ANGELA LUCIA PANTOJA MATTA

**Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal
(Sistema Cantareira-SP).**

SÃO PAULO

2016

ANGELA LUCIA PATOJA MATTA

**Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal
(Sistema Cantareira-SP).**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo
como parte dos requisitos para obtenção do
título de Mestre em Ciências, na área de
Ecologia de Ecossistemas Terrestres e
Aquáticos.

Orientador: Marcelo Pompeio

Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, Brasil

Co-orientador:

SÃO PAULO

2016

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Pantoja-Matta, Angela Lucía

Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro:
Heterogeneidade espacial e temporal (Sistema Cantareira-SP)/Angela
Lucía; orientador Marcelo Pompeio. São Paulo, 2016.
184 f.

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade
de
São Paulo. Departamento de Ecologia.

1. Sistema Cantareira. 2. heterogeneidade. 3. fitoplâncton.
4. zooplâncton. 5. reservatórios.

1. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento
de Ecologia. II. Título.

Nome: PANTOJA-MATTA, Angela Lucía

Título: Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal
(Sistema Cantareira-SP).

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo para obtenção
do título de Mestre em Ciências (Ecologia).

Aprovada em:

Banca examinadora:

Prof. Dr. Andrea Tucci

Prof. Dr. Maria José Dos Santos

Prof. Dr. Marcelo Pompeio

(Orientador)

Agradecimentos

Fico agradecida com aquela força superior que alguns chamam Deus e que acho que no médio de todas as tarefas que lhe-encarga o ser humano, teve tempo para sincronizar muitas situações para que eu chegasse aqui no Brasil e fizesse o Mestrado.

Desde a faculdade, estudar no Brasil sempre foi meu propósito, mas isto não teria sido possível se as pessoas que amo não me estimulassem a perseverar e aproveitar minha vontade de voar para alcançar meus sonhos. Aqui estão Laia Sofia, minha filha quem chegou fazendo bagunça meu cronograma acadêmico, mas chegou no momento certo da minha vida, chegou para fazer de mim uma mulher forte, aguerrida, sonhadora demais e muito feliz. Ela tem sido mi maior motivação nesta última etapa do mestrado e é a ela a quem dedicou esta meta alcançada.

A meus pais e meu irmão quem tem sido sempre meu bastão de apoio para desenvolver meus objetivos como profissional, e quem apesar da distância mostram sempre esse amor valente que anima a viver no médio de tanta saudade. Ao Cesar, sempre agradecerei por ter aparecido no meu caminhar e porque além do amor e felicidade que tem dado a minha vida, sempre é meu *keep calm* nos momentos de angustia e estresse. Agradeço seu apoio constante como esposo, pai, e pesquisador e por ser agora junto a Laia Sofia, minha maior motivação para seguir lutando e alcançar novas metas como família.

Bom chegar aqui foi consequência da sincronização de circunstancias, da experiência, de dois intentos falidos e de um terceiro intento que foi a oportunidade certa graças ao ímpeto e vontade de ensinar, compartilhar e aprender do professor Marcelo, pois foi o tempo que ele dedicou em ler meu e-mail procurando oportunidades de estudo, a chave para eu estar aqui fazendo o que gosto de fazer. Agradeço seus conselhos de pai, seus conhecimentos compartilhados e seu jeito animado de fazer reflexionar sobre a vida mesma. Agradeço sua compreensão para com minha situação de mãe e mestranda, seu apoio emocional e profissional foi ótimo.

Agradeço à professora Viviane e a Sheila Cardoso por ser parte do comitê de acompanhamento e avaliação acadêmica, pela sua paciência, colaboração constante e apoio de mãe no meu caminhar como mestranda. Suas palavras sempre chegaram no momento certo. Ao professor Júlio López pelo conhecimento compartilhado, pela sua colaboração com as análises estatísticas e por seu apoio e carinho familiar.

Agradeço às professoras da banca, Andrea Tucci pela sua colaboração e dedicação em esclarecer dúvidas sobre o fitoplâncton e à professora Maria Jose dos Santos por revisar este trabalho e aportar com seu conhecimento na melhora de futuras pesquisas.

