grupo, da variável total de sólidos em suspensão (TSS). Esse resultado sugere que, independente do período do ano, o reservatório possui uma marcada heterogeneidade espacial, haja visto que a variabilidade, dos parâmetros observados, manteve-se alta em ambas as estações do ano. Novamente no local B foram identificadas as maiores concentrações de nutrientes, clorofila, e outras variáveis (Tabela 2), no entanto destaca-se também o local C (próximo a barragem), no qual, diferentemente da primeira amostragem, também foram constatadas concentrações mais altas de nutrientes, em particular, de nitrato. Embora a estação seca tenha favorecido o aumento da concentração de determinadas variáveis, clorofila-*a* e fósforo foram as únicas identificadas com concentrações superiores às estabelecidas pelo CONAMA 357/05 (10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para clorofila *a* e, 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$, para fósforo total), a diferença é que, desta vez, as concentrações de fósforo excederam os limites em todos os locais amostrais, sem exceções.

Outros estudos, anteriormente realizados no reservatório Guarapiranga, apontam para a região do tributário Parelheiros (local B) com os maiores valores para a maior parte das variáveis (ANDRADE 2005; CARDOSO-SILVA, 2008; NISHIMURA 2012; POMPÊO *et al.*, 2013), corroborando com o que foi constatado por este estudo. Estes trabalhos também apontaram para o referido local, como o mais impactado devido a estas características. De fato, isso foi confirmado pelo presente estudo, porém, na região da barragem (local C) foram identificados altos teores de determinadas variáveis na estação seca e, em especial, de nitrato. As concentrações deste nutriente, na estação seca, ainda que dentro dos parâmetros estabelecidos pelo CONAMA 357/05, cujo limite é de até 10 mg.L^{-1} , foi encontrado em teores elevados em relação a estação chuvosa. Sabe-se que este nutriente, em elevadas concentrações, pode indicar a presença de um alto volume de efluentes domésticos, uso incorreto de fertilizantes na agricultura ou mesmo matéria orgânica de origem animal em avançado estágio de decomposição (VESILIND & MORGAN, 2013). Neste sentido, além da região do tributário Parelheiros (local B), tradicionalmente conhecido por seus altos valores para a maioria das variáveis, a região da barragem (local C) também pode estar sofrendo um

maior grau de impacto decorrente da problemática da ocupação desordenada do entorno do reservatório. Além disso, Nishimura *et al.* (2014) já mostraram que as más condições do local B têm contribuído na deterioração da qualidade da água ao longo do reservatório. O fato de o local C corresponder à região da barragem, estando a jusante dos demais locais, corrobora com o observado por Nishimura *et al.* (2014). Assim, tudo indica que águas de qualidade deteriorada chegaram nesta região promovendo a maior concentração deste nutriente e, o fato de o ambiente ser caracteristicamente lântico, potencializou essa deterioração. Esta inferência ficou mais evidente a partir dos resultados obtidos na estação seca.

Tabela 1- Teores das variáveis ambientais no período chuvoso

locais amostrais	Cl <i>a</i> ug/L	T °C	pH	CE μS/cm	ORP mV	DS m	TSS mg/L	NO ₂ ug/L	NO ₃ ug/L	NH ₄ ug/L	P ug/L	N mg/L
A1	5,3	22,3	5,6	48,0	165,0	0,5	8,4	7,9	122,3	106,9	11,4	2,1
A2	8,3	23,3	5,6	50,0	193,0	0,8	10,8	8,1	109,5	90,4	12,4	3,0
A3	6,7	23,3	5,6	48,0	146,0	0,6	10,7	7,2	146,8	75,9	19,1	1,1
B1	28,1	25,4	6,6	168,0	152,0	1,0	10,4	71,1	399,7	459,4	77,5	1,5
B2	32,9	25,2	7,1	168,0	113,0	1,2	8,2	75,7	447,5	438,4	85,2	2,5
B3	21,5	25,0	6,7	203,0	94,0	0,8	11,3	25,7	166,6	650,4	165,7	3,8
C1	24,6	26,3	7,1	134,0	95,0	1,8	5,1	33,1	611,8	123,9	44,0	0,5
C2	24,7	23,8	7,6	136,0	57,0	1,3	6,8	25,4	618,8	80,4	38,2	0,9
DP	10,7	1,4	0,8	62,4	44,7	0,4	2,2	27,5	218,2	226,9	52,2	1,1
CV	56,2	5,6	12,1	52,2	35,2	43,8	24,7	86,6	66,6	89,6	92,1	58,8

Fonte: Autoria própria.

As variáveis analisadas foram: clorofila *a* (Cl*a*); temperatura (T); pH; condutividade elétrica (CE); potencial oxidorredutor (ORP); disco de Secchi (DS); sólidos totais em suspensão (TSS); nitrito (NO₂); nitrato (NO₃); amônio (NH₄); fósforo (P) e nitrogênio (N).

*No período chuvoso, devido a problemas na coleta, não foi possível coletar a mostra C3, por este motivo a mesma não consta na tabela.

Tabela 2 – Teores das variáveis ambientais no período de seca

locais amostrais	Cl <i>a</i> ug/L	T °C	pH	CE μS/cm	ORP mV	DS m	TSS mg/L	NO ₂ ug/L	NO ₃ ug/L	NH ₄ ug/L	P ug/L	N mg/L
A1	3,4	23,9	6,7	44,7	278,7	1,2	3,2	8,5	144,5	95,4	68,5	1,8
A2	3,8	23,2	6,1	51,8	316,3	1,3	2,4	8,8	198,8	172,2	63,4	1,4
A3	6,1	23,8	6,2	47,3	343,0	1,1	1,8	10,5	198,8	141,1	80,5	1,4
B1	66,0	24,1	6,8	238,7	248,3	0,7	11,2	15,4	56,6	582,6	628,9	6,2
B2	53,3	24,3	7,0	188,3	260,3	0,9	8,0	39,8	224,3	234,9	322,2	4,0
B3	76,4	23,8	7,6	172,7	253,7	0,9	9,6	46,1	441,6	155,7	174,8	3,5
C1	34,4	22,1	7,1	160,0	250,0	1,1	5,4	27,4	904,0	54,3	49,7	2,1
C2	28,7	22,4	7,1	157,8	252,6	1,1	4,7	50,3	1372,0	33,8	75,4	1,7
C3	25,7	22,9	7,4	160,8	248,6	1,1	6,4	57,0	1113,2	75,4	53,1	3,2
DP	27,2	0,8	0,5	70,3	34,4	0,2	3,3	19,4	484,9	166,6	193,8	1,6
CV	82,1	3,3	7,3	51,8	12,6	17,4	55,5	66,0	93,8	97,0	115,0	57,4

Fonte: Autoria própria.

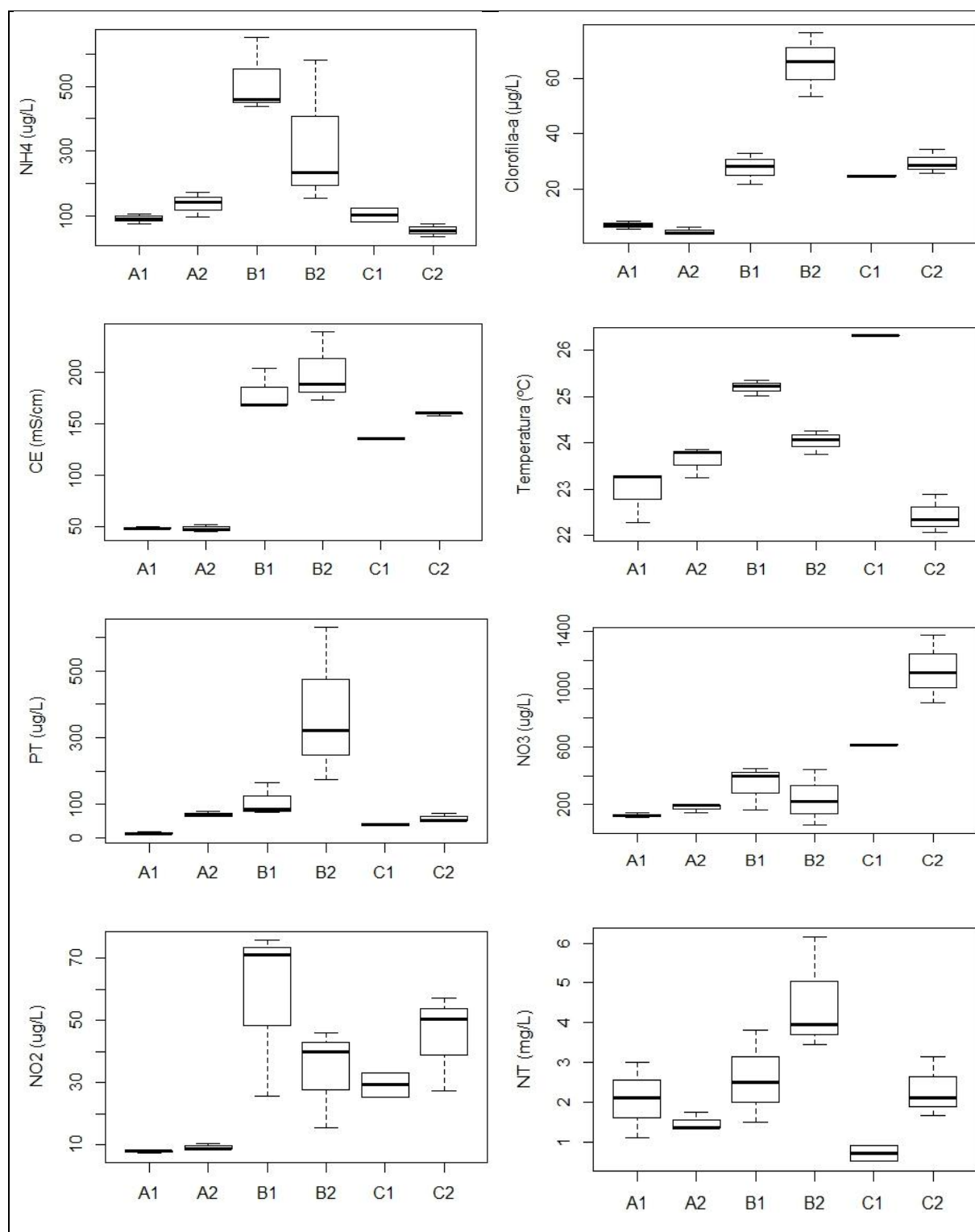
As variáveis analisadas foram: clorofila *a* (Cl*a*); temperatura (T); pH; condutividade elétrica (CE); potencial oxir-redutor (ORP); disco de Secchi (DS); sólidos totais em suspensão (TSS); nitrito (NO₂); nitrato (NO₃); amônio (NH₄); fósforo (P) e nitrogênio (N).

Na Figura 2 é possível visualizar como as variáveis se comportam entre os locais amostrais e nos dois períodos. Na região da barragem (local A), os valores das variáveis mantiveram-se constantemente baixos e sem alterações discrepantes entre os dois períodos. Na região de Parelheiros (local B) foram constatadas as maiores concentrações de NH₄, em relação aos demais locais, tanto na estação chuvosa quanto na seca. Este local também se destacou com altas concentrações de clorofila-*a*, condutividade elétrica, nitrogênio total e fósforo total para o qual, no período de seca, foram constatadas concentrações mais altas em relação aos demais locais. Paralelamente, a região da barragem (local C), na qual as variáveis tiveram valores relativamente discretos na estação chuvosa, destacou-se dos demais locais ou teve valores muito próximos aos da região de Parelheiros (local B), para determinadas variáveis na estação seca. Para a variável clorofila-*a* foi constatado um padrão semelhante ao do local B, porém, nos valores para nitrito, nitrogênio, principalmente, nitrato (com o maior valor dentre todos os locais) foi identificado um aumento na estação seca. Por outro lado, as variáveis turbidez, pH, TSS e temperatura decaíram, o que pode sugerir que o local é mais vulnerável ao efeito de pulsos externos, como o regime de precipitação. Desta forma nota-se

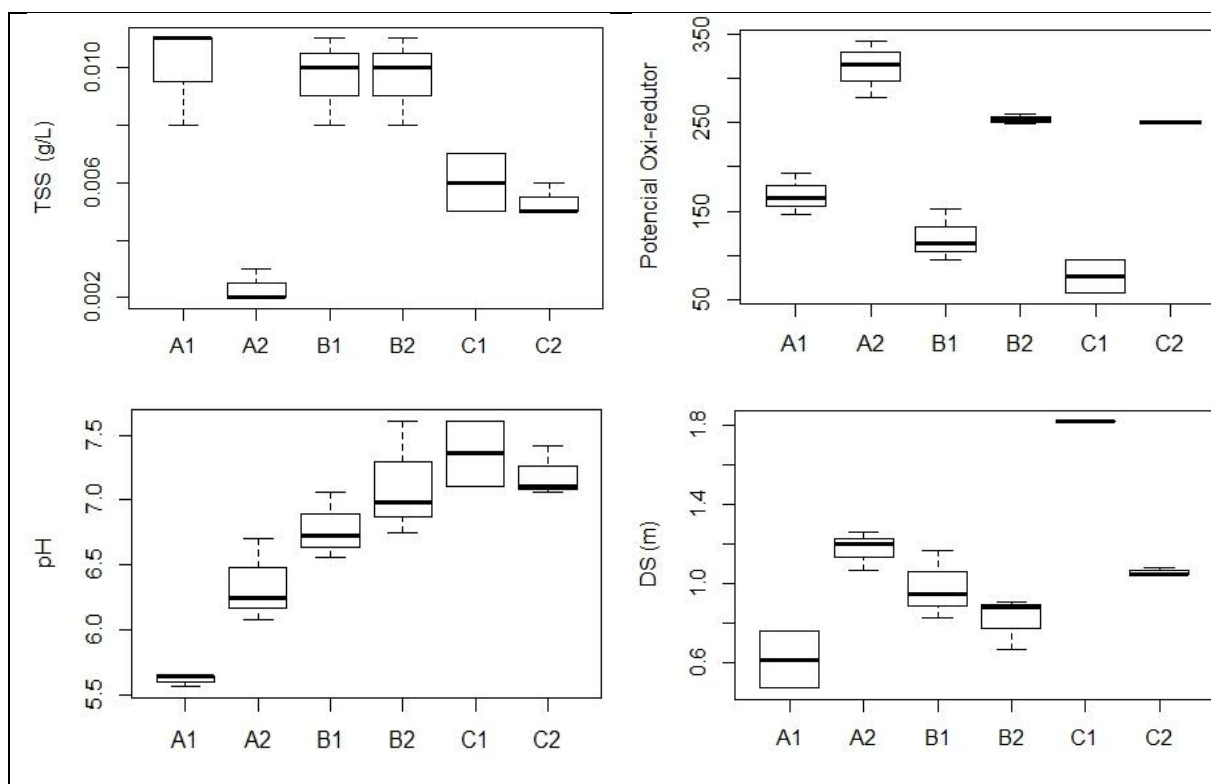
que este local comporta-se distintamente da região do Rodoanel (local A), bem como da região de Parelheiros (local B), na qual embora tenham sido constatados valores acima da média, suas variáveis mantiveram-se razoavelmente constantes em ambos os períodos (Figura 2).

Figura 2 – Boxplots com as variáveis ambientais estudadas.

(Continua)



(Conclusão)



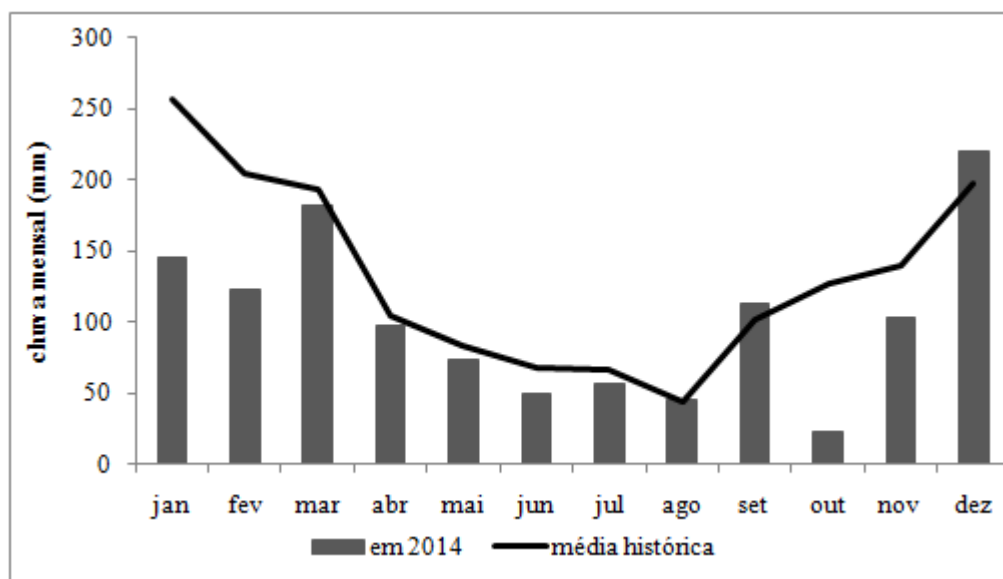
Fonte: autoria própria.

Legenda: amônio (NH₄), clorofila *a*, condutividade elétrica (CE), fósforo total (PT), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), nitrogênio total (NT), potencial oxi-redutor, pH, disco de Secchi (DS), temperatura, total de sólidos em suspensão (TSS). Locais: região do Rodoanel (A), região de Parelheiros (B) e região da barragem (C) amostrados na estação chuvosa (representada pelo número 1) e na estação seca (representada pelo número 2).

De maneira geral, foi observada variação em todas as variáveis ambientais entre as estações seca e chuvosa. No presente estudo, devido às características do regime de precipitação observado para o ano de 2014, a primeira coleta ficou caracterizada como “estação chuvosa” e a segunda como “estação seca”. Nestas circunstâncias, com base na Figura 3, o mês no qual foi realizada a primeira amostragem (fevereiro de 2014) apresenta um padrão de precipitação decrescente, porém, com volume de chuvas superior ao período correspondente à segunda coleta (outubro de 2014). O mês de outubro é normalmente caracterizado como um período de transição entre a estação seca e início da estação chuvosa, por isso a precipitação média é menor em relação aos primeiros meses do ano. Contudo, o mês de outubro em 2014, foi o que apresentou o menor volume de precipitação (Figura 3).

O Índice de Estado Trófico (IET) obtido para os locais amostrais em ambas as estações do ano está apresentado na Figura 4. Houve uma considerável piora dos índices em todos os locais amostrados na estação seca. É provável que esta degradação da qualidade da água seja uma resposta à soma de alguns fatores, como a chuva intensa depois de um longo período de estiagem e o mau uso e ocupação do entorno do reservatório, principalmente, nas adjacências do córrego Parelheiros (região do local B), um de seus principais afluentes.

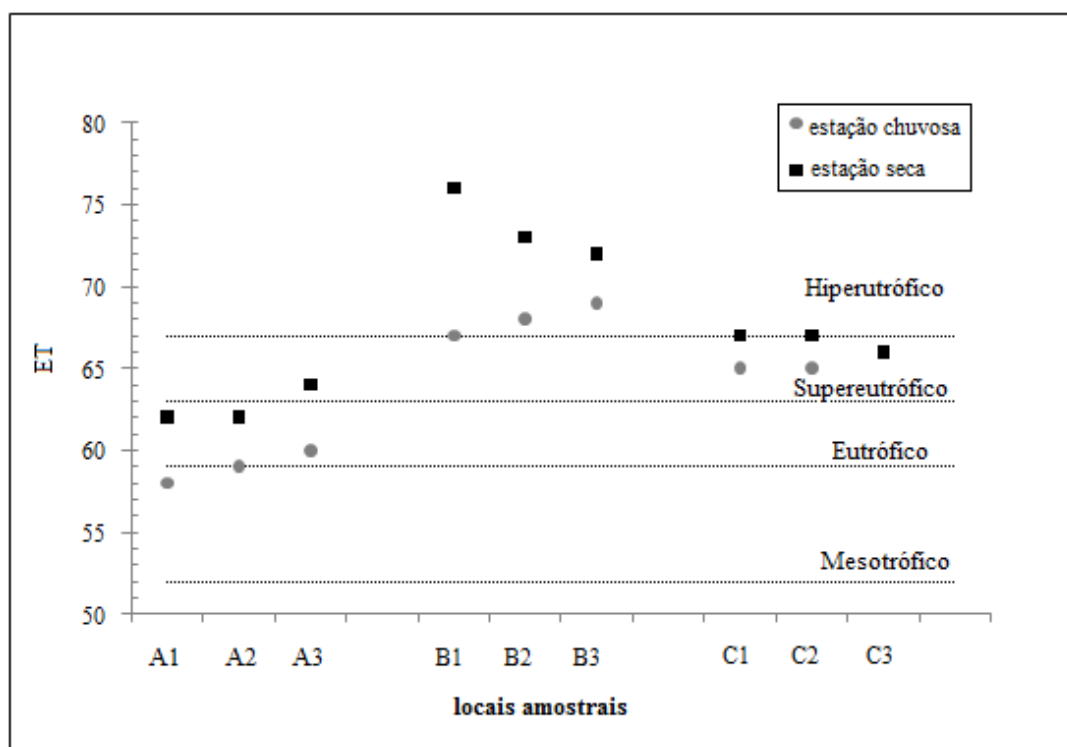
Figura 3 - Dados pluviométricos do reservatório de Guarapiranga no ano de 2014 e média histórica.