Agradeço aos amigos do laboratório de limnologia, a Thais Viti, quem ensino muitas coisas sobre o zooplâncton, esclareceu muitas dúvidas e brindou sempre uma amizade sincera; ao Bruno Paes De Carli, Paula Nishimura por sua colaboração acadêmica; ao Philipe pelos mapas da área de estudo; a Larissa e o pessoal do laboratório de limnologia da UNESP quem compartilharam seus conhecimentos.

Ao pessoal da ecologia, a Natalia e o Geison quem foram junto a um café, a melhor combinação amigável, para falar sobre a vida, a pesquisa, e os problemas de nossos países. Aos amigos de aula de ecologia aquática, Celio, Amanda, Elizabeth, Thais e o pessoal da botânica, pelos momentos compartilhados, a hospitalidade e o conhecimento compartilhado. A Vera e o Luiz pela sua colaboração em situações de tramites acadêmicos e de logística.

Agradeço a Solymary e Jhon, o casal lindo que apesar de não conhecer nós, receberam agente com amor e alegria na sua casa. A Adriana, Adrian, Chucho, Camila, quem com suas anedotas acertaram distancias entre Brasil e Colômbia, sendo o melhor acompanhamento familiar. A meus amigos brasileiros, aqueles que descobri no meio do Pantanal e quem também aportaram conhecimento valioso para minha vida como pesquisadora e ser humano. Ana, obrigada por seu apoio e força nessa aventura e pelo seu acompanhamento e agradável amizade.

Aos amigos da ilha de Cuba, agradecida fico com eles pela força diária e motivação de madrugada para trabalhar e terminar meu trabalho, pelo apoio familiar com Laia Sofia, pela disponibilidade de vocês a para colaborar, de verdade, quinze minutos de cuidado com ela foram muito valiosos para mim, levo a vocês no meu coração.

Por fim agradeço ao Programa de Estudante – Convênio de Pós – Graduação (PEC-PG) e o Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa que eu recebe para desenvolver o projeto.

Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal (Sistema Cantareira-SP).

Angela Lucía Pantoja Matta¹ & Marcelo Pompeo¹

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Rua do Matão, Trav. 14, no. 321, São Paulo, SP, 05508-900, Brasil

RESUMO

PANTOJA-MATTA, A. L. **Dinâmica do plâncton no reservatório Paiva Castro: Heterogeneidade espacial e temporal (Sistema Cantareira-SP)**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP.

O reservatório Paiva Castro é o último reservatório de uma série de cinco barragens em cascata, que formam o Sistema Cantareira, um dos principais sistemas de abastecimento de água na Grande São Paulo. Sua biomonitoramento é uma ferramenta importante para compreender o estado ecológico do reservatório, bem como para avaliar as situações que estão causando mudanças na qualidade e quantidade da água. No presente estudo, com base em características físicas e químicos da água e atributos ecológicos do fitoplâncton e zooplâncton, verificou-se a existência de compartimentação (heterogeneidade espacial horizontal) e heterogeneidade temporal no Reservatório Paiva Castro. Foram realizadas duas coletas, uma na estação seca (maio e junho) e outra na estação chuvosa (novembro e dezembro) em 2014. O ano 2014 teve um período de seca atípica, o que desencadeou o problema da crise da água que afetou a dinâmica dos reservatórios na Região Metropolitana de São Paulo. As amostras foram coletadas em 9 pontos ao longo Reservatório Paiva Castro. As variáveis temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido foram medidos in situ com sonda multiparamétrica. A matéria suspensa, os nutrientes e pigmentos foram medidos no laboratório. Amostras de plâncton foram coletadas na zona fótica com a boca da rede na profundidade da zona eufótica. O reservatório foi classificado como oligotrófico durante a seca e mesotrófico na estação chuvosa; no entanto, os parâmetros físicos e químicos estavam de acordo com CONAMA 357. Dois compartimentos foram identificados através da análise de variáveis limnológicas (profundidade, sólidos suspensos totais e nutrientes) e das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton: a zona afetada pela entrada rio Juqueri e b) a zona de transição que integra o canal de barragem e compartimentos. A densidade e biovolume/biomassa também aumentaram nesse sentido. A heterogeneidade temporal foi ainda mais evidenciado pelas características químicas e físicas, do que pelas comunidades planctônicas. Em relação ao fitoplâncton, o Bacillariophyceae e Chlorophyceae apresentou a maior densidade, Cryptophyceae e Dinophyceae o maior biovolume. As espécies Choricystis minor, Cylindrospermopsis c.f. raciborskii e Peridinium umbonatum foram espécies com maior densidade e Cryptomonas c.f. erosa e Peridinium umbonatum foram as espécies com maior