Fonte: DAAE-SP

Nota: Média histórica baseada nos anos de 1972 – 2016.

Figura 4 - Índice de Estado Trófico (IET) para o reservatório de Guarapiranga.



Fonte: autoria própria.

Legenda: locais amostrais: região do Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região da barragem (local C), na estação chuvosa e seca.

4.2 Análises estatísticas

A análise de componentes Principais (ACP) para a estação chuvosa está apresentada na Figura 5. Os dois primeiros eixos da ACP explicaram 90,54% da variação dos dados, dos

quais 59,72% foram explicados pelo eixo 1 e 30,82% pelo eixo 2. As variáveis que melhor explicaram o arranjo no eixo 1 foram clorofila-*a*, condutividade elétrica e pH. O eixo 2 foi melhor explicado pelas variáveis nitrogênio, ortofosfato, sólidos totais em suspensão, nitrato e amônio.

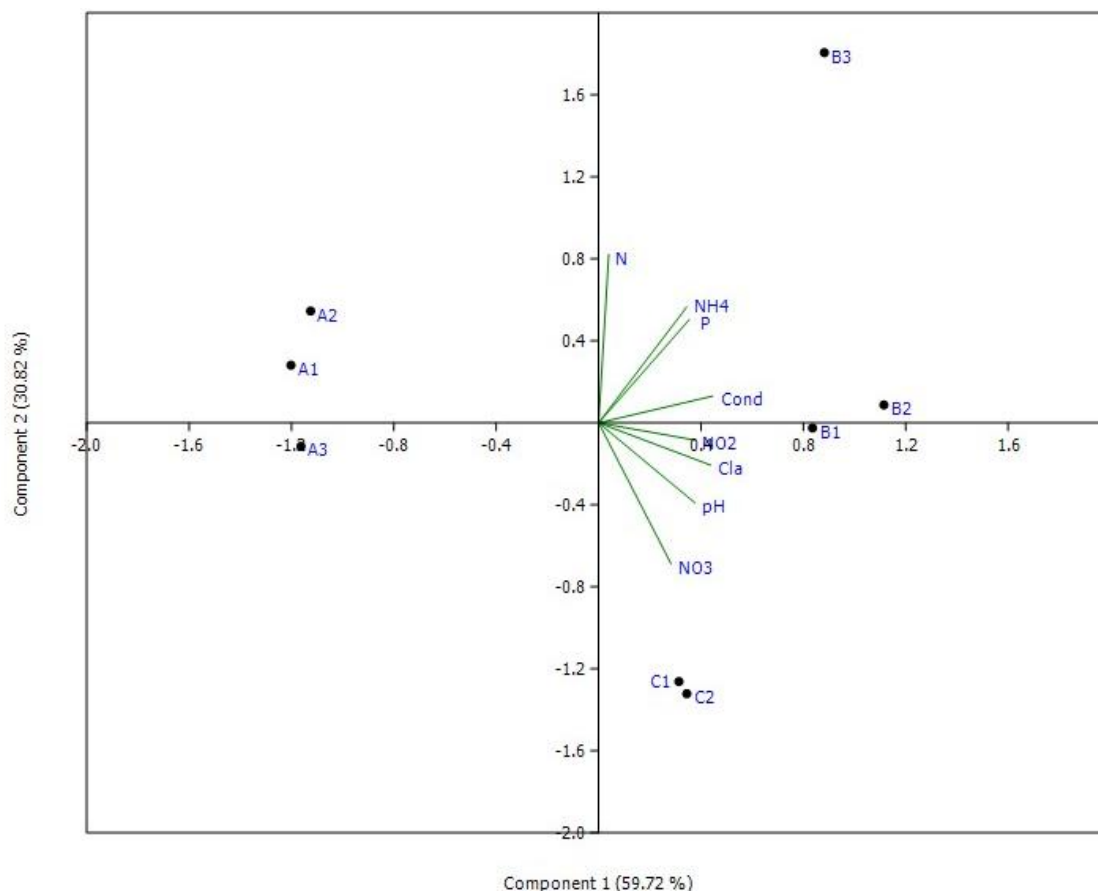
A ACP mostrou uma nítida separação entre os locais amostrais definidos, de modo que cada um deles foi explicado por grupos distintos de variáveis, reforçando a existência de heterogeneidade espacial no reservatório. A análise indicou não haver correlação entre as variáveis ambientais e o local A (região do Rodoanel) (Figura 5). Com efeito, neste local foram identificados os menores teores de nutrientes e pH (Tabela 1). Os baixos valores do disco de Secchi e elevados teores de sólidos totais, em relação aos demais locais, podem influenciar as variáveis respostas, já que a reduzida zona eufótica certamente esteve relacionada à concentração de sólidos totais, a qual apresentou um valor expressivo para o local em questão (Tabela 1). Possivelmente a união destas características pode justificar o fato de a região do Rodoanel (local A) ser o local com menor concentração de clorofila-*a*. Portanto, pode-se dizer que no caso do reservatório Guarapiranga, águas mais ácidas e com uma zona eufótica reduzida compõem um tipo de ambiente menos favorável para o desenvolvimento do fitoplâncton, evidentemente resultando em baixas concentrações de clorofila. Somado a estes fatores, também existe o lançamento de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio no local a fim de impedir de forma mais efetiva o crescimento fitoplanctônico (CETESB, 2012; BEGHELLI *et. al*, 2015).

Na região do local B, o qual representa o corpo central na região do afluente Parelheiros, foram identificados os maiores valores para a maioria dos nutrientes. Na ACP a amostra B3 se comportou como *outlier*, já que para esta foram identificados valores bastante expressivos para as referidas variáveis. Neste sentido o local B, foi mais influenciado pelas variáveis ortofosfato, condutividade, fósforo, amônio, nitrito e clorofila-*a* (Figura 5). Estas variáveis, ao contrário da região do Rodoanel (local A), evidentemente compõem um ambiente bastante favorável ao crescimento de fitoplâncton, uma vez que a clorofila, a qual se comporta como uma variável resposta à estes nutrientes, esteve entre as variáveis que melhor explicam o local, cujos valores foram os maiores dentre os demais (Tabela 1). Provavelmente este resultado também pode ter sido favorecido por conta da existência de uma zona eufótica maior, conforme indicam os valores do disco de Secchi. Os elevados valores de nutrientes e de condutividade elétrica podem estar associados devido à maior disponibilidade de eletrólitos na água e, revelam ainda uma característica de ambiente impactado. Esta região do

reservatório é conhecida por estas condições ambientais, as quais têm sido associadas ao aporte massivo de efluentes domésticos oriundos do alto número de moradias na região montante do córrego (Figura 6), cujos serviços de coleta e tratamento de esgoto são deficientes. Os altos valores de amônio obtidos para este local corroboram estas inferências e indicam poluição recente por esgotos domésticos, já que a conversão de amônio a nitrato é um processo tardio (VESILIND & MORGAN, 2013).

A região da barragem (local C) mostra-se, no arranjo da ACP, influenciada pelo pH e, principalmente, disco de Secchi e nitrato (Figura 5). Em oposição ao local A (região do Rodoanel), no local C foram identificados os maiores valores de pH e os menores valores para ORP. Os maiores valores de nitrato também foram encontrados neste local e, assim como no local B (região de Parelheiros), sugere que também exista poluição por esgoto doméstico, porém há mais tempo, tendo em vista que os valores de amônio no local foram inferiores aos de nitrato (Tabela 1). Sabe-se que diversos fatores influenciam diretamente a atividade nitrificante, como pH, temperatura, alcalinidade, concentração de oxigênio dissolvido e relação carbono/nitrogênio (DEZOTTI, 2008; GUIMARÃES & MANIERO, 2012). No local C, as variáveis pH e temperatura podem ter favorecido este processo de nitrificação. No caso do pH, este indicou que a água pode ser classificada como neutro-alcalina, característica favorável a atividade das bactérias nitrificantes (KELING, 2004). Paralelamente, o local apresentou valores elevados de clorofila-*a*, nesse caso, a zona eufótica mais extensa pode ter contribuído, juntamente com as elevadas concentrações de nutrientes e valores mais altos de pH, para o crescimento do fitoplâncton culminando em concentrações elevadas do pigmento.

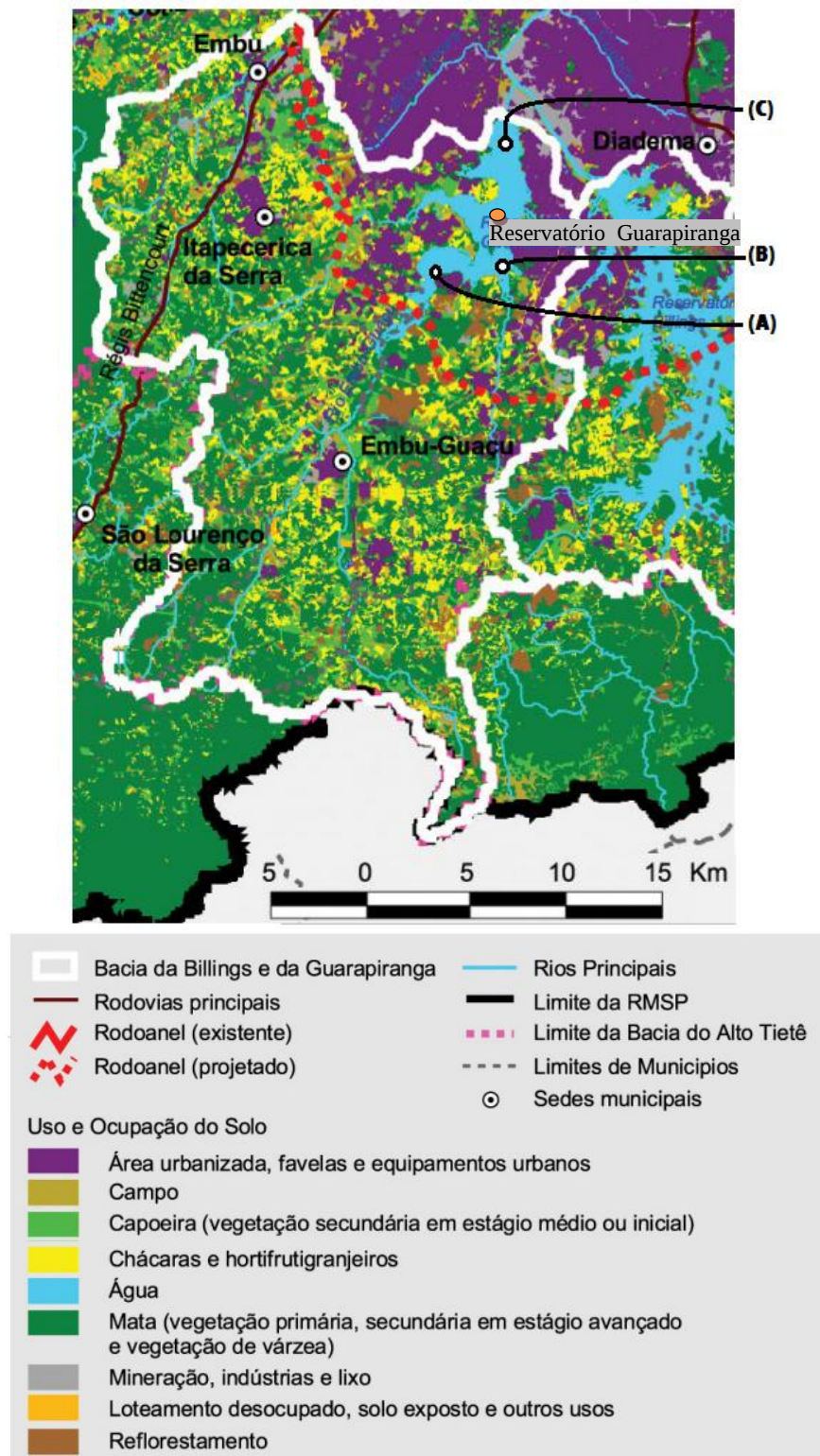
Figura 5 - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas no período chuvoso.



Fonte: autoria própria.

Legenda: locais amostrais: região do Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região da barragem (local C). Variáveis ambientais: clorofila *a* (Cla); pH; condutividade elétrica (Cond); nitrito (NO₂); nitrato (NO₃); amônio (NH₄); fósforo (P) e nitrogênio (N).

Figura 6 - Uso e ocupação do solo no entorno do reservatório Guarapiranga.



Fonte: adaptado de Whately e Cunha (2006).

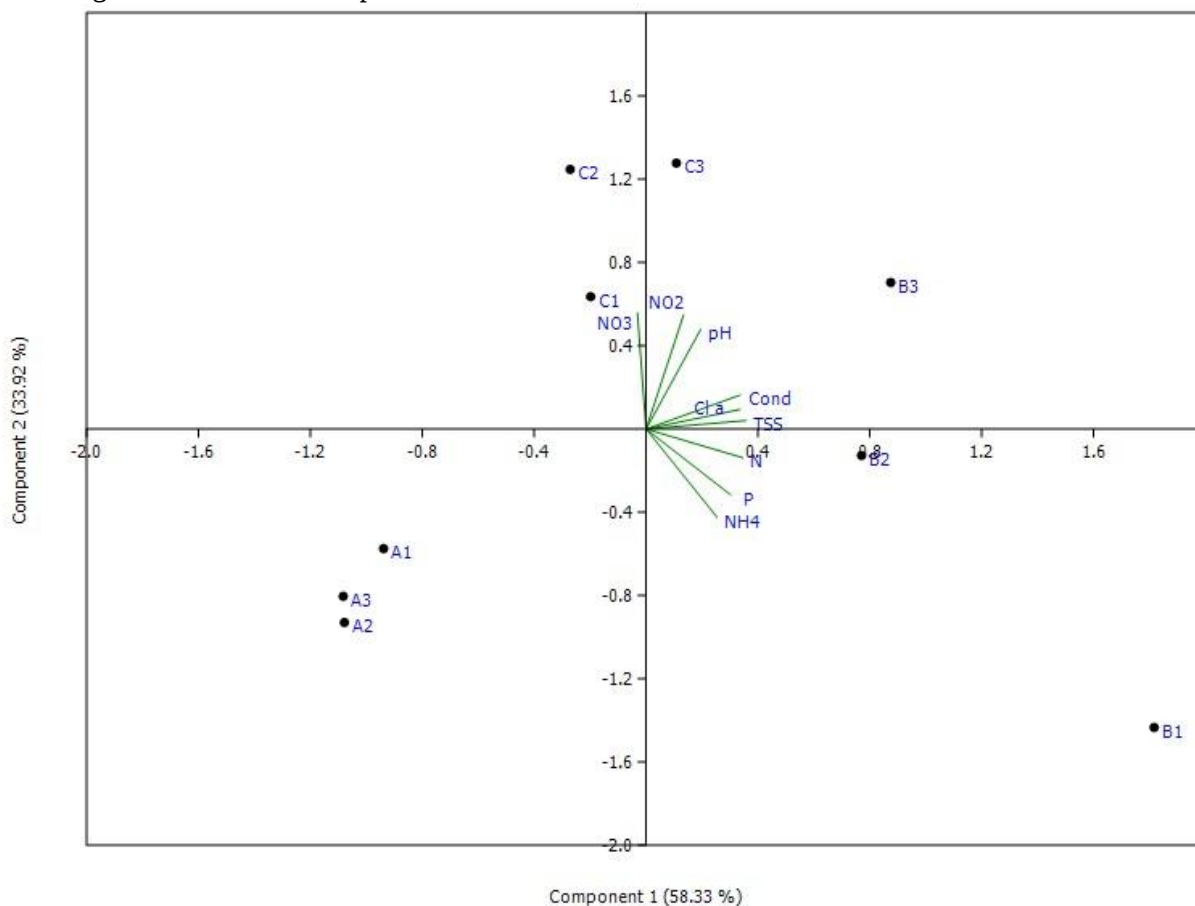
As regiões dos locais B e C possivelmente são as mais influenciadas pelas consequências de uma alta pressão urbanística, já que a mancha urbana predomina no entorno destes locais.

A ACP gerada para as variáveis amostradas no período de seca explicou em 92,25% a variação dos dados, dos quais 58,33 % foi explicada pelo eixo 1 e 33,92 % pelo eixo 2 (Figura 7). Por meio de sua análise é possível verificar que as características particulares de cada local amostral foram, em geral, mantidas. A região do Rodoanel (local A) novamente não teve correlação significativa com as variáveis ambientais, devido aos baixos valores das mesmas para o local (Tabela 2). Contudo, os valores para disco de Secchi indicaram uma zona eufótica maior, tornando esta variável relativamente representativa para o local, já que na região também foram identificados os menores valores de sólidos totais em suspensão. Contudo, os valores para clorofila-*a* estiveram baixos desde a primeira coleta (Figura 2).

Nesta mesma ACP, a região de Parelheiros (local B) manteve-se melhor representada pelas variáveis: amônio, fósforo, clorofila-*a* e condutividade elétrica. Passaram a representar este local, na estação seca, as variáveis: nitrogênio e sólidos totais em suspensão (Figura 7). A correlação destas novas variáveis com o local B ocorreu por conta dos altos valores que as mesmas apresentaram em comparação aos demais locais (Tabela 2). É bem provável que o regime de chuvas tenha influenciado nestes resultados (TALLING & LEMOALLE, 1998), pois foram identificados para o período seco variáveis com teores muito superiores aos do período chuvoso (Figura 2). No entanto, a principal mudança observada foi a elevação destes valores, ao passo que as principais variáveis representativas de cada local mantiveram a correlação com os mesmos.

A região da barragem (local C), na estação seca, compôs na ACP praticamente o mesmo arranjo que constituiu na estação chuvosa; nitrato e pH mantiveram-se correlacionados a este local de modo que nitrito também passou a integrar este arranjo (Figura 7). Sem grandes mudanças, o fato de nitrito passar a compor também este arranjo sugere que a chuva do mês de setembro de 2014 possa ter carregado um volume muito maior de efluentes causando maior concentração dos mesmos no corpo do reservatório. Os valores de amônio para o local foram mais baixos em relação aos de nitrito e, principalmente, de nitrato o qual foi identificado com teores superiores aos de todos os locais no período (Tabela 2). Estas características indicam que a poluição aconteceu há mais tempo e o processo de nitrificação estava em fase intermediária ou final (SILVA *et al.*, 2010). Independente da fase da nitrificação, os resultados obtidos em ambos os períodos e analisados por meio da ACP para este local, podem sugerir que as fontes poluidoras podem ser alóctones a este local amostral ou caracterizarem-se em sua maioria por fontes difusas.

Figura 7 - Biplot da análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas na no período de seca.



Fonte: autoria própria.

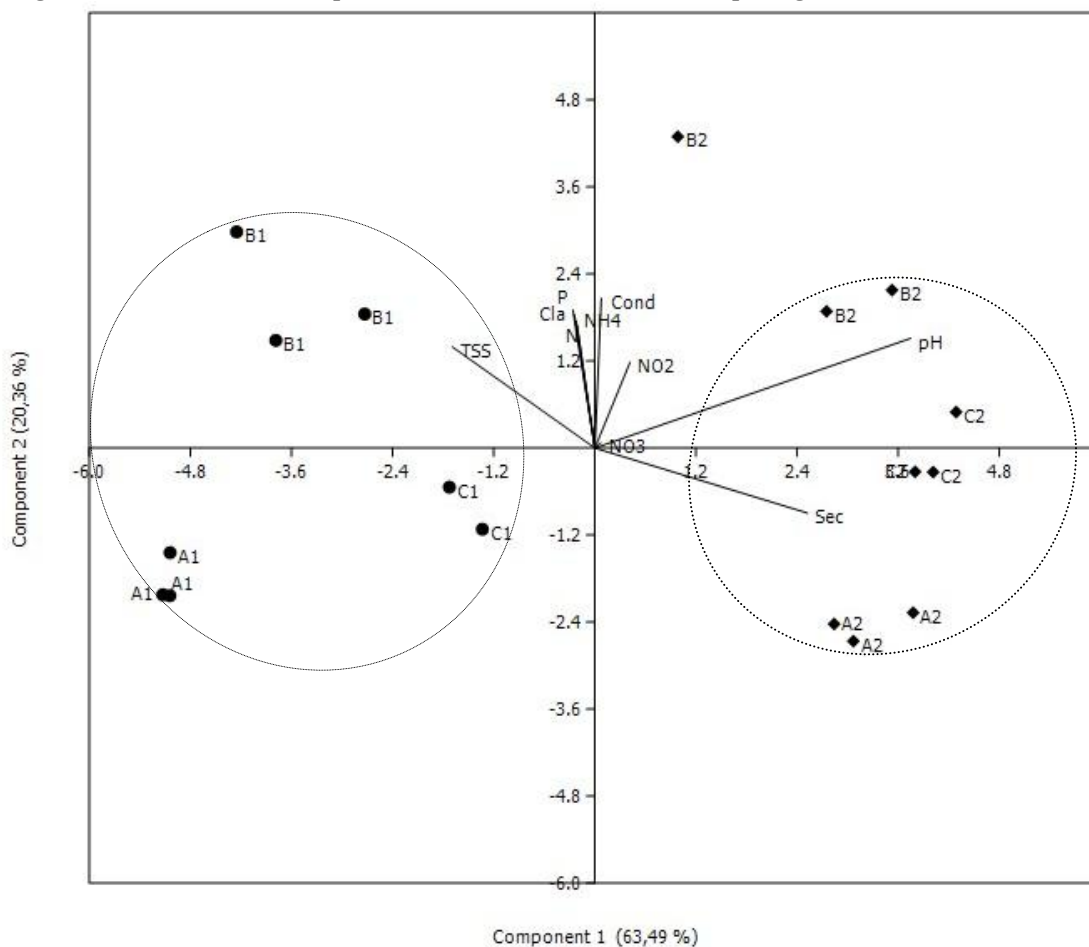
Legenda: locais amostrais: região do Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região da barragem (local C). Variáveis ambientais: clorofila a (Cla); pH; condutividade elétrica (Cond); potencial oxir-redutor (ORP); disco de Secchi (Sec); sólidos totais em suspensão (TSS); nitrito (NO2); nitrato (NO3); amônio (NH4); fósforo (P) e nitrogênio (N).

A ACP, apresentada na Figura 8, comprova que determinadas variáveis demonstraram diferença significativa entre a estação chuvosa a seca. A análise explicou 83,85% da variação dos dados entre os dois períodos de amostragem, sendo 63,49% da variação explicada pelo componente 1 e 20,36 %, explicada pelo componente 2. Desta forma, a variável sólidos totais em suspensão esteve mais correlacionada à estação chuvosa apresentando os maiores valores para todos os pontos (Figura 2). Provavelmente isso se deve ao fato de a coleta ter sido realizada em um período de chuvas mais extenso, no qual o volume de precipitação seguiu um padrão relativamente constante, o que pode ter culminado em maiores concentrações de TSS carregadas para a rede de drenagem e reservatório. As variáveis que estiveram correlacionadas com a estação seca foram pH, nitrito, oxigênio dissolvido e disco de Secchi (Figura 8). Estas variáveis foram as que apresentaram maior variação entre as

duas estações do ano, com os maiores valores na estação seca, para todos os locais (Figura 2). É provável que o período de estiagem tenha conferido ao reservatório uma característica mais intensa de ambiente lântico, promovendo desta forma, uma maior concentração de determinadas variáveis, o que explicaria a elevação das mesmas neste período (LEITE & ESPÍNDOLA, 2002). A correlação destas variáveis pode ser explicada segundo o aumento das concentrações de clorofila-*a* que indica maior produtividade (CALIJURI, 1999). Desta forma, ocorre o maior assimilação do carbono da água o que permite a elevação do pH e uma maior concentração de oxigênio dissolvido, o que causou a diminuição do ORP (HART *et al.*, 2002; ESPÍNDOLA, FARIA & LEITE, 2004).

As variáveis como a condutividade elétrica, clorofila-*a*, fósforo, nitrogênio, amônio e nitrato, por sua vez, embora tenham apresentado valores bastante elevados na estação seca, não tiveram variação significativa entre os períodos, por conta disso não tiveram correlação com nenhum dos dois períodos (Figura 8). O fato de não haver variação significativa para estas variáveis sugere que o regime de precipitação não tenha efeito sob as mesmas. Nesse contexto, o processo de eutrofização, o qual já tem sido relatado para o reservatório, demonstra-se ser um problema sistêmico, já que teores de nutrientes importantes reguladores de produtividade primária se mantiveram relativamente constantes entre os dois períodos. Assim, a variação nos teores destas variáveis pode estar bem mais relacionado a fatores externos (como a deficiência de saneamento no entorno do reservatório, lançamento de esgoto doméstico, etc.) do que a sazonalidade, de maneira isolada.

Figura 8 - Biplot da Análise de Componentes Principais (ACP) de correlação entre as variáveis limnológicas analisadas nos dois periodos no reservatório de Guarapiranga.



Fonte: autoria própria.

Legenda: locais amostrais: região do Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região da barragem (local C). Locais amostrais da estação chuvosa representados por “A1, B1 e C1” e locais amostrais referentes a estação seca representados por “A2, B2 e C2”. Em que: clorofila-a (Cla); pH; condutividade elétrica (Cond); disco de Secchi (Sec); sólidos totais em suspensão (TSS); nitrito (NO2); nitrato (NO3); amônio (NH4); fósforo total (P) e nitrogênio total (N).

5 Conclusões

✓ A partir da análise das variáveis ambientais, conclui-se que o reservatório de Guarapiranga apresenta heterogeneidade espacial, haja vista que os diferentes locais delimitados longitudinalmente no reservatório, por este estudo, apresentaram diferença significativa entre si.

✓ A variação temporal também ficou comprovada, uma vez que houve variação significativa em parte das variáveis analisadas entre a estação chuvosa e estação seca.

✓ As variáveis ambientais que não responderam a variação temporal, provavelmente, são reguladas por fontes poluidoras caracterizadas, principalmente, pela deficiência de saneamento básico no entorno do reservatório. Estas, independentemente do período climático, mantêm relativamente constantes os teores de nutrientes, favorecendo a evolução do processo de eutrofização no reservatório.

✓ Na estação seca foi observada uma piora generalizada na qualidade da água atribuída ao aumento nos teores da maior parte das variáveis ambientais.

CAPÍTULO 3 - VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E APROBLEMÁTICA DAS CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO RESERVATÓRIO DE GUARAPIRANGA, SÃO PAULO - SP.

1 Introdução

Os reservatórios comumente sofrem influências do carreamento de nutrientes a partir de mobilização de sedimento para rede de drenagem. Após o período de chuvas intensas, seguidos por períodos prolongados de seca, estas influências podem favorecer maciças florações de algas fitoplanctônicas, em especial, de cianobactérias em lagos e reservatórios (IACHETTI & LLAMES, 2015). Nestes ambientes é comum a ocorrência de sedimentos ricos em matéria orgânica, os quais podem atuar como uma espécie de piscina rica em nutrientes, periodicamente reabastecida pela decomposição do fitoplâncton e plantas aquáticas enraizadas (O'FARRELL, VINOCUR & PINTO, 2015). Desse modo, a decomposição destes organismos (que em ambientes não impactados, ocorreria normalmente), somada a elevadas cargas de matéria orgânica alóctone (ex. efluentes domésticos), assume proporções tão grandes que limitam o processo de autodepuração, promovendo degradação da qualidade da água. Neste sentido, é sabido que o desequilíbrio nas concentrações de nutrientes, seja por intensa atividade de decomposição ou por enriquecimento devido ao aporte de efluentes para o meio hídrico, pode desencadear processos de eutrofização e suas implicações na comunidade fitoplanctônica podem culminar em importantes impactos no ambiente aquático.

Os pulsos externos sazonais são fortemente influentes na composição fitoplanctônica e no processo de eutrofização devido às perturbações que eles podem desencadear nos ambientes fragilizados adjacentes ao reservatório (TUNDISI, 2003). Na ausência de vegetação, por exemplo, os períodos de chuvas intensas podem favorecer processos de lixiviação, elevando as concentrações de fatores limitantes da produtividade primária, como fósforo e nitrogênio. Neste sentido, um fenômeno conhecido como sucessão sazonal ocorre na maioria dos ambientes lênticos como lagos e reservatórios. Em geral este processo envolve uma série de etapas distintas promovendo a ocorrência de uma espécie dominante (IACHETTI & LLAMES, 2015). Durante essa fase, a densidade destes organismos é constante, porém, após um determinado período de tempo e gradativamente, ocorre a substituição por outras espécies (ORTEGA-MAYAGOITIA *et al.*, 2003; PADISA'K *et al.*, 2003). Neste contexto, a teoria do não-equilíbrio propõe que, em ambientes instáveis,

alterações ambientais ocorrem com frequência suficiente para interromper o curso da exclusão competitiva (IACHETTI & LLAMES, 2015). Como consequência, esta dinâmica pode culminar na diminuição de interações competitivas, de modo que a composição da comunidade é limitada por conta das restrições ambientais (HARRIS, 1986).

No caso da ocorrência e dinâmica das cianobactérias em ambientes eutrofizados ou com condições restritivas, são atribuídas a diferentes estratégias ecológicas, as quais são conferidas a grande capacidade adaptativa que estes organismos apresentam. Dentre as principais características está a otimização do aproveitamento da luz e assimilação de nutrientes, a capacidade de fixação de nitrogênio em colunas d'água com elevada incidência solar, formação de acinetos em águas turbulentas e a dispersão pouco homogênea em águas com maior turbidez (REYNOLDS, 2006; CHORUS & BARTRAM, 1999; KOMAREK, 2013). Estas características assumem um papel alarmante diante do histórico que o Brasil apresenta a respeito das florações e contaminações por cianotoxinas nos seus ecossistemas de água doce e da expansão da eutrofização em seus reservatórios. São de extrema importância os estudos de monitoramento do fitoplâncton, especialmente de cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios de abastecimento público, devido ao potencial de toxicidade associado a estes organismos (BITENCOUR-OLIVEIRA *et al.* (2013).

2 Objetivos

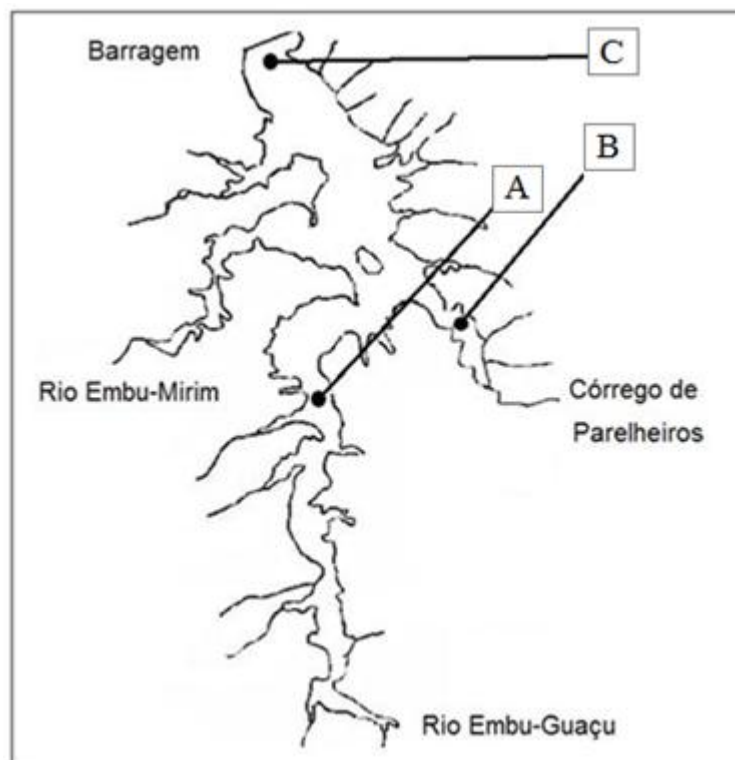
Este estudo objetivou analisar como a composição fitoplanctônica do reservatório de Guarapiranga responde as variáveis físico-químicas da água e verificar a existência de variação temporal e espacial na biomassa e riqueza dos organismos fitoplanctônicos. O estudo também analisou a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, bem como, a presença de cianotoxina (microcistina) nas águas do reservatório.

3 Metodologia

3.1 Descrição dos locais amostrais

Os três locais amostrais delimitados para estudo representam respectivamente: a região próxima ao trecho do Rodoanel Mario Covas, a qual denomina-se como local “A”; a região próxima ao tributário Parelheiros, denominando-se como local “B” e a região do corpo central próximo a barragem, a qual denomina-se local “C” (Figura 1). Estas estações foram determinadas com base em estudos, os quais têm mostrado que o reservatório apresenta uma compartimentalização, indicando que a água destas três principais regiões apresenta características físicas, químicas e biológicas específicas.

Figura 1 - Representação da área de estudo e localização dos locais amostrais distribuídos no reservatório de Guarapiranga.



Fonte: modificado de Rocha (1976).

Legenda: região próxima ao Rodoanel (A); região de Parelheiros (B); próximo a barragem (C).

3.2 Procedimentos de coleta em campo

As amostras de fitoplâncton foram coletadas utilizando rede de malha de 20 μ m e, em seguida, fixou-se com formaldeído a 4% para análise qualitativa. Para análise quantitativa, foi retirado da amostra integrada da coluna d'água um volume de 100 mL, colocada em frasco de vidro e fixadas com lugol acético 1%. A identificação foi feita utilizando a mais recente literatura.

Paralelamente foi determinado o perfil na coluna d'água da temperatura, da condutividade elétrica e do pH (sonda multiparâmetros YSI 63). Foram tomadas amostras integradas da coluna d'água nos primeiros cinco metros (Navarro *et al.*, 2006), e as amostras foram acondicionadas em galões de 5 litros e sacola térmica para o transporte e o processamento até o laboratório. Nessas amostras foram determinadas as concentrações das variáveis físicas, químicas e biológicas da água e efetuados cálculos como descritos no Quadro 1.

Quadro 1 - Variáveis e metodologias utilizadas na análise da água

Variáveis	Métodos	Equipamentos	Referências
Penetração da Luz	Medida direta	Disco de Secchi	-
Nitrito	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Ortofosfato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Strickland & Parsons (1960)
Amônia	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Koroleff (1976)
Ortosilicato	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Sólidos Totais	Gravimetria	-	Wetzel & Likens (1991)
Material particulado em suspensão	Gravimetria	-	Wetzel & Likens (1991)
Clorofila a / feofitina	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Lorenzen (1967), Jeffrey & Humphrey (1975)
Fosfato total	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Valderrama (1981)
Nitrogênio Total	Espectrofotométrico	Femto UV/VIS Cirrus 80	Valderrama (1981)
IET (Índice de Estado Trófico)	-	-	Lamparelli (2004)

Fonte: autoria própria.

3.3 Análises do material coletado

A composição de algas foi analisada em microscópio binocular ZEISS (Axio Scope e Axio Imager). A contagem das células e dos indivíduos das cianobactérias foi realizada pelo método descrito por Utermöl (1958), em câmaras de sedimentação e microscópio invertido Zeiss (Axiovert 40 C), utilizando o Retículo de Whipple.

Para análise das cianotoxinas totais foi coletado, em cada ponto, uma amostra total de água e colocadas em frascos de polietileno (500 mL). Estas amostras foram filtradas utilizando filtros de fibra de vidro (Whatman GFC). A análise destas amostras foi feita na leitora de microplacas - ELISA (Ensaio do Imunoadsorvente Ligado à Enzima). Para tal procedimento, foram utilizados “Kits” Beacon Microcistina – Placa, seguindo recomendações do fabricante. A faixa de detecção é de 0,80 a 1,30 partes por bilhão (ppb), foram utilizados os controles positivos e negativos do próprio kit. As análises foram feitas em triplicatas.

Para análise das cianotoxinas intracelulares um volume correspondente a 15L foi concentrado em rede de fitoplâncton com malha de 20µm, acondicionadas em frascos de 500 mL de polietileno e envoltas com papel alumínio. Essas amostras foram guardadas em sacolas térmicas com gelo e levadas ao laboratório onde foram congeladas. Para o procedimento de extração de cianotoxinas, a amostra de água+floração foi liofilizada e o sólido foi coletado,

pesado (2 mg) e eluído em 3mL de água Milli Q[®] e foram acondicionados em frascos de vidro âmbar. Esse material foi sonicado em banho de gelo, para evitar a degradação das toxinas devido ao aquecimento, por 3 minutos a 15W e 22,5kHz, em sonificador (Microson Ultrasonic Cell Disruptor). Após estes procedimentos, foi realizada análise na leitora de microplacas (λ 450 nm) – ELISA, utilizando “Kits” Beacon Microcistina – Placa, seguindo recomendações do fabricante; conforme descrito para análise das cianotoxinas totais. As concentrações de microcistinas foram calculadas a partir das absorbâncias obtidas pela leitora e validadas com base nas curvas de calibração obtidas com os padrões do próprio Kit, conforme orientações do fabricante.

3.4 Índices de diversidade

A fim de conhecer e avaliar a comunidade fitoplanctônica, foram determinados os índices de diversidade de Shannon e de Equabilidade para as classes, também foram calculados os dados de densidade e abundância para as classes e espécies.

3.5 Biovolume

O cálculo do biovolume foi realizado com base na forma geométrica mais aproximada de cada espécie, multiplicando cada densidade específica pelo volume celular médio. Para obtenção do volume celular médio de cada espécie, foram medidos sempre que possível, até 30 espécimes. Estes cálculos tiveram embasamento nas metodologias de Hillebrand *et al.* (1999) e Sun & Liu (2003), com adaptações. Foi feita a conversão de biovolume ($\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) para biomassa ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$), segundo descrito por Wetzel e Likens (2000), em que: $1 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1} = 1 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$.

3.6 Análises estatísticas

Com o objetivo de comparar os valores médios de biomassa das espécies em cada um dos locais, entre o período chuvoso e seco, foi aplicado um teste de variância não paramétrica de Kruskal Wallis. Adicionalmente, para verificar a significância da variação da biomassa entre os locais, foi efetuado um teste de Wilcoxon.

Para avaliar como as classes e as espécies se comportam de acordo com a variação das variáveis limnológicas e entre os locais amostrais, foi efetuada uma análise de correspondência canônica (ACC), cujo critério de inclusão destas variáveis se baseou numa análise de correlação linear de Pearson, adotando-se um intervalo de confiança de $p \leq 0,05$. Na ACC feita para as classes foram incluídas as que apresentaram ocorrência em dois ou mais locais amostrais. Para a ACC com as espécies, foram incluídas aquelas que contribuíram com

mais de 5 % tanto em biomassa quanto em abundância. Os dados de biovolume para classes e para espécies foram normalizados para $\log_{10}$. Os dados das variáveis ambientais foram normalizados para scores Z.

Para estas análises foi utilizado o software Past 3[®] (HAMMER *et al.*, 2001) e R Project for Statistical Computing[®].

4 Resultados

4.1 Análise descritiva da composição fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica do reservatório de Guarapiranga é composta principalmente pelas classes Chlorophyceae, Trebouxiophyceae e Cyanophyceae. Nos dois períodos, nos quais foram coletados os dados do estudo (estação chuvosa e seca), as referidas classes estiveram entre as três mais representativas em biomassa (Figura 2).

Analisando a composição fitoplanctônica de cada local, em particular, constatou-se que os mesmos diferem entre si (Figura 2). Desta forma, na região do Rodoanel (local A), tanto na estação seca quanto na chuvosa, a classe mais representativa em biomassa foi Cryptophyceae. Já a região de Parelheiros (local B), na estação chuvosa, teve sua composição fitoplanctônica representada principalmente pela classe Cyanophyceae a qual, na estação seca, foi dominante juntamente com a classe Chlorophyceae. Por fim, a região da barragem (local C), no período chuvoso, esteve composta principalmente por Chlorophyceae. Já na estação seca, a biomassa calculada para este local foi a maior em relação aos demais, de modo que as classes que mais contribuíram na diferença discrepante foram Trebouxiophyceae e Chlorophyceae. Em todos locais e em ambos os períodos, a classe Chlorophyceae foi a mais representativa em riqueza (Figura 3).