biovolume. A disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e concentração de matéria em suspensão na coluna de água foram, provavelmente, as variáveis que mais influenciaram a densidade e biovolume do fitoplâncton. Para o zooplâncton, a maior riqueza de espécies foi registrada na estação seca, no entanto, que os valores mais altos de biomassa e densidade do zooplâncton foram registrados durante a estação chuvosa. Rotíferos teve a maior riqueza e densidade, mas estiveram pouco representados na biomassa. Cladóceros tiveram a maior biomassa na estação chuvosa, mas os copépodos representados por formas jovens (copépodos náuplios e copepoditos), tiveram as maiores biomassa na estação seca, e os cladóceros foram o grupo representativo desse atributo. O rotífero *Kellicottia Bostoniensis* foi a espécie representante da densidade biomassa de zooplâncton. *Conochilus unicornis*, *Gastropus hyptopus*, *Asplanchna priodonta*, *Bosminopsis deitersi*, *Bosmina hagmanni* foram as espécies com maior densidade e biomassa. As concentrações de material em suspensão na coluna de água, a disponibilidade de alimento (clorofila a) e o tempo de residência foram, provavelmente, as variáveis que influenciaram a estrutura da comunidade de zooplâncton. De acordo com os resultados, o reservatório Paiva Castro é compartimentado e influenciado pelas características e eventos que ocorrem nos reservatórios a montante.

Palavras-chave: Sistema Cantareira, a heterogeneidade, fitoplâncton, zooplâncton, reservatórios.

ABSTRACT

PANTOJA-MATTA, A. L. **Plankton dynamics in the reservoir Paiva Castro: Spatial and temporal heterogeneity (Cantareira-SP System)**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP.

The Paiva Castro reservoir is the last reservoir of a series of five dams in cascade, which form the Cantareira System, one of the main water supply systems in the Greater São Paulo. Its biomonitoring is an important tool to understand the reservoir ecological status, as well as to evaluate situations that are causing changes in the water quality and quantity. In the present study, based on physical and chemical water characteristics and on phytoplankton and zooplankton ecological attributes it was found the existence of compartmentalization (horizontal spatial heterogeneity) and temporal heterogeneity in Paiva Castro reservoir. Two samplings were performed, one during the dry season (May and June) and the other one in the rainy season (November and December) on 2014. The year 2014 was a period of atypical drought, which triggered the problem of water crisis affecting the reservoirs dynamics on the Metropolitan Region of São Paulo. The samples were collected at 9 points along Paiva Castro reservoir. Were analysed the variables: temperature, pH, conductivity and dissolved oxygen were measured *in situ* with multiparameter probe and nutrients, suspended matter and pigments on the laboratory. Plankton samples were collected in the photic zone with the mouth of the network in the depth of the photic zone; Reservoir was classified as oligotrophic during dry and mesotrophic on the rainy season; however, the physical and chemical parameters were in accordance with CONAMA 357. Two compartments were identified through the analysis of limnological variables (depth, total suspended solids and nutrients) and the planktonic communities whose density and biovolume / biomass for phytoplankton and zooplankton increased upstream-downstream direction: the zone affected by the river input Juqueri and b) the transition zone integrating the channel and compartments dam. Chemical and physical characteristics rather than the planktonic communities further evidenced the temporal heterogeneity. Regarding the phytoplankton, the Bacillariophyceae and Chlorophyceae showed the highest density, Cryptophyceae and Dinophyceae the largest biovolume. The Choricystis minor species *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* and *Peridinium umbonatum* were species with the highest density and *Cryptomonas* c.f. *erosa* and *Peridinium umbonatum* were the species with the largest biovolume. The