No período chuvoso os índices de diversidade de Shannon e de equitabilidade, em geral, foram maiores do que no período seco (Quadro 2). O local com o maior diversidade foi a região do Rodoanel, nos dois períodos (3,56 e 2,32 bits/ind). Quanto à equitabilidade, a região da barragem teve o maior índice no período chuvoso ($J= 0,77$) e, no período seco, o maior índice foi na região do Rodoanel ($J= 0,54$).

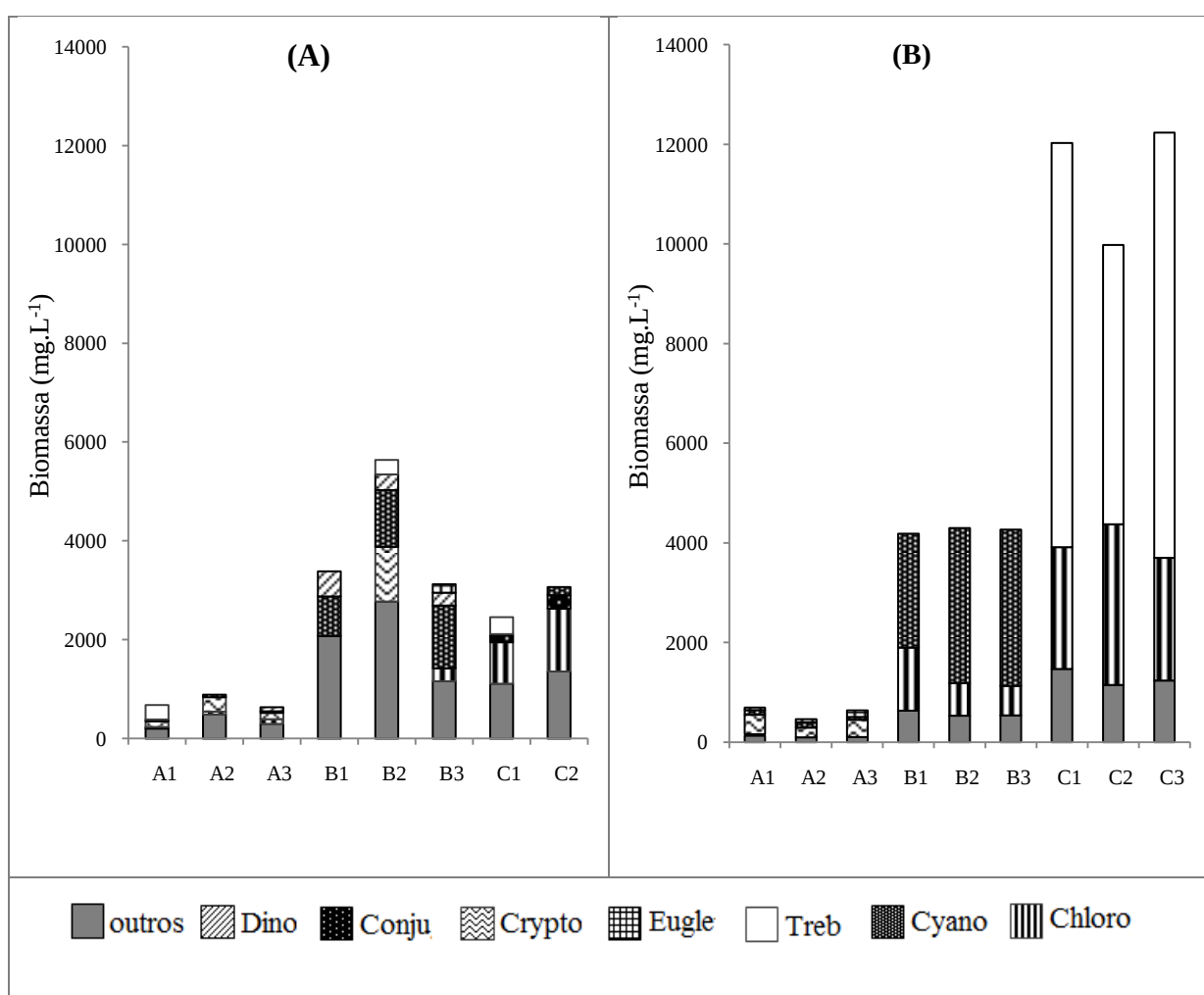
Quadro 2 - Índices de diversidade de Shannon (bits/ind) e Equabilidade para os locais entre o período chuvoso e seco.

Locais amostrais	diversidade de Shannon		Equabilidade	
	chuvoso	seco	chuvoso	seco
local A	3,57	2,32	0,75	0,55
local B	3,54	1,81	0,74	0,49
local C	3,38	1,36	0,77	0,34

Fonte: autoria própria.

Região próxima ao Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região próxima a barragem (local C).

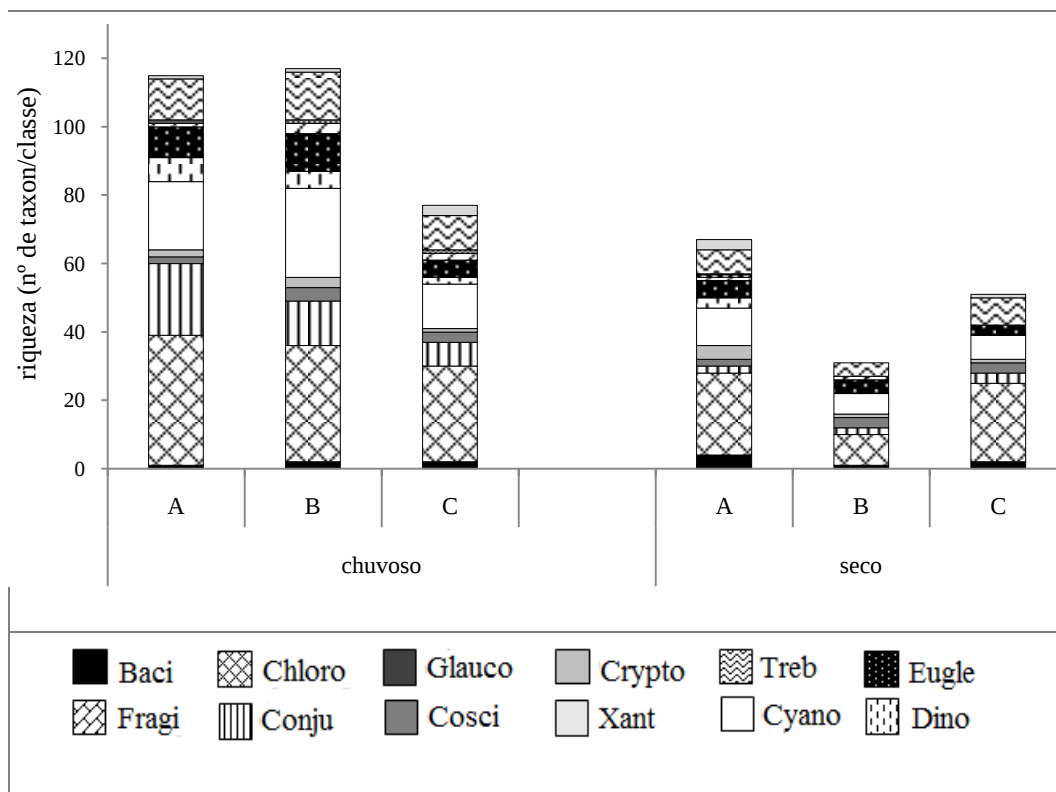
Figura 2 – Biomassa por classe. A) Biomassa por classe em cada local, no período chuvoso. B) Biomassa por classe e local, no período de seca.



Fonte: autoria própria.

Classes: Chlorophyceae (Chloro), Cryptophyceae (Crypto), Conjugatophyceae (Conju), Trebouxiophyceae (Treb), Cyanophyceae (Cyano), Dinophyceae (Dino), Euglenophyceae (Eugle). Locais: região próxima ao Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região próxima a barragem (local C).

Figura 3 – Contribuição média de cada classe em riqueza, por local e entre o período chuvoso e seco.



Fonte: autoria própria.

Classes: Bacillariophyceae (Baci), Chlorophyceae (Chloro), Glaucophyceae (Glauco), Cryptophyceae (Crypto), Conjugatophyceae (Conju), Trebouxiophyceae (Treb), Cyanophyceae (Cyano), Dinophyceae (Dino), Euglenophyceae (Eugle), Fragillariophyceae (Fragi), Coscinodiscophyceae (Cosci) e Xanthophyceae (Xant). Locais: região próxima ao Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região próxima a barragem (local C).

Ao todo, 221 espécies foram identificadas no reservatório de Guarapiranga, sendo 195 no período chuvoso e 97 no período de seca. O Quadro 3 apresenta a lista geral de táxons identificados e distribuídos por local de ocorrência. A lista foi ordenada a partir de um grau de importância crescente, estipulado de acordo com a representatividade de cada classe em riqueza e em biomassa. A partir dos dados de biomassa obtidos dentre os períodos analisados, foram consideradas descritoras 34 espécies, das quais: sete Chlorophyceae (*Chlorella vulgaris*, *Coelastrum cambricum*, *Golenkinia radiata*, *Pandorina morum*, *Scenedesmus obtusus*, *Scenedesmus quadricauda*, *Sphaerocystis cf. shroeteri*); duas Conjugatophyceae (*Gonatozygon monotaenium* e *Teilingia granulata*); três Cryptophyceae (*Cryptomonas brasiliensis*, *Cryptomonas curvata* e *Cryptomonas erosa*); onze Cyanophyceae (*Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa holsatica*, *Aphanocapsa incerta*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum crassum*, *Dolichospermum sp*, *Geitlerinema amphibium*, *Merismopedia trolleri*, *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix isothrix* e *Synechocystis aqualitis*); duas

Dinophyceae (*Gymnodinium rotundatum* e *Peridinium cinctum*); três Euglenophyceae (*Strombomonas* sp, *Trachelomonas verrucosa* e *Trachelomonas volvocina*) e seis Trebouxiophyceae (*Botryococcus* sp, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Didymocistis* sp, *Nephrocytium aghardhianum*, *Oocystis naegelii* e *Oocystis submarina*) (Tabela 1).

A evidente diferença nos valores da biomassa nas estações chuvosa e seca pôde ser observada em todos os locais. Na região do Rodoanel (local A), a biomassa por espécie variou de um período para o outro, modificando ocorrência de alguns táxons (Figura 4a). Entretanto, observou-se que nas regiões de Parelheiros e da barragem (locais B e C), no período de seca, ocorreu um aumento expressivo na biomassa fitoplanctônica (Tabela 1). Estes altos valores na região de Parelheiros (local B) estiveram relacionados à dominância da cianobactéria *P. limnetica*, a mesma representou aproximadamente 50% da biomassa total do local (Figura 4b). Já no local C ocorreu a dominância da espécie *Didymocistis* sp, a qual representou em média 70% da biomassa total do referido local (Figura 4c). Além da mudança nos valores de biomassa, também foi observado que as espécies descritoras, em cada local, diferiram de acordo com cada período. Nesse contexto no período chuvoso, em contraposição ao período seco, a comunidade fitoplanctônica esteve mais diversificada, concomitantemente, os valores de biomassa foram os mais discretos (Tabela 1).

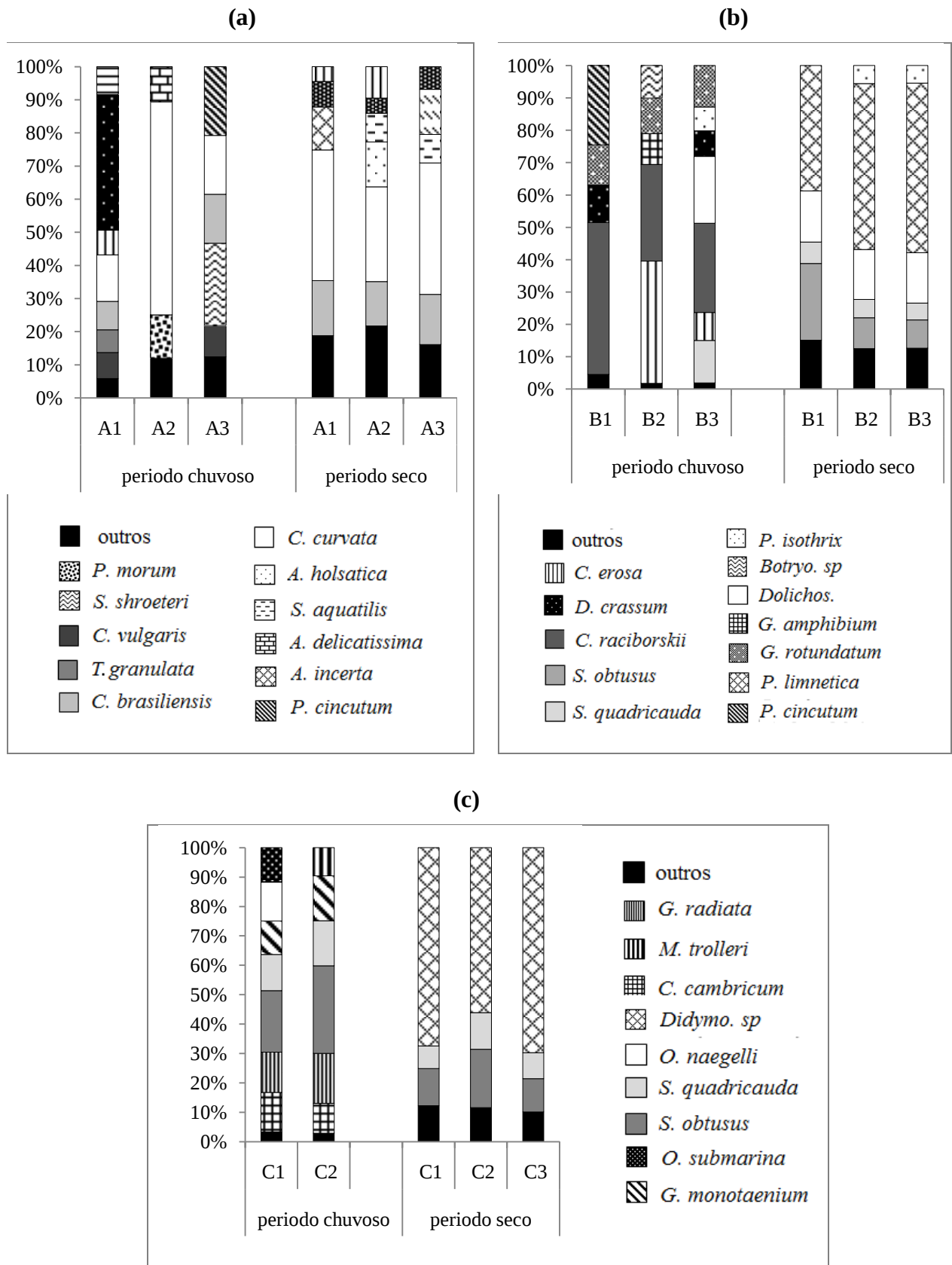
(conclusão)

Classe Espécie	Biomassa (mg.L ⁻¹) por locais amostrais																
	período chuvoso								período seco								
	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3
<i>Geitlerinema amphibium</i>	-	3,8	2,9	70,1	280,2	29,6	46,7	96,0	-	0,6	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia trolleri</i>	0,3	0,2	-	90,5	8,9	21,9	15,6	169,0	-	-	-	20,3	2,6	17,6	3,8	-	-
<i>Planktolynghya limnetica</i>	-	-	-	2,9	-	-	-	-	-	-	-	1623,4	2207,8	2236,6	-	-	-
<i>Planktothrix isothrix</i>	9,6	25,0	9,7	102,7	196,2	147,1	-	-	-	-	-	178,6	238,2	231,2	-	-	-
<i>Synechocystis aquatilis</i>	-	-	1,2	1,2	-	-	0,3	-	10,2	39,8	54,6	-	-	-	-	-	-
Dinophyceae																	
<i>Gymnodinium rotundatum</i>	18,9	9,4	-	170,8	319,1	256,2	47,6	-	5,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium cinctum</i>	-	-	79,5	334,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Euglenophyceae																	
<i>Strombomonas sp</i>	-	-	-	-	32,7	-	-	-	12,4	17,1	87,0	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	11,9	0	0,7	0	61,2	-	-	-	54,2	21,0	43,7	9,2	10,4	5,9	-	15,4	24,3
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	37,6	6,7	8,8	42,0	209,8	109,7	66,1	126,1	31,1	43,9	14,4	7,3	17,3	15,8	12,0	6,7	6,4
Trebouxiophyceae																	
<i>Botryococcus sp</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,5	2,7	0,5	-	-	-	-	3,1	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	208,5	-	-	-	3,7	1,7	34,9	-	-	-	-	-	-	-	2,5	-	-
<i>Didymocistis sp</i>	1,3	2,2	2,8	4,4	6,8	2,3	64,3	57,1	0,6	1,7	0,6	15,4	8,3	5,3	8114,6	5602,6	8537,3
<i>Nephrocystium aghardhianum</i>	43,2	12,0	10,1	5,4	-	7,2	0,5	-	-	-	-	1,0	1,1	0,7	-	2,1	3,7
<i>Oocystis naegelii</i>	-	1,7	-	6,3	-	-	184,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	-	-	-	-	-	-	163,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: autoria própria.

Locais: região próxima ao Rodoanel (local A), região de Parelheiros (local B) e região próxima a barragem (local C).

Figura 4 – Biomassa relativa, das espécies descritoras, no período chuvoso e seco.



Quadro 3- Lista qualitativa dos táxons identificados no reservatório de Guarapiranga na estação seca e na estação chuvosa. A: local correspondente ao corpo central próximo à barragem; B: local próximo a região de Parelheiros e C: região próxima ao Rodoanel.

(continua)

Classe <i>Especies</i>	Estação chuvosa			Estação seca		
	Locais amostrais					
	A	B	C	A	B	C
Cyanophyceae						
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	-	-	X	X	-	X
<i>Aphanizomenon gracile</i> (Lemmermann) Lemmermann	-	X	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	X	X	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & G.S.West	X	X	X	-	-	-
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	X	X	X	X	-	X
<i>Arthrospira platensis</i> Gomont	-	X	-	-	-	-
<i>Chroococcus</i> sp Nägeli	X	X	-	-	-	-
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usáček) Rajaniemi	-	X	-	-	X	-
<i>Cyanodictyon</i> A.Pascher	X	-	-	-	-	-
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> Cronberg & Weibull	-	X	-	-	-	-
<i>Cyanodictyon reticulatum</i> (Lemmermann) Geitler	X	-	-	-	-	-
<i>Cyanodictyon</i> sp A.Pascher	-	-	-	X	-	-
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (F.Wawrik) Hindák ex Hindák	X	X	-	X	-	X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	X	X	X	-	X	-
<i>Dolichospermum crassum</i> (Lemmermann) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	-	X	X	-	-	-
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthalier) Wacklin, L. Hoffm. & Komárek (= <i>Anabaena planctonica</i> Brunnthaler)	-	X	X	-	-	-
<i>Dolichospermum</i> sp (Ralfs ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	-	X	-	-	X	-
<i>Eucapsis alpina</i> F.E.Clements & H.L.Schantz	-	-	-	X	-	-
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis	X	X	X	X	-	-
<i>Geitlerinema</i> sp. (Anagnostidis & Komárek) Anagnostidis	X	-	-	-	-	-
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis	X	-	-	-	-	-
<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (R.N.Singh) J.Komárek & M.T.P.Azevedo	-	X	-	-	-	-
<i>Limnothrix</i> sp M.-E.Meffert	-	X	-	-	-	-
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	X	X	-	X	-	X
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	X	X	-	X	-	-
<i>Merismopedia trolleri</i> Bachmann	X	X	X	-	X	X
<i>Microcystis protocystis</i> W.B.Crow	-	-	X	-	-	-
<i>Myxobaktron</i> sp W. Schmidle	-	X	X	-	-	-
<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	-	X	-	-	X	-
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	X	X	-	-	X	-
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	X	X	X	-	-	-

(continuação)

Classe Especies	Estação chuvosa			Estação seca		
	Locais amostrais					
	A	B	C	A	B	C
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	X	X	X	X	-	X
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	X	-	-	-	-	-
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	-	-	-	X	-	X
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	X	X	X	X	-	-
Chlorophyceae						
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> Corda	X	-	-	-	-	-
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	-	X	-	X	-	-
<i>Ankistrodesmus gracile</i> (Reinsch) Korschikoff	-	-	-	X	-	-
<i>Ankistrodesmus sp</i> Corda	-	-	-	X	-	-
<i>Chlamydomonas ambigua</i> Gerloff	-	-	X	-	-	X
<i>Chlamydomonas debaryana</i> Goroschankin [Gorozhankin]	-	-	X	-	-	-
<i>Chlamydomonas epibiotica</i> Ettl	-	-	-	X	-	-
<i>Chlamydomonas gloeopara</i> Rodhe & Skuja	-	-	-	X	-	-
<i>Chlamydomonas marina</i> F.J.Cohn	-	X	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas snowiae</i> Printz	X	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas sp</i> Ehrenberg	-	-	-	X	-	X
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]	X	-	X	X	-	X
<i>Coelastrum cambricum</i> W.Archer	X	X	X	-	-	-
<i>Coelastrum indicum</i> W.B.Turner	X	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli Bremerton Washington	X	X	X	X	X	X
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn	X	X	X	-	X	X
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nägeli	-	X	-	-	-	-
<i>Coelastrum stuhlmannii</i> Schmidle	-	-	X	-	-	-
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E. Hegewald (= <i>Scenedesmus intermedius</i> Chodat)	X	-	-	-	-	-
<i>Eudorina sp</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	X
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	-	-	X	-	-	-
<i>Golenkinia sp</i> Chodat	-	X	-	-	-	-
<i>Gonium pectorale</i> O.F.Müller	X	-	-	X	-	-
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	X	-	-	-	-	-
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West	X	X	X	-	X	-
<i>Kirchneriella rosolata</i> Hindák	X	-	-	-	-	-
<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák	X	-	-	-	-	X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	X	X	X	X	-	X
<i>Monoraphidium braunii</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	-	-	-	X	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Woloszynska) Hindák & Komárková Legnerová	-	X	-	-	-	-
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	X	X	-	X	-	-
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	X	X	X	X	X	X
<i>Monoraphidium setiforme</i> (Nygaard) Komárková-Legnerová	X	X	X	X	-	X

(continuação)

Classe <i>Especies</i>	Estação chuvosa			Estação seca		
	Locais amostrais					
	A	B	C	A	B	C
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & G.S.West) Komárková-Legnerová	-	X	-	-	-	-
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory de Saint-Vincent	X	X	X	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	-	-	X	-	-	-
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	-	-	-	X	-	-
<i>Pseudodidymocystis</i> sp. Hegewald & Deason	-	X	-	-	-	-
<i>Scenedesmus abundans</i> (O.Kirchner) Chodat	-	X	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>elongatus</i> G.M.Smith	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas	X	X	X	X	-	X
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	-	-	-	X	-	-
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann	-	X	-	-	-	-
<i>Scenedesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) Chodat	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus brasiliensis</i> Bohlin	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus circumfusus</i> var. <i>bicaudatus</i> Hortobágyi	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim	X	X	-	X	-	X
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	X	X	X	-	-	X
<i>Scenedesmus dispar</i> Brébisson	-	-	X	-	-	X
<i>Scenedesmus granulatus</i> West & G.S.West	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus gutwinskii</i> Chodat	-	-	-	-	-	X
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus nygaard</i> Huber	X	X	X	-	-	-
<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>alternans</i> (Reinsch) Compère	-	X	X	-	-	X
<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>ecornis</i> Compère	-	X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	X	X	X	X	X	X
<i>Scenedesmus semipulche</i> Hortobágyi	X	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus</i> sp 8 Meyen	X	X	-	-	-	-
<i>Schroederia indica</i> Philipose	-	X	X	-	-	X
<i>Sorastrum</i> sp Kützing	-	-	-	-	-	X
<i>Sphaerocystis</i> R.Chodat	X	X	X	X	X	-
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	-	X	-	-	-	-
<i>Tetraedron caudatum</i> var. <i>incisum</i> (Lagerheim) Brunnthaler	X	-	-	-	-	-
<i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	-	X	X	X	-	X
<i>Tetraedron regulare</i> Kützing	-	-	X	-	-	-
<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teiling	X	-	-	-	-	-
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák	X	X	X	X	X	X
<i>Treubaria quadrispina</i> (G.M.Smith) Fott & Kovácik	X	X	-	-	-	-
<i>Westella botryoides</i> (West) De Wildeman	-	X	X	-	-	-
Conjugatophyceae						
<i>Actinotaenium cucurbita</i> (Brébisson ex Ralfs) Teiling	X	-	-	-	-	-
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	X	X	-	-	-	-
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Willi Kreiger	X	-	-	-	-	-

(continuação)

Classe Especies	Estação chuvosa			Estação seca		
	Locais amostrais					
	A	B	C	A	B	C
<i>Closterium cornu</i> var. <i>javanicum</i> Gutwinski	-	X	-	-	-	-
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	X	X	-	-	-	-
<i>Closterium kuetzingii</i> Brébisson	X	-	X	-	-	-
<i>Closterium lineatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	-	X	-	-	-	-
<i>Closterium nordstedtii</i> Chodat	X	-	-	-	-	-
<i>Closterium polystictum</i> G.Nygaard	X	-	-	-	-	-
<i>Closterium pronum</i> Brébisson	-	X	-	-	-	-
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs	-	-	X	-	-	-
<i>Closterium</i> sp Nitzsch ex Ralfs	-	-	X	X	-	-
<i>Cosmarium abbreviatum</i> Raciborski	X	X	-	-	-	-
<i>Cosmarium candianum</i> Delponte	X	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium contractum</i> O.Kirchner	X	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium cucumis</i> f. <i>maximum</i> Compère	-	X	-	-	-	-
<i>Cosmarium impressulum</i> var. <i>alpicota</i> Elfving	X	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium</i> sp Corda ex Ralfs	-	X	X	-	-	X
<i>Cylindrocystis</i> (Lagerheim) Lütkemüller	-	X	-	-	-	
<i>Gonatozygon monotaenium</i> De Bary	X	X	X	-	X	X
<i>Gonatozygon</i> spDe Bary	X	-	-	-	-	-
<i>Micrasterias</i> sp C.Agardh ex Ralfs	-	X	-	-	-	-
<i>Pleurotaenium ovatum</i> (Nordstedt) Nordstedt	X	-	-	-	-	-
<i>Sphaerosozma vertebratum</i> Brébisson ex Ralfs	X	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum anatinum</i> Cooke & Wills	-	X	-	-	-	-
<i>Staurastrum excavatum</i> West & G.S.West	-	X	-	-	-	-
<i>Staurastrum hexacerum</i> Wittrock	X	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum incisum</i> Wolle	-	-	X	-	-	X
<i>Staurastrum leptocladum</i> f. <i>africanum</i> G.S.West	X	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum richianum</i> K.Thomasson - Unchecked	-	-	X	-	-	-
<i>Staurastrum</i> sp Meyen ex Ralfs	-	-	-	-	X	-
<i>Staurastrum thomassonianum</i> Compère	X	-	-	-	-	-
<i>Staurodesmus glaber</i> (Ralfs) Teiling	X	-	-	-	-	-
<i>Teilingia excavata</i> (Ralfs ex Ralfs) Bourrelly	X	-	-	-	-	-
<i>Teilingia granulata</i> (J.Roy & Bisset) Bourrelly	X	-	-	X	-	-
Trebouxiophyceae						
<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair	-	X	X	X	-	-
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	-	X	-	-	-	-
<i>Actinastrum</i> sp Lagerheim	-	-	-	-	X	X
<i>Botryococcus</i> sp Kützing	-	X	X	X	-	X
<i>Chodatella citriformis</i> J.W.Snow	-	X	-	-	-	-
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Chodat) J.H.Belcher & Swale	-	X	-	-	-	-
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) O.Kuntze	-	X	X	-	-	X
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Nägeli) Gay	X	-	-	-	-	-

(continuação)

Classe <i>Especies</i>	Estação chuvosa			Estação seca		
	Locais amostrais					
	A	B	C	A	B	C
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	X	-	-	X	-	X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	X	X	X	X	-	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood	-	-	-	-	-	X
<i>Dictyosphaerium sp</i> Nägeli	-	-	-	-	X	-
<i>Didymocystis sp</i> Korshikov	X	X	X	X	X	X
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	X	X	X	X	-	-
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C. Wood) C. Bock, Proschold & Krienitz (= <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C. Wood)	X	X	X	-	-	-
<i>Nephrocytium aghardianum</i> Nägeli	X	X	X	-	-	-
<i>Nephrochlamys subsolitária</i> (G.S.West) Korshikov	X	-	-	-	-	-
<i>Nephrochlamys willeana</i> (Printz) Korshikov	X	-	-	-	-	-
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Nägeli	-	-	-	-	X	X
<i>Nephrocytium lunatum</i> West	-	X	-	-	-	-
<i>Oocystis naegelii</i> A.Braun	X	X	X	-	-	-
<i>Oocystis pusilla</i> Hansgirg	X	-	-	X	-	-
<i>Oocystis sp.</i> Nägeli ex A.Braun	X	X	-	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i> Lagerheim	-	-	X	-	-	-
Klebsormidiophyceae						
<i>Elakatothrix genevensis</i> (Reverdin) Hindák	-	X	X	-	-	-
Fragilariophyceae						
<i>Synedra spp</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X	-
<i>Synedra acus</i> Kützing	-	X	-	-	-	-
<i>Synedra rumpens</i> Kützing	-	X	X	-	-	-
Bacillariophyceae						
<i>Amphipleura sp</i> Kützing	-	X	-	-	-	-
<i>Navicula sp</i> Bory de Saint-Vincent	X	X	X	X	-	-
<i>Nitzschia sp</i> Hassall	-	-	X	X	-	X
<i>Pinnularia similis</i> Krasske	-	-	-	X	-	X
<i>Stauroneis sp</i> Ehrenberg	-	-	-	X	X	-
Coscinodiscophyceae						
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	X	-	X	-	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	-	-	-	-
<i>Cyclotella</i> (Kützing) Brébisson	-	X	-	X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	-	X	X	-	-	-
<i>Melosira distans</i> (Ehrenberg) Kützing	-	X	X	X	X	X
Dinophyceae						
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans	-	X	-	-	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	X	-	-	-	-	-
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	X	-	-	X	-	-
<i>Gymnodinium rotundatum</i> Klebs	X	X	X	X	-	-
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	X	X	-	-	-	-

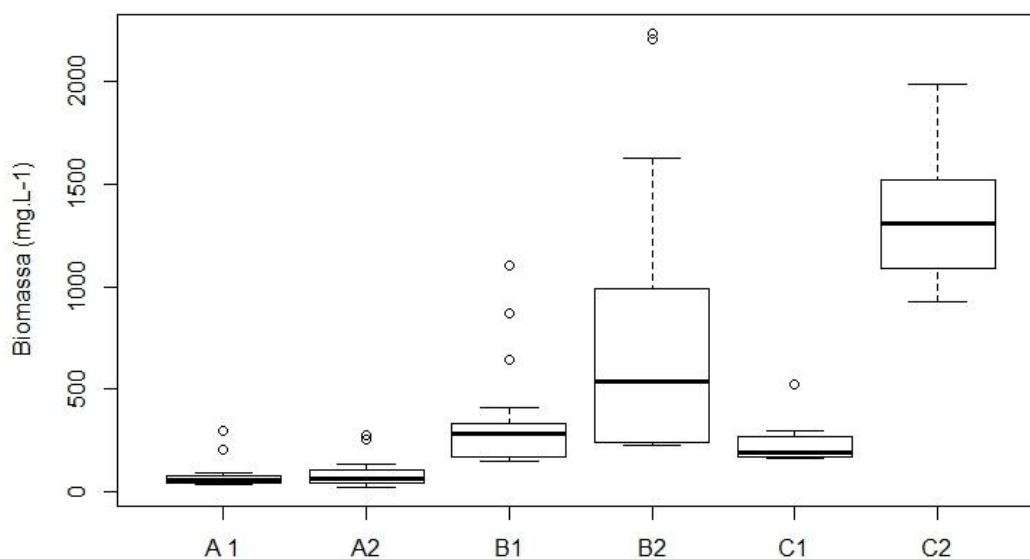
Classe <i>Especies</i>	(conclusão)					
	Estação chuvosa			Estação seca		
	Locais amostrais					
	A	B	C	A	B	C
<i>Peridinium</i> sp Ehrenberg	-	-	-	X	-	-
<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard	X	X	X	-	-	-
<i>Peridinium pusillum</i> (Pénard) Lemmermann	X	-	-	-	-	-
<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	X	X	-	-	-	-
Euglenophyceae						
<i>Euglena acus</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	X	-	-	X	-	-
<i>Euglena</i> Ehrenberg	-	-	X	-	-	-
<i>Euglena limnophila</i> Lemmermann	-	X	-	-	-	-
<i>Euglena proxima</i> P.A.Dangeard	X	X	-	-	-	-
<i>Euglena variabilis</i> Klebs	-	X	-	-	-	-
<i>Petalomonas</i> sp F.Stein	-	X	X	-	-	X
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	-	X	-	-	-	-
<i>Phacus brachykentron</i> Pochmann	-	-	X	-	-	-
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	-	-	X	-	X	-
<i>Phacus</i> sp Dujardin	-	X	-	X	-	-
<i>Phacus suecicus</i> Lemmermann	-	X	-	-	-	-
<i>Strombomonas</i> Deflandre	-	X	-	X	-	-
<i>Trachelomonas conica</i> Playfair	X	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	X	X	-	-	X	-
<i>Trachelomonas planctonica</i> var. <i>oblonga</i> R.Drezepolski	X	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas</i> spp Ehrenberg	X	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A.Stokes	X	X	-	-	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A.Stokes	-	-	-	X	X	X
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X	X	X	X	X	X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	X	-	-	-	-	-
Cryptophyceae						
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> A.Castro, C.Bicudo & D.Bicudo	X	X	-	X	X	X
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenberg	X	X	-	X	-	-
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	-	X	-	X	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp Ehrenberg	-	-	X	X	-	-
Glaucophyceae						
<i>Gloeochaete wittrockiana</i> Lagerheim	X	-	-	-	-	-
Pyramimonadophyceae						
<i>Protoaceromonas rugosa</i> Skvortzov	-	-	-	X	-	-
Xanthophyceae						
<i>Centrtractus africanus</i> F.E.Fritsch & M.F.Rich	X	-	-	X	-	-
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	-	-	X	-	-	-
<i>Goniochloris mutica</i> (A.Braun) Fott	-	-	-	X	-	-
<i>Goniochloris smithii</i> (Bourrelly) Fott	-	-	X	-	-	-
<i>Tetraedriella spinigera</i> Skuja	-	X	X	-	-	X
<i>Tribonema</i> sp Derbès & Solier	-	-	-	X	-	-

Fonte: autoria própria

4.2 Análise estatística

De acordo com a análise descritiva, foram observadas variações na composição fitoplanctônica entre os períodos e entre os locais nos quais as coletas foram realizadas (Figura 5). Desta forma, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis com o objetivo de comparar as médias de biomassa fitoplanctônica em cada local, entre o período chuvoso e seco. O teste indicou que a biomassa específica diferiu significativamente ($p = 1,18 \times 10^{-10}$). Neste sentido, para avaliar quais tratamentos diferiram, foi efetuado um teste de comparação pareada de Wilcoxon (Tabela 2), o qual indicou que a biomassa da região do Rodoanel diferiu significativamente das demais regiões e em ambos os períodos. Por outro lado, as regiões de Parelheiros e da barragem não diferiram significativamente na comparação de cada período, sugerindo um padrão similar na distribuição da biomassa fitoplanctônica nestes locais.

Figura 5- Boxplots com a biomassa das espécies descritoras entre os períodos.



Fonte: autoria própria.

Números representam a estação chuvosa (1) e seca (2), por local: região do Rodoanel (A1-A2); região de Parelheiros (B1-B2); região da barragem (C1-C2).

Tabela 2- Valores de p obtidos por meio do teste de comparação pareada de Wilcoxon ($\alpha < 0,05$)
(continua)

Interação entre os tratamentos	Significância	Valor de p
A1 - A2	não	0,51963
A1 - B1	sim	0,00028
A1 - B2	sim	7,30E-06
A1 - C1	sim	0,00076

(conclusão)		
Interação entre os tratamentos	Significância	Valor de p
A1 - C2	sim	0,00037
A2 - B1	sim	0,00013
A2 - B2	sim	1,30E-05
A2 - C1	sim	0,00042
A2 - C2	sim	0,00029
B1 - B2	não	0,20268
B1 - C1	não	0,51685
B1 - C2	sim	0,00409
B2 - C1	sim	0,00412
B2 - C2	não	0,20268
C1 - C2	sim	0,00059

Fonte: Autoria própria.

Tabela 3 – Características físicas, químicas e biológicas obtidas no eixo longitudinal do reservatório de Guarapiranga separadas de acordo com os períodos chuvoso e seco

	local	Cl a ug/L	pH	CE μS/cm	NO ₂ ug/L	NO ₃ ug/L	NH ₄ ug/L	P ug/L	N mg/L	Zeuf m
período chuvoso	A1	5,3	5,6	48,0	7,9	122,3	106,9	11,4	2,1	1,3
	A2	8,3	5,6	50,0	8,1	109,5	90,4	12,4	3,0	2,1
	A3	6,7	5,6	48,0	7,2	146,8	75,9	19,1	1,1	1,7
	B1	28,1	6,6	168,0	71,1	399,7	459,4	77,5	1,5	2,6
	B2	32,9	7,1	168,0	75,7	447,5	438,4	85,2	2,5	3,2
	B3	21,5	6,7	203,0	25,7	166,6	650,4	165,7	3,8	2,2
	C1	24,6	7,1	134,0	33,1	611,8	123,9	44,0	0,5	4,9
	C2	24,7	7,6	136,0	25,4	618,8	80,4	38,2	0,9	4,9
período de seca	A1	3,4	6,7	44,7	8,5	144,5	95,4	68,5	1,8	3,2
	A2	3,8	6,1	51,8	8,8	198,8	172,2	63,4	1,4	3,4
	A3	6,1	6,2	47,3	10,5	198,8	141,1	80,5	1,4	2,9
	B1	66,0	6,8	238,7	15,4	56,6	582,6	628,9	6,2	1,8
	B2	53,3	7,0	188,3	39,8	224,3	234,9	322,2	4,0	2,5
	B3	76,4	7,6	172,7	46,1	441,6	155,7	174,8	3,5	2,4
	C1	34,4	7,1	160,0	27,4	904,0	54,3	49,7	2,1	2,8
	C2	28,7	7,1	157,8	50,3	1372,0	33,8	75,4	1,7	2,9
	C3	25,7	7,4	160,8	57,0	1113,2	75,4	53,1	3,2	2,8
	DP	21,7	0,7	65,2	22,8	384,5	195,3	152,6	1,4	1,0
	CV	82,1	9,9	50,9	74,8	89,8	93,0	131,7	59,8	35,2

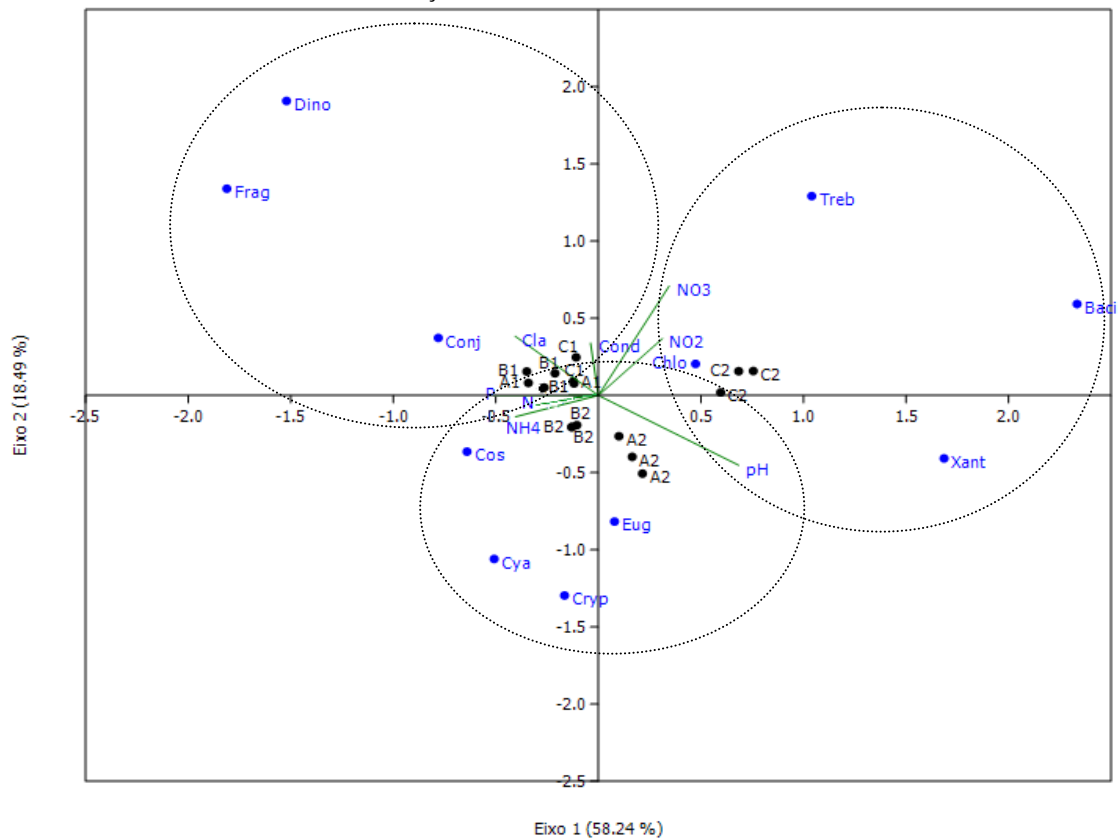
Fonte: Autoria própria.