availability of nutrients (nitrogen and phosphorus) and suspended matter concentrations in the water column were probably the variables that most influence the density and biovolume of the phytoplankton community. For the zooplankton, the largest richness was recorded in the dry season, however, that the highest density and zooplankton biomass were recorded during the rainy season. Rotifers had the largest richness and density, but were under represented in biomass. Cladocerans had the highest biomass in the rainy season, but the copepods represented by young forms (copepod nauplii and copepodites), had the greatest biomass in the dry season, and the cladocerans the representative group of this attribute. The rotifer *Kellicottia bostoniensis* was representative specie of the zooplankton density and biomass. *Conochilus unicornis*, *Gastropus hyptopus*, *Asplanchna priodonta*, *Bosminopsis deitersi*, *Bosmina hagmanni* were the species with the highest density and biomass. The suspended material concentrations in the water column, the food availability (chlorophyll a) and the residence time were probably the variables that influence the zooplankton community structure. According to the results, the Paiva Castro reservoir is compartmentalized and influenced by the characteristics and events that happen in the upstream reservoirs

Key words: Cantareira System, heterogeneity, phytoplankton, zooplankton, reservoirs.

SUMARIO

RESUMO

ABSTRACT

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Os reservatórios	1
1.2	Comunidades planctônicas nos reservatórios	6
2	JUSTIFICATIVA.....	8
3	OBJETIVOS E HIPÓTESES	9
4	ÁREA DO ESTUDO	11
4.1	O Sistema Cantareira	11
4.1.1	Uso e ocupação do solo por bacia	12
4.2	Reservatório Paiva Castro.....	14
4.3	Características climáticas.....	17
5	MATERIALES E MÉTODOS.....	19
5.1	Metodologia de campo.....	19
5.2	Trabalho de laboratório.....	22
5.2.1	Variáveis abióticas.....	22
5.2.2	Variáveis bióticas	25
5.3	Análise estatística	31
6	RESULTADOS	31
6.1	Variáveis climatológicas: Precipitação pluviométrica.....	32
6.2	Variáveis limnológicas	32
6.3	Comunidade Fitoplanctônica	49
6.4	Comunidade zooplanctônica.....	74
7	DISCUSSÃO.....	99
7.1	Variáveis limnológicas: Heterogeneidade espacial e temporal	99
7.2	Comunidade fitoplanctônica	112
7.3	Comunidade zooplanctônica.....	122
8	CONCLUSÕES.....	137
9	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Sistema Cantareira e seus respectivos tributários. Fonte: ANA (2015).....	13
Figura 2. Localização do reservatório Paiva Castro no São Paulo.....	16
Figura 3. Pluviometria acumulada por mês e média histórica mensal para o período de 2012-2015	18
Figura 4. Mapa geológico mostrando a composição de rochas da região onde se insere a represa Paiva Castro (Fonte: Modificado de Projeto da bacia do Alto Tietê apud Pieriz, 2001).	18
Figura 5. Mapa do Reservatório Paiva Castro com as estações de coleta nos três compartimentos: Rio, Barragem e Canal. Fonte: www.googleearth.com.br . 2014	20
Figura 6. Variação da profundidade máxima (PM), profundidade de visibilidade do disco de Secchi (DS) e extensão da zona eufótica (PZ) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).	35
Figura 7. Perfil vertical de temperatura da água nos três compartimentos: Rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).	36
Figura 8. Perfil vertical da condutividade elétrica (COND) na coluna d'água nos três compartimentos: Rio (River), barragem (Dam) e Canal de saída (Channel) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).....	37
Figura 9. Perfil vertical da condutividade elétrica (COND) na coluna d'água nos três compartimentos: Rio (River), barragem (Dam) e Canal de saída (Channel) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).....	38
Figura 10. Perfil vertical de oxigênio dissolvido (OD) na coluna d'água nos três compartimentos: Rio (River), barragem (Dam) e Canal de saída (Channel) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).....	39
Figura 11. Variação nas concentrações dos sólidos suspensos totais: Material orgânico suspenso (SSTO) e material inorgânico suspenso (SSTI) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (acima) e no 12/11/2014 (direita).....	40
Figura 12. Variação nas concentrações dos compostos de nitrogênio inorgânico (NO ₂ , NO ₃ e NH ₄) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (acima) e no 12/11/2014 (direita).....	42
Figura 13. Variação nas concentrações do nitrogênio total (TN) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 e no 12/11/2014.	43
Figura 14. Variação nas concentrações do fósforo inorgânico dissolvido (P) e fósforo inorgânico total (PT) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).	44

Figura 15. Variação das concentrações de clorofila a, b e c e feofitina a nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (acima) e no 12/11/2014 (direita).	45
Figura 16. Variação do grau de trofia calculado de acordo com os valores de transparência, fósforo total e clorofila a nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 e no 12/11/2014.	46
Figura 17. Ordenação com base na análise de componentes principais de variáveis limnológicas registradas nos compartimentos do reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014. As letras R, C e B indicam os pontos correspondentes aos compartimentos rio, canal e barragem. Os números 11, 21 e 31 correspondem ao diferentes pontos de coleta em cada compartimento na coleta de maio e os números 12, 22 e 32 correspondem aos diferentes pontos de coleta em cada compartimento na coleta de novembro.	50
Figura 18. Variação do número de espécies das classes fitoplanctônicas registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em maio de 2014.	51
Figura 19. Variação do número de espécies das classes fitoplanctônicas registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em novembro de 2014.	52
Figura 20. Variação da densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas registradas nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.	59
Figura 21. Variação da densidade total fitoplanctônica para as diferentes classes registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em maio de 2014.	60
Figura 22. Variação da densidade total fitoplanctônica para as diferentes classes registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em novembro de 2014.	61
Figura 23. Biovolume relativo (%) das classes fitoplanctônicas registradas no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.	64
Figura 24. Variação do biovolume nas diferentes classes fitoplanctônicas registradas no reservatório Paiva Castro em maio de 2014.	66
Figura 25. Variação do biovolume nas diferentes classes fitoplanctônicas registradas no reservatório Paiva Castro em novembro de 2014.	67
Figura 26. Variação dos índices de diversidade: Riqueza (S), diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (D) e uniformidade de Pielou (J') para a comunidade fitoplanctônica nos compartimentos do reservatório Paiva Castro em maio e novembro.	71
Figura 27. Variação da densidade relativa (%) dos grupos Cladóceras, Copépoda e Rotífera nos compartimentos rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.	83
Figura 28. Densidade numérica total das famílias do grupo Rotífera no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.	84