Legenda: Clorofila-a (Cl a); pH, condutividade elétrica (Cond), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amônio (NH₄), nitrogênio (N), fósforo (P), zona eufótica (Zeuf). Contendo: desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV)

Os valores brutos das variáveis ambientais selecionadas para as análises de correspondência canônica (ACC), segundo a correlação de Pearson, estão apresentados na Tabela 3. A ACC para classes indicou que as mesmas variam de acordo com as variáveis físico-químicas (Figura 6). A variável zona eufótica foi excluída desta ACC, já que a correlação de Pearson não indicou correspondência entre mesma e a variação da biomassa por classe. Os dois primeiros eixos da ACC explicaram 76,73 % da variação da biomassa das classes em relação às variáveis ambientais (eixo 1 = 58,24 % e eixo 2 = 18,49 %). Os pontos relativos ao período chuvoso tiveram uma ordenação mais agrupada, em oposição a estes ficaram aqueles representantes do período de seca, ordenados distantes um do outro. Com isso, a análise indicou que, na estação seca, as classes responderam de maneira mais específica à variação dos dados em cada local, ao passo que a ordenação das classes correlacionadas ao período chuvoso foi mais homogênea.

As ACC's feitas com base nos dados das espécies descritoras, em cada um dos períodos, demonstraram alto poder explanatório (Figura 7 e Figura 8). Os primeiros eixos explicaram a maior parte da correspondência entre os dados e ambas exibiram um padrão similar nos arranjos. Neste sentido, a composição fitoplanctônica da região do Rodoanel (local A) difere dos demais locais, em ambos os períodos, ficando ordenada oposta às variáveis relacionadas à eutrofização, ao passo que as regiões de Parelheiros e da barragem (locais B e C) apresentaram alta correlação com as mesmas. Na Tabela 3 constam os valores brutos das variáveis ambientais selecionadas para as mesmas, com base na análise de correlação de Pearson.

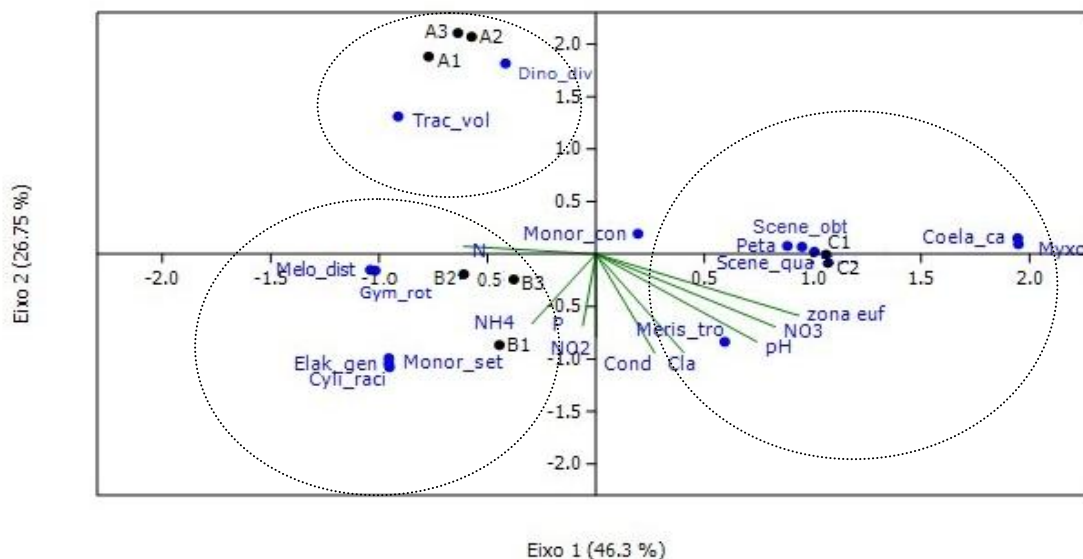
Figura 6 – Triplot da Análise de Correspondência Canônica entre as variáveis ambientais e a biomassa por classe, entre os locais amostrais, na estação chuvosa e seca.



Fonte: Autoria própria.

Legenda: Locais amostrais: próximo ao Rodoanel (local A), região de Pareçheiros (local B) e região da barragem (local C). Locais seguidos de numero 1 correspondem a estação chuvosa e seguidos do numero 2 correspondem a estação seca. Classes: Bacillariophyceae (Baci), Chlorophyceae (Chlo), Conjugatophyceae (Conj), Coscinodiscophyceae (Cos), Cryptophyceae (Cryp), Cyanophyceae (Cya), Dinophyceae (Dino), Euglenophyceae (Eug), Fragilariophyceae (Frag) e Trebouxiophyceae (Treb). Variáveis: Clorofila-a (Cla); pH, condutividade elétrica (Cond), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), amônio (NH₄), nitrogênio (N), fósforo (P).

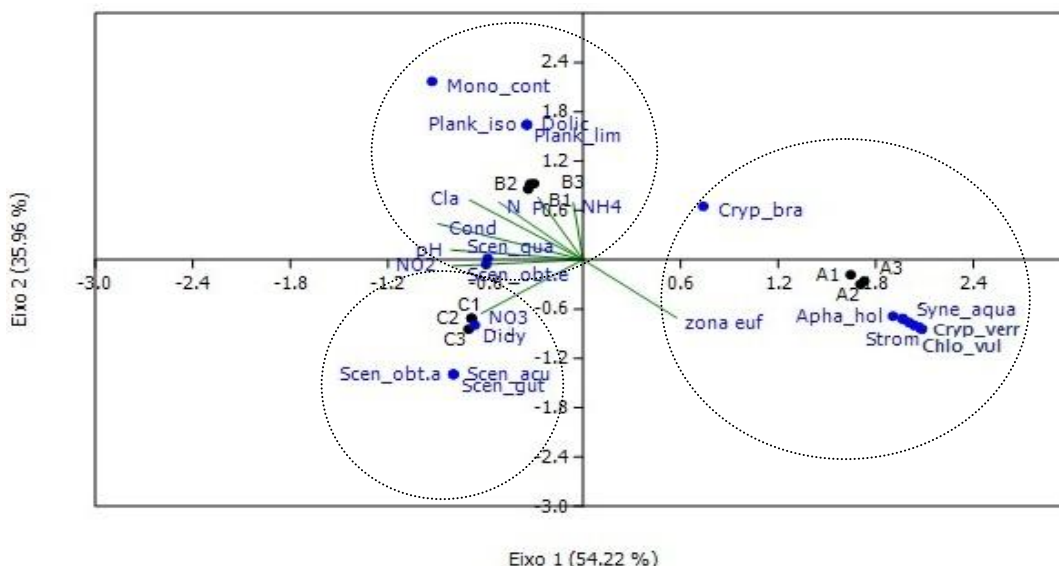
Figura 7 – Triplot da ACC entre as variáveis ambientais e a biomassa das espécies descritoras, locais amostrais, na estação chuvosa.



Fonte: Autoria própria.

Legenda: Locais amostrais: próximo ao Rodoanel (local A), região de Pareçheiros (local B) e região da barragem (local C). Variáveis: zona eufótica (zona euf) Clorofila-a (Cla); pH, condutividade elétrica (Cond), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amônio (NH_4), nitrogênio (N), fósforo (P), e as espécies: *Dinobryon divergens*, *Trachelomonas volvocina*, *Gymnodinium rotundatum*, *Monoraphidium setiforme*, *Elakatothrix genevensis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Petalomonas* sp, *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus obtusus*, *Coelastrum cambricum*, *Merismopedia trolleri* e *Myxobakterion* sp.

Figura 8 – Triplot da ACC entre as variáveis ambientais e a biomassa das espécies descritoras, locais amostrais, na estação seca.



Fonte: Autoria própria.

Legenda: Locais amostrais: próximo ao Rodoanel (local A), região de Pareçheiros (local B) e região da barragem (local C). Variáveis: zona eufótica (zona euf) Clorofila-a (Cla); pH, condutividade elétrica (Cond), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), amônio (NH_4), nitrogênio (N), fósforo (P), e as espécies: *Cryptomonas brasiliensis*, *Aphanocapsa holsatica*, *Synechocystis aquatilis*, *Cryptomonas verrucosa*, *Strombomonas* sp, *Chlorella vulgaris*, *Monoraphidium contortum*, *Planktothrix isothrix*, *Dolichospermum* sp, *Planktolingbya limnetica*, *Didymocystis* sp, *Scenedesmus obtusus*, *Scenedesmus acutus*, *Scenedesmus gutwinski* e *Scenedesmus quadricauda*.

4.3 A problemática das cianobactérias e cianotoxinas

Como observado anteriormente, a classe Cyanophyceae esteve presente em todos os locais amostrais, e nos dois períodos do ano analisado, sempre entre as três primeiras classes mais representativas em biomassa e riqueza no reservatório de Guarapiranga. Com isso, alguns dos gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas foram constatados, principalmente, na região de Parelheiros (local B), em ambos os períodos (Tabela 4). Nesse local foi verificada a maior densidade e maior biomassa de cianobactérias, tanto na estação seca, quanto na estação chuvosa. Concomitantemente, algumas espécies potencialmente tóxicas foram abundantes ou dominantes. Nesse contexto, o local na estação chuvosa, teve como espécies abundantes *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Dolichospermum crassum*, *Geitlerinema unigranulatum* e espécies do gênero *Planktothrix*. Entretanto na estação seca, foi observada a dominância da *Planktolyngbya limnetica* e abundância de indivíduos do gênero *Dolichospermum* e *Planktothrix*.

Na região do Rodoanel e da barragem (locais A e C) foram identificados gêneros potencialmente tóxicos, porém compondo uma dinâmica diferente em cada um deles. Embora no local A tenham sido identificadas espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, estas representaram densidade e biomassa relativamente baixa em comparação aos demais locais. Já no local C foi constatada menor riqueza de cianobactérias, sem que houvesse a abundância ou dominância de gêneros potencialmente tóxicos.

Além da elevada frequência e biomassa das cianobactérias potencialmente tóxicas, as análises de quantificação de microcistinas revelaram a ocorrência desta cianotoxina no reservatório, principalmente, na região de Parelheiros (Tabela 4). O local foi o único, no qual foram detectadas concentrações de microcistinas em todas as amostras e em ambos os períodos analisados.

Tabela 4 - Diversidade, densidade parcial de cianobactérias por espécie (n° de ind.mL⁻¹), densidade total de cianobactérias na amostra (n° de ind.mL⁻¹), biomassa parcial (mg.L⁻¹) e biomassa total das cianobactérias. Percentual (%) dos organismos de cianobactéria (n° de ind.mL⁻¹) e biomassa (mg.L⁻¹). Número médio de células por organismo (n). Concentrações de microcistinas (MC) total e intracelular (μ g.L⁻¹) obtidas por local amostral, com desvio padrão (DP).

(continua)

Local amostral (período climático)	Cianobacteria (n)	Densidade parcial	%	Densidade total	Biomassa parcial	%	Biomassa total	MC total (DP)	MC intracelular (DP)
A1 (chuvoso)	<i>Planktotrix isotrix</i> (7)	1415,8	5,7	24711,5	9,61	23,7	40,5	-	-
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (10)	1415,8	5,7		7,64	18,9			
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (80)	7079,1	28,6		7,24	17,9			
	<i>Planktothrix agardhii</i> (10)	1415,8	5,7		7,21	17,8			
	<i>Merismopedia tenuissima</i> (8)	8494,9	34,4		2,85	7,1			
	<i>Pseudanabaena galeata</i> (10)	1415,8	5,7		1,61	4,0			
	<i>Geitlerinema</i> sp (7)	2831,6	11,5		1,20	3,0			
	Outras	642,7	2,6		3,12	7,7			
A2 (chuvoso)	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (50)	2831,6	12,3	22958,9	48,58	49,5	98,0	0,01 ($\pm$ 0,014)	-
	<i>Planktothrix isothrix</i> (8)	4247,4	18,5		25,02	25,5			
	<i>Planktothrix agardhii</i> (10)	1415,8	6,2		11,26	11,5			
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (60)	4247,4	18,5		4,34	4,4			
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (12)	1415,8	6,2		3,75	3,8			
	<i>Geitlerinema</i> sp (5)	4247,4	18,5		1,80	1,8			
	<i>Merismopedia tenuissima</i> (8)	4247,4	18,5		1,43	1,5			
	Outras	306,0	1,3		1,86	1,9			
A3 (chuvoso)	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (50)	1415,8	1,89	75038,0	24,29	43,9	55,3	-	-
	<i>Planktothrix isothrix</i> (7)	1415,8	1,89		9,73	17,6			
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (8)	1415,8	1,89		5,28	9,6			
	<i>Aphanocapsa elachista</i> (40)	2831,6	3,77		5,00	9,1			
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (10)	1415,8	1,89		2,94	5,3			

(continuação)

Local amostral (período climático)	Cianobacteria (n)	Densidade parcial	%	Densidade total	Biomassa parcial	%	Biomassa total	MC total (DP)	MC intracelular (DP)
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (60)	2831,6	3,77		2,90	5,2			
	<i>Merismopedia tenuissima</i> (8)	5663,2	7,55		1,90	3,4			
	<i>Cyanogranis ferruginea</i> (20)	49553,4	66,04		1,31	2,4			
	<i>Outras</i>	8494,9	11,32		1,91	3,5			
B1 (chuvoso)	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (100)	193683,0	12,38	1564754,5	641,75	41,9	1532,5	0,06 (± 0,022)	5,63x10 ⁻⁶ (± 7,95x10 ⁻⁶)
	<i>Dolichospermum crassum</i> (100)	6795,9	0,43		158,52	10,3			
	<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (60)	37377,4	2,39		116,25	7,6			
	<i>Planktothrix isothrix</i> (20)	13591,8	0,87		102,75	6,7			
	<i>Planktothrix agardhii</i> (150)	13591,8	0,87		96,07	6,3			
	<i>Merismopedia trolleri</i> (12)	482508,5	30,84		90,47	5,9			
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (130)	35678,4	2,28		70,05	4,6			
	<i>Pseudanabaena catenata</i> (60)	56066,1	3,58		54,18	3,5			
	<i>Pseudanabaena galeata</i> (100)	42474,3	2,71		48,44	3,2			
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (120)	5096,9	0,33		36,89	2,4			
	<i>Chroococcus</i> sp (2)	195381,9	12,49		35,09	2,3			
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (80)	6795,9	0,43		33,36	2,2			
	<i>Dolichospermum planctonicum</i> (8)	18688,7	1,19		15,60	1,0			
	<i>Cyanodictyon imperfectum</i> (12)	59464,1	3,80		15,26	1,0			
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (60)	5096,9	0,33		5,21	0,3			
	<i>Myxobaktron</i> sp (2)	349988,5	22,37		3,34	0,2			
	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (30)	3397,9	0,22		2,88	0,2			
	<i>Outras</i>	39076,4	2,50		6,37	0,4			

(continuação)

Local amostral (período climático)	Cianobacteria (n)	Densidade parcial	%	Densidade total	Biomassa parcial	%	Biomassa total	MC total (DP)	MC intracelular (DP)
B2 (chuvoso)	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (160)	217468,6	21,33	1019384,1	870,92	54,4	1601,2	0,06 (± 0,019)	2,81x10 ⁻⁵ (± 2,65x10 ⁻⁶)
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (130)	118928,1	11,67		280,22	17,5			
	<i>Planktothrix isothrix</i> (50)	23785,6	2,33		196,15	12,3			
	<i>Aphanizomenon gracile</i> (30)	39076,4	3,83		132,58	8,3			
	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (100)	6795,9	0,67		55,60	3,5			
	<i>Merismopedia tenuissima</i> (16)	79851,8	7,83		26,83	1,7			
	<i>Dolichospermum planctonicum</i> (80)	27183,6	2,67		22,68	1,4			
	<i>Merismopedia trolleri</i> (20)	50969,2	5,00		8,92	0,6			
	<i>Myxobaktron</i> sp (2)	316009,1	31,00		3,02	0,2			
	<i>Dolichospermum crassum</i> (8)	5096,9	0,50		2,38	0,1			
	Outras	134218,9	13,17		1,92	0,1			
B3 (chuvoso)	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (80)	59464,1	15,28	389064,9	551,97	35,8	1540,6	0,11 (± 0,014)	1,5x10 ⁻⁵ 0
	<i>Dolichospermum</i> sp (30)	28882,5	7,42		413,01	26,8			
	<i>Dolichospermum crassum</i> (12)	6795,9	1,75		158,52	10,3			
	<i>Planktothrix isothrix</i> (50)	23785,6	6,11		147,11	9,5			
	<i>Aphanizomenon gracile</i> (40)	27183,6	6,99		92,23	6,0			
	<i>Planktothrix agardhii</i> (100)	8494,9	2,18		60,05	3,9			
	<i>Limnothrix</i> sp (100)	22086,7	5,68		32,53	2,1			
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (30)	11892,8	3,06		29,65	1,9			
	<i>Pseudanabaena catenata</i> (30)	20387,7	5,24		23,26	1,5			
	<i>Merismopedia trolleri</i> (24)	146111,7	37,55		21,92	1,4			
	<i>Aphanocapsa elachista</i> (60)	3397,9	0,87		9,54	0,6			
	Outras	30581,5	7,86		0,79	0,1			

(continuação)

Local amostral (período climático)	Cianobacteria (n)	Densidade parcial	%	Densidade total	Biomassa parcial	%	Biomassa total	MC total (DP)	MC intracelular (DP)
C1 (chuvoso)	<i>Pseudanabaena galeata</i> (180)	86647,6	20,24	428141,3	98,81	42,0	235,0	-	-
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (60)	23785,6	5,56		46,70	19,9			
	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (50)	20387,7	4,76		29,29	12,5			
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (12)	5096,9	1,19		24,49	10,4			
	<i>Aphanocapsa elachista</i> (40)	10193,8	2,38		18,01	7,7			
	<i>Merismopedia trolleri</i> (32)	83249,7	19,44		15,61	6,6			
	<i>Myxobaktron</i> sp (2)	183489,1	42,86		1,75	0,7			
	<i>Synechocystis aquatilis</i> (8)	15290,8	3,57		0,34	0,1			
C2 (chuvoso)	<i>Merismopedia trolleri</i> (32)	1185883,5	54,32	2183180,9	168,99	26,3	643,1	0,03 (± 0,01)	3,88x10 ⁻⁴ (± 0,000045)
	<i>Pseudoanabaena catenata</i> (50)	108734,3	4,98		134,50	20,9			
	<i>Geitlerinema amphibium</i> (80)	57765,1	2,65		96,00	14,9			
	<i>Dolichospermum crassum</i> (30)	1699,0	0,08		95,11	14,8			
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (100)	178392,2	8,17		68,09	10,6			
	<i>Aphanocapsa elachista</i> (80)	28882,5	1,32		51,04	7,9			
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (6)	3397,9	0,16		16,32	2,5			
	<i>Myxobaktron</i> sp (2)	611630,4	28,02		5,84	0,9			
	<i>Pseudanabaena galeata</i> (40)	5096,9	0,23		5,81	0,9			
	<i>Dolichospermum planctonicum</i> (16)	1699,0	0,08		1,42	0,2			
A (seca)	<i>Aphanocapsa incerta</i> (120)	32620,3	36,73	88816,5	35,02	53,0	66,0	-	-
	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (60)	12912,2	14,54		19,95	30,2			
	<i>Synechocystis aquatilis</i> (8)	12966,9	14,60		4,86	7,4			
	<i>Merismopedia tenuissima</i> (8)	7022,4	7,91		2,96	4,5			
	<i>Cyanodictyon</i> sp (100)	6116,3	6,89		1,57	2,4			

(conclusão)									
Local amostral (período climático)	Cianobacteria (n)	Densidade parcial	%	Densidade total	Biomassa parcial	%	Biomassa total	MC total (DP)	MC intracelular (DP)
B (seca)	<i>Pseudanabaena galeata</i> (7)	687,5	0,77		0,69	1,0			
	<i>Getlerinema amphibium</i> (20)	634,7	0,71		0,60	0,9			
	<i>Snowella lacustris</i> (30)	1212,2	1,36		0,18	0,3			
	<i>Cyanogranis ferruginea</i> (20)	14271,4	16,07		0,15	0,2			
	<i>Merismopedia glauca</i> (24)	372,6	0,42		0,05	0,1			
	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (350)	1298582,0	75,93		2022,61	67,6			
	<i>Dolichospermum</i> sp (60)	11857,1	0,69		663,80	22,2			
	<i>Planktothrix isothrix</i> (40)	29448,9	1,72		216,00	7,2			
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (30)	10193,8	0,60		42,34	1,4			
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (40)	20387,7	1,19	1710222,3	20,85	0,7	2990,8	0,20 (± 0,012)	5,57x10 ⁻⁵ (± 0,000034)
C (seca)	<i>Merismopedia trolleri</i> (8)	326575,1	19,10		13,49	0,5			
	<i>Cuspidothrix</i> sp (20)	3397,9	0,20		8,41	0,3			
	<i>Merismopedia glauca</i> (8)	8494,9	0,50		3,17	0,1			
	<i>Cyanodictyon</i> sp (12)	1284,8	0,08		0,15	0,0			
	<i>Aphanocapsa incerta</i> (30)	24918,3	58,70		23,87	86,0			
C (seca)	<i>Pseudanabaena galeata</i> (20)	3942,1	9,29	42452,2	3,88	14,0	27,8	-	-
	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (80)	13591,8	32,02		0,01	0,03			

*Nota: (-) resultados abaixo do limite de detecção. As amostras foram analisadas replicadas, na estação chuvosa e, em triplicatas, estação seca. No período seco não foi possível a coleta com repetição das amostras de cianotoxinas por local (tendo apenas A1, B1 e C1) ao contrário do período chuvoso (o qual teve A1, A2, A3...). Assim, estão apresentados na tabela os dados médios de densidade e biomassa de cianobactérias. Dados organizados por valores de biomassa em ordem decrescente.

5 Discussão

Entre os períodos analisados no estudo, os índices de diversidade equabilidade foram diferentes. De maneira geral a comunidade fitoplanctônica teve maior diversidade e equabilidade na estação chuvosa (3,99 bits/ind e $J=0,75$) em comparação com a estação seca (2,075 bits/ind e $J=0,44$). As maiores concentrações de nutrientes no período seco podem ter favorecido a queda destes índices, já que alguns grupos fitoplanctônicos são mais sensíveis às variações de elevadas concentrações de nutrientes, facilitando a dominância de organismos mais resistentes. A classificação por grupos funcionais propostos por Reynolds (2006) permite a compreensão mais detalhada deste processo. Tal classificação, baseada nas características fisiológicas dos organismos, propõe que grupos sensíveis às altas concentrações de determinados nutrientes, podem vir a ser substituídos pelos tolerantes, os quais inclusive podem ter crescimento acelerado nestas condições. Concomitantemente, dentre as perturbações as quais o reservatório é susceptível, está também o uso de algicidas, como o sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio, os quais afetam diretamente a composição da comunidade fitoplanctônica. Nishimura *et al.* (2014) observou que a aplicação deste recurso, para controlar o crescimento fitoplanctônico no reservatório Guarapiranga, favoreceu a abundância de espécies oportunistas com rápido crescimento. Assim, este processo de sucessão pode ter favorecido a dominância de alguns organismos na estação seca, resultando na menor diversidade e equabilidade, constatadas no presente estudo.

A composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica foi similar àquela identificada por Nishimura *et al.* (2014). Dentre as classes e espécies descritoras em comum nos dois estudos, no reservatório Guarapiranga, estiveram as classes Chlorophyceae (*Coelastrum* sp); Cryptophyceae (*Cryptomonas curvata* e *Cryptomonas brasiliensis*); Cyanophyceae (*Dolichospermum* sp, *Aphanocapsa incerta* e *Aphanocapsa delicatissima*); Dinophyceae (*Peridinium* sp); Euglenophyceae (*Trachelomonas volvocinopsis*) e Trebouxiophyceae (*Botryococcus* sp). Gêneros pertencentes às classes Bacillariophyceae, Crysiophyceae, Xanthophyceae e Zygnematophyceae, os quais estiveram entre os descritores por Nishimura *et al.* (2014), foram constatados no presente estudo como parte na composição do reservatório, porém não tiveram biomassa suficiente para serem considerados descritores. Esta diferença entre as espécies descritoras, entre os dois estudos, pode ter ocorrido como uma resposta à variação tanto do manejo com sulfato de cobre para o controle das florações, como das variáveis ambientais. Entretanto, a presença em comum de determinados gêneros e espécies indica que a comunidade fitoplanctônica do reservatório detém de certa estabilidade,

a qual, segundo Calijuri *et al.* (2002) pode ser explicada quando o reservatório possui um longo tempo de retenção, como é o caso do Guarapiranga (185 dias, CARVALHO *et al.*, 2007).

A classe Chlorophyceae foi identificada com a maior riqueza de táxons no reservatório, nos dois períodos analisados. Esta constatação esteve de acordo Rodrigues, Sant'Anna e Tucci (2010), já que os autores também observaram que grande parte da composição fitoplanctônica no reservatório é representada principalmente pela classe Chlorophyceae, independentemente do período do ano. Isso tem se mostrado mais evidente nos últimos anos (CARVALHO *et al.*, 2007, MATSUZAKI 2007, GEMELGO *et al.*, 2008), e demonstra segundo Rodrigues, Sant'Anna e Tucci (2010), que pode estar havendo uma maior uniformidade da comunidade devido à transposição de água por meio do braço Taquacetuba (Billings) para o reservatório de Guarapiranga.

A compartimentalização das variáveis físico-químicas no reservatório indicadas por Machado (2016) (capítulo 2 desta dissertação) já tem sido descrita por diversos estudos de avaliação e predição da dinâmica fitoplanctônica, a partir das mesmas (DOMINGOS, 1993; CARDOSO-SILVA, 2008; PADIAL, 2008; RODRIGUES, 2011). Entretanto, a definição da compartimentalização baseada na biomassa fitoplanctônica é dificultada por conta da utilização de algicidas no reservatório, podendo mascarar, em parte, a composição real da biomassa (NISHIMURA *et al.*, 2014). Contudo, a partir da observação da variação significativa da biomassa entre os locais e os períodos analisados (por meio dos testes de Kruskal Wallis e Wilcoxon), indentificou-se um padrão semelhante na ocorrência da biomassa nas regiões de Parelheiros e da barragem, principalmente no período de seca. Neste sentido, o baixo volume de chuvas nesse período proporcionou maior zona eufótica e, devido ao longo tempo de residência que o reservatório possui, elevou a concentração dos nutrientes à jusante favorecendo o aumento da biomassa. Segundo Henry (1985), um tempo de retenção de duas a três semanas já é o suficiente para que seja observado o aumento da biomassa fitoplanctônica. Outros estudos observaram menores valores de biomassa na estação chuvosa e atribuíram, como fator limitante de biomassa, o curto tempo de residência e a baixa transparência da água (TEIXEIRA DE OLIVEIRA, ROCHA E PERET, 2011; PIVATO, 2006).

A ordenação dos dados de biomassa por classe e variáveis físico-químicas (clorofila-*a*; pH, condutividade elétrica, NO₂, NO₃, NH₄, NT, PT), obtida por meio da ACC, indicou

que na estação chuvosa a variação dos dados entre os locais teve maior similaridade se comparada ao período de seca. O agrupamento mostrou correlação entre a biomassa das classes Dinophyceae, Fragilariophyceae e Conjugatophyceae e as variáveis correlacionadas ao período chuvoso (clorofila-*a*, condutividade, N e P) indicando que estas classes podem ser tolerantes à menor disponibilidade de nutrientes, já que na estação chuvosa as concentrações de nitrogênio e fósforo foram menores em comparação com a estação seca. Consequentemente os menores valores de condutividade e clorofila-*a* foram identificados para o mesmo período. Em contrapartida, no período de seca os locais organizaram-se separadamente no arranjo da ACC, compondo um grupo representado pelos locais A-B e outro grupo representado pelo local C. Neste sentido, a correlação do primeiro grupo com as classes Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae demonstra que a ocorrência das mesmas independe, em parte, da variação das variáveis ambientais, já que foi observada baixa correlação com as variáveis pH e NH₄. Por fim, a correlação entre as classes Trebouxiophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Xanthophyceae e o local C sugere que as mesmas são tolerantes às elevadas concentrações de nitrito e nitrato, os quais podem ter favorecido a elevada biomassa observada para o local no período de seca.

Em geral observou-se que os períodos climáticos influenciam as variáveis ambientais (clorofila-*a*; pH, zona eufótica, condutividade elétrica, NO₂, NO₃, NH₄, NT, PT), as quais têm influência direta sob a composição da comunidade fitoplanctônica no reservatório. Os elevados teores de clorofila-*a* e fósforo total, em inconformidade com a CONAMA 357/05 para água doce classe 1 (com exceção do local A em ambos os períodos), corroboram com as inferências levantadas. Outras variáveis (nitrato, nitrito e amônio) apresentaram alta variação entre os locais e os períodos, porém, mesmo que tenha sido observado um aumento nas concentrações no período de seca, os valores mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/05.

Diante disso, é possível inferir sobre o modo, com qual, as espécies descritoras ficaram ordenadas nas ACC's entre os locais e em cada período. Na região do Rodoanel (local A), ainda que tenham sido observadas diferenças em sua composição de um período para outro, os gêneros mais representativos em biomassa correlacionados a este local (*Dinobryon* sp, *Aphanocapsa* sp, *Cryptomonas* sp) são geralmente relacionados à ambientes mais preservados, com baixas concentrações de nutrientes e maior zona eufótica (REYNOLDS *et al.*, 2006). O local esteve arranjado nas ACC's distante dos demais, o que indica que suas características são diferentes, compondo a região mais preservada do

reservatório. Nishimura (2012) também constatou estas mesmas características para o local e atribuiu isso ao fato de haver um maior equilíbrio ecológico entre os grupos que compõem a comunidade fitoplanctônica do local.

A região de Parelheiros (local B), nos dois períodos, esteve correlacionada à elevada biomassa de cianobactérias (*Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica*), o que sugere que a dominância deste grupo esteja relacionada às altas concentrações de amônio, compondo fortes características de ambientes eutrofizados. Segundo Nishimura *et al.* (2014) a situação do local B reflete a alta influência que o tributário Parelheiros exerce na região, a qual foi classificada como eutrófica pelo autores, onde foram identificados altos níveis de nutrientes e baixa concentração de oxigênio dissolvido. Outros estudos também comentam sobre a baixa qualidade da água na região do local B, a qual em geral, tem sido atribuída à ocupação desordenada nas adjacências do tributário Parelheiros (CARDOSO-SILVA, 2008; NISHIMURA, 2012; CARDOSO-SILVA, MARIANI & POMPEO, 2015).

Já no local C, diferentemente dos demais locais, foi encontrada a maior variação de biomassa e de nutrientes, entre o período seco e chuvoso. No período seco a baixa diversidade e a alta correlação, observada entre o gênero *Didymocystis* sp com a variação de nitrito e nitrato, indicam que organismos pertencentes a este grupo taxonômico são tolerantes às elevadas concentrações destes nutrientes. É possível que a baixa qualidade da água na região do tributário Parelheiros tenha influenciado a qualidade da água no reservatório, como um todo, conforme já foi sugerido por Nishimura *et al.* (2014) favorecendo, até mesmo, a transferência de espécies invasoras e/ou potencialmente tóxicas. Esta influência foi mais forte nesta região no período de seca por conta da proximidade com a barragem, onde o ambiente não sofre movimentos intensos de massas de água. Ambientes mais lênticos favorecem a concentração de nutrientes o que contribui no aumento da biomassa fitoplanctônica (HENRY *et al.*, 1998), principalmente na estação seca, quando a incidência de luz é maior devido a diminuição na concentração de material particulado que deixa de ser carregado por conta da estiagem.

As alterações na composição nas três regiões delimitadas no reservatório, conforme indicado pela ACC estiveram, em geral, relacionadas à variação das condições físico-químicas da água em cada local, as quais são influenciadas em grande parte, pelas características morfológicas e de localização que cada um deles apresenta. Estas características estão associadas aos possíveis impactos que as adjacências, de cada região

amostral do reservatório, estão expostas, devido ao mau uso e ocupação de seu entorno. A composição fitoplanctônica também sofre influência do manejo que é realizado no reservatório devido ao uso de algicidas, como peróxido de hidrogênio e sulfato de cobre, para controle de florações em grande escala (CETESB, 2012; BEGHELLI *et. al*, 2015; CARDOSO-SILVA, MARIANI & POMPEO, 2015). De acordo com dados da SABESP, publicados pela CETESB (2007; 2008; 2009; 2011; 2012), a represa de Guarapiranga é o manancial paulista que mais recebeu aplicação de algicidas no decorrer dos anos. Contudo, a eficiência desta prática já tem sido questionada, já que estas constantes aplicações, não promoveram qualquer indicativo de melhora na qualidade das águas da Guarapiranga, pelo contrário, foi constatada a piora em todos os índices ao longo dos anos. Por outro lado, foi observada relação positiva entre a proporção de cianobactérias e o teor de cobre nos sedimentos (BEGHELLI *et. al*, 2015). Contudo, existe ainda a complicação que esse tipo de manejo pode culminar, uma vez que a mortandade dos organismos potencialmente tóxicos favorece o aumento da toxicidade no ambiente por conta da liberação de cianotoxina do tipo intracelular, devido a lise celular destes organismos (CARMICHAEL, 1992; MOLICA & AZEVEDO, 2009, BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2013).

A elevada biomassa que a classe Cyanobacteria apresentou em ambos os períodos e, principalmente, na região de Parelheiros, sugere que o reservatório esteja sofrendo uma sobrecarga de nutrientes carreados de áreas situadas ao entorno do reservatório, já que a ocorrência desta classe apresentou correspondência com a variação de amônio, nitrogênio e fósforo. O CONAMA 357/05 estabelece que a biomassa de cianobactérias não ultrapasse 2 mm³/L, porém este limite foi extrapolado em todos os locais, no período seco e chuvoso. A presença de microcistina foi detectada e, ainda que as concentrações obtidas possam ser consideradas baixas, segundo os parâmetros estabelecidos pela Portaria 2914/2011 e pela Organização Mundial da Saúde (1,0 µg/L), esta constatação comprova que o potencial de produção de microcistinas, intra e extracelular, por organismos representantes dos referidos gêneros é real e ativa. A US EPA estabelece como parâmetro, para microcistinas, uma concentração ainda menor (0,3 µg/L), a mesma pode variar dependendo do estado americano, igualando-se ao estabelecido pela WHO. Em todo caso, vale ressaltar que este valor é definido respeitando as características particulares de cada região geográfica. Desta forma, dada as condições degradantes as quais caracterizam o reservatório, pode – se afirmar que existe um risco iminente de contaminação das águas do reservatório em grande escala. O processo pode ser desencadeado caso seja favorecido o desenvolvimento massivo de

organismos pertencentes à quaisquer dos gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas identificados no presente estudo, elevando a toxicidade no ambiente. O favorecimento deste tipo de desequilíbrio pode ser atribuído, tanto às elevadas concentrações de nutrientes dissolvidos, quanto por conta da crescente alteração da composição fitoplanctônica devido à transposição (braço Taquecetuba-Billings) que, comprovadamente, tem sido associada à presença de novos táxons transferidos para o reservatório (CALIJURI *et al.*, 2002; NISHIMURA *et al.*, 2014).

Estas constatações indicam um aspecto negativo, pois do aumento da riqueza e densidade destes organismos no decorrer dos últimos anos, podem emergir consequências bastante preocupantes relativas ao meio ambiente a saúde pública. A dinâmica destes impactos pode atuar acelerando processos de eutrofização de maiores magnitudes afetando cronicamente a qualidade da água e, paralelamente, elevando as concentrações de cianotoxinas nas águas, comprometendo o sistema de abastecimento. De acordo com Chellappa *et al.* (2008), estas características são compartilhadas por grande parte dos reservatórios no Brasil, culminando frequentemente na contaminação das águas superficiais, por cianotoxinas. Segundo Bittencourt-Oliveira (2013), o país apresenta um histórico de contaminações (TEIXEIRA *et al.* 1993, JOCHIMSEN *et al.* 1998), e no decorrer de dez anos foram descritos inúmeras ocorrências de florações bastantes expressivas no país (ANJOS, *et al.* 2006, COSTA *et al.* 2006, CHELLAPPA *et al.* 2008, DANTAS *et al.* 2011, BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.* 2011a, b, 2012a, PICCIN-SANTOS, BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2013).

Desta forma, a expansão da degradação de ecossistemas aquáticos cria ambientes favoráveis, não só para o desenvolvimento das cianobactérias potencialmente tóxicas, mas à produção propriamente dita, de cianotoxinas. Assim, a alta representatividade que a classe Cyanobacteria apresentou neste estudo, somada ao manejo das florações aplicado no reservatório, caracteriza-se como uma combinação de elementos que pode ser bastante dispendiosa para o ambiente e para a população. Sabe-se que os efeitos das cianotoxinas, mesmo que em baixas concentrações, atuam de forma praticamente abstrusa no organismo (DINGA *et al.*, 1999; CODD *et al.*, 1999). A exposição a baixas concentrações de microcistinas, em longo prazo, pode ocasionar o comprometimento do sistema hepático em mamíferos e, até mesmo, mortalidade em humanos, quando em grandes concentrações (TEIXEIRA *et al.*, 1993; SALOMON *et al.*, 1996; DINGA *et al.*, 1999; CODD *et al.*, 1999; MOLICA & AZEVEDO, 2009; MANTOVANI, MOSER & FAVERO, 2011).

Bittencourt-Oliveira (2013) comenta a respeito da influência das condições climáticas no caso da ocorrência de florações multi-específicas. Segundo a autora, a presença de mais de uma espécie de cianobactéria potencialmente tóxica pode proporcionar florações mais constantes e de forma alternada, devido à maior diversidade adaptativa às condições adversas que cada espécie pode apresentar, tornando seu controle mais difícil e potencializando a elevação e permanência de toxicidade no ambiente. Segundo O'Farrell, Vinocur & Pinto (2015), são inúmeras as características fisiológicas que podem conferir a dominância de determinados táxons em condições naturais adversas. No caso das cianobactérias, a alta capacidade adaptativa que estes organismos possuem como a característica extremófila, presença de acineto, eficiência em assimilação de fósforo e na captura de luz, entre outras, possibilita que, em caso de alterações nas condições ambientais que promovam a limitação de recursos, um ou mais destes traços eco-fisiológicos extremamente adaptáveis colocará as cianobactérias em uma posição altamente competitiva (O'FARRELL, VINOCUR & PINTO, 2015).

6 Conclusões

✓ Os períodos do ano demonstraram forte influência na dinâmica do reservatório, principalmente nas variáveis físico-químicas, associadas à regulação da composição fitoplanctônica. A variação temporal, constatada para a comunidade fitoplanctônica esteve relacionada principalmente à variação significativa da biomassa de determinadas espécies.

✓ Em ambos os períodos foi observada variação espacial da comunidade fitoplanctônica. Esta esteve relacionada tanto à composição taxonômica quanto a variação de biomassa ao longo do reservatório. Assim cada local possui uma dinâmica diferente, já que a composição e biomassa fitoplanctônica responderam de acordo com as características físico-químicas peculiares de cada região.

✓ A região do reservatório que fica próxima ao Rodoanel, de modo geral parece ser composta por uma comunidade fitoplanctônica equilibrada ecologicamente, com alta diversidade e maior equabilidade e, ainda que gêneros de cianobactérias potencialmente tóxicas tenham sido encontrados, estes encontram-se com valores de densidade e biomassa bastante discretos em relação aos demais locais.

✓ A região de Parelheiros representa um local com baixa qualidade da água, o qual teve piora durante os últimos anos. Esta piora representa um risco para o reservatório como um todo, já que essa baixa qualidade tem sido apontada como causa da degradação das águas à jusante e principalmente próximo à barragem. Estas características favoreceram o aumento da biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas e, conseqüentemente a presença de cianotoxinas.

✓ A região da barragem tem elevada concentração de nitrato e características, como zona eufótica maior e ausência de turbulência, que favorecem o crescimento fitoplanctônico em grande escala. O uso intenso de sulfato de cobre no local modifica diretamente a composição da comunidade e pode ter promovido, juntamente com altos teores nutrientes, a maior biomassa no período seco devido à dominância de *Didymocystis* sp.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

A comunidade fitoplânctônica responde a variação temporal e espacial no reservatório. Estas variações foram comprovadas a partir da correspondência entre a biomassa dos taxons abundantes com as variáveis ambientais características de cada local.

O reservatório Guarapiranga sofre fortes impactos relacionados à ausência/deficiência de saneamento em suas áreas adjacentes. Esta influência, seja durante o período de estiagem ou no período chuvoso, foi claramente visível e específica, com conseqüências originalmente distintas, porém, igualmente negativas.

Ações para regular o aporte de efluentes para o reservatório de Guarapiranga são necessárias, especialmente na região do tributário Parelheiros e, adicionalmente, medidas de gerenciamento de uso e ocupação do entorno do reservatório, pelos órgãos responsáveis.

São necessários estudos visando novas alternativas para o controle de crescimento de algas e cianobactérias. O manejo com sulfato de cobre pode permitir a liberação de cianotoxinas no ambiente devido à mortandade dos organismos, além de favorecer a dominância de espécies potencialmente tóxicas e de outras microalgas de crescimento rápido.

Referências bibliográficas

- ALMEIDA, V.L.S. Comunidades planctônicas e qualidade da água em reservatórios tropicais urbanos com diferentes graus de trofia. **Tese** (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal de São Carlos. São Carlos SP. 2011.
- ANA- Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília, ANA/MMA. 179p. 2005.
- ANDRADE, A. A. S.. Análise da eficiência da várzea do ribeirão Parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à represa do Guarapiranga, São Paulo. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental). São Carlos, Escola de Engenharia de São Carlos - USP. 2005
- ANJOS, F.M.; ET AL.. Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. **Toxicon** 48: 239-245. 2006.
- BEGHELLI, F. G. S. ; ROSA, A. H. ; NISHIMURA, P. Y. ; Meirinho, P.A. ; LEONARDI, B. F. ; GIDUCE, F. S. ; LÓPEZ-DOVAL, JC. ; POMPEO, M. L. M. ; MOSCHINI-CARLOS, V. . Aplicações de sulfato de cobre no reservatório Guarapiranga, SP: Distribuição no meio e efeitos sobre a comunidade planctônica. In: Marcelo Pompêo; Viviane Moschini-Carlos; Paula Yuri Nishimura; Sheila Cardoso da Silva; Julio Cesar López-Doval. (Org.). **Ecologia de Reservatórios e Interfaces**. 1ed.São Paulo. v. , p. 294-308. 2015
- BEYRUTH, Z. Comunidade fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos Ecológicos, Sanitários e Subsídios para Reabilitação da Qualidade Ambiental. São Paulo. **Tese** (Doutorado em Saúde ambiental). Faculdade de Saúde Pública. USP, 191p. , 1996.
- BITTENCOURT –OLIVEIRA, M. C.; PICCIN-SANTOS, V.; GOUVÊA-BARROS, S.. Microcystin-producing genotypes from cyanobacteria in Brazilian reservoirs. **Environ Toxicol** 27: 461-471. 2012a.
- BITTENCOURT –OLIVEIRA, M.C.; et al.. Increase in straight and coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) populations under conditions of thermal de-stratification in a shallow tropical reservoir. **J Water Resour Prot** 3: 245-252. 2011b.
- BITTENCOURT –OLIVEIRA, M.C.; et al. Cylindrospermopsin in water supply reservoirs in Brazil determined by immunochemical and molecular methods. **J Water Resour Prot** 3: 349-355. 2011a.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.. Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a mcyB molecular marker. **Harmful Algae** 2003, 2 51–60
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; et al.. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. **An Acad Bras Cienc**, 2013.
- BONECKER, C. C. & AOYAGUI, A. S. M.. Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in the Corumbá reservoir, Goiás State, Brazil. **Hydrobiologia** 546:415-421. 2005

CALIJURI, M. C. A comunidade fitoplanctonica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). **Tese (Livro docencia)** – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

CALIJURI, M. C.C.; ALVES, M.S.A.; DOS SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. Ed. Rima. 109 p. 2006

CARDOSO-SILVA, S. ; MARIANI, C. F. ; POMPEO, M. L. M. . Análise crítica da resolução CONAMA n 357 à luz da Diretiva Quadro da Água da comunidade europeia: estudo de caso (represa do Guarapiranga - São Paulo, Brasil). In: Marcelo Pompêo; Viviane Moschini-Carlos; Paula Y. Nishimura; Sheila Cardoso-Silva; Júlio L. Doval. (Org.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. 1ed.São Paulo: Universidade de São Paulo, v. 1, p. 367-375. 2015.

CARDOSO-SILVA, S.. Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo-SP-Brasil). **Masters' dissertation**. University of São Paulo, Brazil, 2008.

CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **J. Appl. Bact.**, 72: 445-459, 1992.

CARVALHO, L. R, de; SANT'ANNA, C.; GELMEGO, M.C.P.; AZEVEDO, M.T.P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga reservoir. **Revta. Brasil. Bot.**, 30(1), 141-148, 2007.

CARVALHO, M.C.. Comunidade Fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. **Tese** (Doutorado em Saúde Pública) Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. São Paulo-SP, 2003.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado De São Paulo (São Paulo). 2011. **Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo**. 2010. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acessado em: 23/06/2015.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). 2012. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**. 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acessado em: 23/06/2015.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). 2012. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**. 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acessado em: 23/06/2015.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2006**, São Paulo: Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 327 pg., 2007.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2007**, São Paulo: Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 537 pg., 2008.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2008**, São Paulo: Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 528 pg., 2009.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001**. São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 227p. 2002.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M.; ROCHA, O.. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Braz J Biol** 68: 477-494. 2008.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. Chorus, E. & Bartram, J. (Eds.) **World Health Organisation**, E&FN Spon London & New York. 1999.

CODD, G.A., BELL, S.G., KAYA, K., WARD, C.J., BEATTIE, K.A., METCALF, J.S., Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. **Eur. J. Phycol.** 34, 405–415. 1999.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T.. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Braz J Biol** 66: 211-219. 2006.

CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no. 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União., p. 58-63. 2005.

DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica. **Banco de Dados Hidrológicos**. Disponível em <<http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>>, Acesso em 27 de Jul de 2015.

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT –OLIVEIRA, M. C.. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. **An Acad Bras Cienc** 83: 1327-1338. 2011.

DEZOTTI, M. Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos. Rio de Janeiro, **E-papers**, 360p. 2008

DINGA, W., SHENA, H.M., ZHUB, H.G., LEA, B.L., ONGA, C.N.. Genotoxicity of microcystic cyanobacteria extract of water source in China. **Mutat. Res.** 442, 69–77. 1999.

DOMINGOS, M. D.. Heterogeneidade especial (horizontal) na represa Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplânctônica. **Master's dissertation**. University of São Paulo, Brazil. 1993.

ESPÍNDOLA, E.L.G., FARIA, O.B. & LEITE, M.A. Reservatório de Salto Grande: uma caracterização geral do sistema. In: Espíndola, E.L.G., Leite, M.A. & Dornfeld, C.B. (eds.) **Reservatório de Salto Grande: caracterização, impactos e propostas de manejo**. RiMa Editora, São Carlos. p.1-18. 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciências, 1998.

- FALCONER, I. R.; HUMPAGE, A. R.. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. **International Journal of Environmental Research in Public Health**. Vol. 2. p. 43 – 50. 2005.
- FALCONER, I.R. Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. **Phycologia**, 35 (6): 6-11. 1996
- FERNANDES, L. F.; WOSIACK, A. C; PACHECO, C. V.; DOMINGUES, L. & LAGOS, P. D. Cianobactérias e Cianotoxinas. In: ANDREOLI, C. V. & CARNEIRO, C. eds. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba, Editora Gráfica Capital. p.367-388. 2005.
- FURTADO, A. L. F. F.. Isolamento, morfologia, análises moleculares e testes toxicológicos de cianobactérias em lagoa facultativa de sistema de estabilização (Cajati – SP). **Tese** (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP: USP, 2007.
- GEMELGO, M.C.P., SANT’ANNA, C.L., TUCCI, A.& BARBOSA, H.R. Population dynamics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, a cyanobacteria toxic species, in water supply reservoirs in São Paulo, Brazil. **Hoehnea** 35:297-307. 2008.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters: Oxford. Blackwell Scientific Publications, v.I.B.P. **Handbook**. 8. 213 p. 1978.
- GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M.. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed, Porto Alegre, 1ª ed. 528 p. 2011.
- GUIMARÃES, J. R. ; MANIERO, M. G. . Tratamento de água e efluentes líquidos. In: André Henrique Rosa; Leonardo Fernandes Fraceto; Viviane Moschini-Carlos. (Org.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. 1ed.Porto Alegre: Bookman Companhia Editora Ltda, v. 1, p. 322-345. 2012
- HAMMER Ø; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST **Paleontological statistics software package for education and data analysis**. Paleontologia Eletrônica. V. 4. n. 1. 9p 2001.
- HART, B.T.; VAN DOK, W.; DJUANGSIH, N.. Nutrient budget for Saguling Reservoir, West Java, Indonesia. **Water Research**, 36 2152-60. 2002
- HELOU, L.C.; SILVA,L.G. Estudo de operação do reservatório de Guarapiranga. **Rev. DAE, SABESP**, 48: (151): 29-47, 1987.
- HENRY, R., NUNES, M.A., MITSUKA, P.M., LIMA, N. DE & CASANOVA, S.M.C. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Jurumirim (Rio Parapanema, SP). **Revista Brasileira de Biologia**. 58:571-590. 1998.
- HILLEBRAND, H., C. D. DURSELEN, D. KIRSHTTEL, U. POLLINGHER & T.ZOHARY,. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology** 35: 403–424. 1999
- IACHETTI, C. M. & M. E. LLAMES,. Light limitation helps stabilize the phytoplankton assemblage steady-state in a temperate and highly turbid, hypertrophic shallow lake (Laguna Chascomu’s, Argentina). **Hydrobiologia**, 2015.

JOCHIMSEN, E. M. *et al.* Liver failure and death after exposure to microcystin at a hemodialysis center in Brazil. **N Engl J Med** 338: 873-878. 1998.

KEELING, P. J.. Diversity and evolutionary history of plastids and their hosts. **American Journal of Botany** 91(10): 1481–1493. 2004.

KIMMEL, B.L.; LIND, O.T.; PAULSON, L.J. Reservoir Primary Production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B.L. & E., P. F. (Ed.). **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. New York: John Wiley & Sons, p.133-193. 1990.

KOMA'REK, J., Cyanoprokaryota. Heterocytous genera. In Bu'del, B., G. Ga'rtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds), *Su'sswasserflora von Mitteleuropa* 19/3. **Elsevier**, Berlin: 1–1129. 2013.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (ed.). **Methods of seawater analysis**: Verlag Chemie Weinheim, p.117-181. 1976.

LAMPARELLI, M. C.. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação de métodos de monitoramento. **Tese** (Doutorado em Ciências na área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo - SP, 2004.

LEE, R.E.. **Phycology**. Cambridge University Press, New York, 2008, p.33-80.

LEITE, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Análise do processo de eutrofização entre os Reservatórios de Salto Grande (22º44'S e 47º15'W) e do Lobo (22º10'S e 47º57'W). In: **Recursos Hidroenergéticos - usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos: p. 107-116. 2002.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. p. 277- 300. In: TUCCI, C. E. M. & MARQUES, D. M. (Org.), **Avaliação e Controle da Drenagem Urbana**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS. 558p. 2000.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, 12: 343-346. 1967.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. *Water analysis*: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association. Scientific Association**. n. 36. Titus Wilson & Son Ltda.. Kendall. 117 p. 1978.

MANTOVANI, D.; MOSER, A. S.; FAVERO, D. M.. Cianobactérias em reservatórios brasileiros e seus prejuízos à saúde pública. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.4, n.1, p. 145-155, jan./abr. 2011

MATSUZAKI, M.. Transposição das águas do braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade de água para abastecimento. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007.

MELO, S.; SUZUKI, MS.. Variações temporais e espaciais do fitoplâncton das lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. In: Esteves, FA. (ed.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. NUPEM-UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro. p. 177–203. 1998.

MISCHKE, U. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. **Acta Oecologica**, 24 (S11-S23), 2003.

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

MOSCHINI-CARLOS, V., BORTOLI S, PINTO E., NISHIMURA P.Y., FREITAS L.G., POMPEO M.L.M. & DÖRR F.. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica** 28: 273-282. 2009.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO L. C. **Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias**. Engenharia Sanitária Ambiental, v. 11, n. 4, p. 337-342, out./dez. 2006.

MOZETO, A.A.; SILVÉRIO, P.F.; SOARES, A. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment-water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). **The Science of the total environment**, 266: 135-142, 2001.

NAVARRO, E.; BACARDIT, M.; CAPUTO, L.; PALAU, T. & ARMENGOL, J. Limnological characterization and flowpatterns of a three-coupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period, **Lake and Reservoir Management**. 22(4): 293-302 p., 2006.

NISHIMURA, P.Y. A comunidade fitoplânctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo). **Tese** (Doutorado em Ciências na área de Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo - SP, 2012.

NISHIMURA, P.Y.; MEIRINHO, P.A.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M.L.M. Does the plankton community follow the water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil) **Limnetica**, 33(2): 263-280, 2014

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E.. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. 4: 107–120. 1999

O'FARRELL, I.; VINOCUR, A.; PINTO, P.T.. Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. **Hydrobiologia** - 752:91–102. 2015.

OECD. Eutrophication of Waters: Monitoring, **Assessment and Control Organization for Economic Cooperation and Development**, Paris. 1982.

ORTEGA-MAYAGOITIA E., C. ROJO, M. A. RODRIGO, Controlling factors of phytoplankton assemblages in wetlands: an experimental approach. **Hydrobiologia**, 502: 177-186. 2003.

PADIAL, P. R.. Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutro-fizado (Reservatório Guarapiranga, SP). **Master's dissertation**. University of São Paulo, Brazil. 2008.

PADISA´K, J., CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L.. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia** 621: 1–19. 2009.

PICCIN-SANTOS V AND BITTENCOURT -OLIVEIRA MC. Toxic cyanobacteria in four Brazilian water supply reservoirs. **J Environ Prot** 3: 68-73. 2012.

PIVATO, BM., TRAIN, S. and RODRIGUES, L.. Dinâmica nictemeral das assembléias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório Corumbá, Estado de Goiás, Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, vol. 28, no. 1, p. 19-29. 2006.

POMPEO, M. L. M. ; MOSCHINI-CARLOS, V. . O Abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: ROSA, A.H.; FRACETO. L.F.; MOSCHINI-CARLOS, V.. (Org.). **Meio Ambiente e Sustentabilidade. São Paulo: Artmed/Bookman**, v. 1, p. 41-61. 2012

POMPÊO, M.L.M.; et al.. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis** 27(2): 104-119. 2013.

REYNOLDS, C. S. Ecology of phytoplankton. Cambridge: **Cambridge University Press**. 535p. 2006

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. 6ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 2010.

RIETZLER, A. C; MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** 62:93-105. 2002.

ROCHA, A. A. A limnologia, os aspectos ecológicos-sanitários e a macrofauna bentônica da represa do Guarapiranga na região metropolitana de São Paulo. (**Tese**). USP, São Paulo, 194p. 1976.

RODRIGUES, L.L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A.. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, V.33, n.2, p.247-264, abr.-jun. 2010

RODRIGUES, M. E. N. F.. Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. **Masters dissertation**. University of São Paulo, Brazil. 2011.

S.A. AKINYEMI , S.A. NWANKWO AND A.O. FASUYI. Diatoms as Indicator of Pollution in Awon Reservoir, Oyo Town, Nigeria. **Research Journal of Microbiology**, 2: 228-238. 2007.

SALAS, H.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Wat. Res.** Vol.25 (3):341-350, 1991.

SALOMON, P. S. *et al.* Toxicidade de um extrato de *Microcystis aeruginosa* da lagoa dos Patos sobre camundongos e suas alterações sobre o tecido hepático. **Vitalle**, Rio Grande, n. 8, p. 23-32, 1996.

SANT'ANNA, C.L., et al.. Review of toxic species of cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies** 126:249-263. 2008.

SANT'ANNA, C.L.; BRANCO, L. H. Z.; GAMA JÚNIOR, W.A. & Werner, V.R.. **Lista de Cyanobacteria do Estado de São Paulo. Biota Neotrop.** 11(1a): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0171101a2011>

SEMA. Lei estadual nº 9866/97: Uma nova política de mananciais- diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do estado de São Paulo. **São Paulo, SEMA.** 23p. 1997.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; GHIDINI, A. R.; NEVES, G. P. & BRITO, L. Comunidade Zooplancônica. In: ANDREOLI, C. V. & CARNEIRO, C. eds. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados.** Curitiba, Editora Gráfica Capital. p.406-434. 2005.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; et al..Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. Iheringia, **Sér. Zool.**, Porto Alegre, 100(3):233-241, 30 de setembro de 2010.

SILVA, D.F.; ANDRADE, C.L.T.; SIMEONE, M.L.F.; AMARAL, T.A.; MOURA, B.F.. Análise de nitrato e amônio em solo e água. Sete Lagoas: **Embrapa Milho e Sorgo**, 2010.

SOUZA, B. D'ANGELA; FERNANDES, V. O. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplancônica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mae-Ba, Estado do Espírito Santo, Brasil Acta Scientiarum. **Biological Sciences** (UEM). p245. Jul. 2009

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** Vol. 9: Gerenciamento da qualidade de represas. São Carlos: ILEC/IIE, 280p. 2000.

STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. **A manual of seawater analysis.** Bull. Fihs. Res. Bel. Can., v.125, p.1-185. 1960.

SUN, J. & LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of plankton Research.** vol 25. n 11. p 1331–1346. 2003

TALLING, J. F. & LEMOALLE, J.. Ecological dynamics of Tropical Inland Waters. **Cambridge University Press**, United Kingdom. 1998

TEIXEIRA, M. G. L. C.; et al.. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. **Bull Pan Am Health Organ** 27: 244-253. 1993.

TEIXEIRA DE OLIVEIRA, M., ROCHA, O. AND PERET, AC.. Structure of the phytoplankton community in the Cachoeira Dourada reservoir (GO/MG), Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 71, no. 3, p. 587-600. 2011

THORTON, K.W. Perspectives on reservoir limnology. In: Thorton, K.W; Kimmel, B. L. & Payne, F.E. **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York, John Wiley. p1-13. 1990.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: Rima/IIE, v. 1. 2003.

TUNDISI, J. G., AND MATSUMURA TUNDISI. "Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tiete River, S. Paulo State." **Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**. Verhandlungen IVTLAP, 24.3. 1991.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. **Limnologia**, São Paulo: Oficina de Textos, 631p. 2008

TUNDISI, J.G. A importância do controle limnológico para o abastecimento de água. In: **Seminário internacional sobre Eutrofização e Abastecimento de Água**, 25 a 29 de maio, 1991.

TUNDISI, J.G. Reservatórios como Sistemas Complexos: Teoria, Aplicações e Perspectivas para Usos Múltiplos. In: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. FAPESP-FUNDIBIO, 1999.

UTERMOHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. Mitteilungen Internieationale **Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnolo**, v.9, p.1-38. 1958.

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

VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2013.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**: Springer-Verlag. 391 p. 1991.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. . Limnological analyses. 3 ed. **Springer-Verlag**, New York. 429p. 2000

WETZEL, R. G., Limnology. Lake and river ecosystems. San Diego: **Elsevier Science**. 3rd edition. 1006p. 2001.

WETZEL, R.G., Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. Verh. Internat. **Verein. Limnol.** 24: 6-24. 1990.

WHATELY M. & CUNHA, P.M. Guarapiranga 2005: Como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Guarapiranga. São Paulo, **Instituto Sócio Ambiental**. 51p. 2006.

ZAGATTO, P.A. Toxinas de Algas: Riscos à Saúde Pública. **Revista Gerenciamento Ambiental**. 3(17): 4p. 2000

ZAGATTO, P.A.; ARAGÃO, M.A.; CARVALHO, M.C.; SOUZA, R.C.R.. **Manual de Orientação em Casos de Florações de Algas Tóxicas: Um Problema de Saúde Pública**. Série Manuais – 14 – CETESB. 1997.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E.. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações**. São Carlos - RiMa, 478p. 2006.

ZANATA, L. H. & ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande Reservoir (Americana, SP, Brazil) And its influence in the formation of compartment system. **Braz. J. Biol.**, 62(2): 347-361. 2002.