Figura 29. Densidade numérica total das famílias dos Microcrustáceos no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.	86
Figura 30. Biomassa relativa (%) dos principais grupos da comunidade zooplanctônica nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva castro em maio e novembro de 2014. 88	
Figura 31. Biomassa numérica total das famílias do grupo Rotífera no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.	90
Figura 32. Biomassa numérica total das famílias dos Microcrustáceos no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.	91
Figura 33. Variação dos índices de diversidade: Riqueza (S), diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (D) e uniformidade de Pielou (J') para a comunidade zooplanctônica nos compartimentos do reservatório Paiva Castro em maio e novembro.	93
Figura 34. Diagrama de similaridade de Bray-Curtis baseada na densidade (ind.m ³) da comunidade zooplanctônica no reservatório Paiva Castro registrada em maio e novembro de 2014.	94
Figura 35. Diagrama de ordenação canônica CCA da densidade das espécies descritoras (Rotífera) do reservatório Paiva Castro nos meses maio e novembro de 2014 e as variáveis limnológicas zona fótica (PZ), material orgânico suspenso (SSTO), material inorgânico suspenso (SSTI), fósforo total (PT), nitrito (NO ₂), amônio (NH ₄), clorofila <i>a</i> (CLa), clorofila <i>b</i> (CLb) e clorofila <i>c</i> (CLc).	96
Figura 36. Diagrama de ordenação canônica CCA da densidade das espécies descritoras do grupo microcrustáceos do reservatório Paiva Castro nos meses maio e novembro de 2014 e as variáveis limnológicas zona fótica (PZ), material orgânico suspenso (OMS), material inorgânico suspenso (IMS), fosforo total (TP), nitrito (NO ₂), amônio (NH ₄), clorofila <i>a</i> (CLa), clorofila <i>b</i> (CLb) e clorofila <i>c</i> (CLc).	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características e informações hidrológicas dos reservatórios do Sistema Cantareira. Fonte: ANA (2013).	12
Tabela 2. Distribuição das categorias do uso do solo para as bacias formadoras do Sistema Cantareira em 2003.	14
Tabela 3. Dados dos locais de amostragem, simbologia empregada ao longo do texto (S), profundidade máxima do ponto de coleta, profundidade de Amostragem (mangueira), coordenadas geográficas dos locais de coleta (UTM, Datum WGS 84) e breve descrição das estações.	22
Tabela 4. Variáveis analisadas com sua respectiva simbologia, unidade, metodologia utilizada e referência.	23
Tabela 5. Padrões da qualidade de água doce com a classe de uso segundo a resolução CONAMA No. 357 de 17/03/2005.	25
Tabela 6. Amplitude de variação das variáveis analisadas na água do reservatório Paiva Castro do Sistema Cantareira no mês de maio de 2014, levando-se em consideração a profundidade da zona fótica.	33
Tabela 7. Amplitude de variação das variáveis analisadas na água do reservatório Paiva Castro do Sistema Cantareira no mês de novembro de 2014, levando-se em consideração a profundidade da zona fótica.	34
Tabela 8. Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de componentes principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis limnológicas nos compartimentos do reservatório Paiva Castro, nas amostragens realizadas em maio e novembro.	47
Tabela 9. Correlação das variáveis: Transparência, material em suspensão orgânico, inorgânico, fósforo total, nitrito, nitrato, amônio, clorofila a, b e c, para os eixos 1 e 2 de uma ACP.	47
Tabela 10. Táxons presentes na comunidade fitoplancônica, suas siglas, frequências de ocorrência (%), e classificação no reservatório Paiva Castro nas coletas de maio e novembro de 2014.	54
Tabela 11. Densidade das espécies descritoras e seu aporte percentual à densidade total fitoplancônica registrada neste estudo.	62
Tabela 12. Biovolume das espécies descritoras e seu aporte percentual ao biovolume total fitoplancônico registrada neste estudo.	68
Tabela 13. Coeficientes de Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas no Paiva Castro e a densidade das classes fitoplancônicas. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).	72
Tabela 14. Coeficientes de Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas no Paiva Castro e o biovolume das classes fitoplancônicas. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).	73

Tabela 15. Composição taxonômica da comunidade de Rotífera registrada no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.....	74
Tabela 16. Composição taxonômica da comunidade de Cladóceras registrada no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.....	76
Tabela 17. Composição taxonômica da comunidade de Copépoda registrada no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.....	77
Tabela 18. Táxons presentes na comunidade zooplancônica, suas frequências de ocorrência (%), e classificação no reservatório Paiva Castro nas coletas de maio e novembro de 2014. (*) espécie descritora.	80
Tabela 19. Densidade (ind.m ³) das espécies descritoras da comunidade zooplancônica nos compartimentos rio, canal e barragem do reservatório Paiva Castro e seu aporte percentual ao biovolume total fitoplancônico registrada neste estudo.	87
Tabela 20. Dados sobre o volume disponível no sistema equivalente do Cantareira que considera os reservatórios Jaguari-Jacareí, Cachoeira e Atibainha.....	100

1 INTRODUÇÃO

1.1 Os reservatórios

A construção de reservatórios é uma das atividades mais antigas que têm sido desenvolvida ao longo da história da humanidade. Além de visar com sua construção, serviços como a produção de alimento, geração de energia elétrica, recreação, irrigação e navegação, a necessidade de satisfazer a crescente demanda por água, tem sido a principal justificativa para a construção de inúmeros reservatórios no século passado ao redor do mundo (CMR, 2000).

A visão do reservatório como um símbolo de modernização e da habilidade humana para controlar e utilizar recursos da natureza, fez que a construção de grandes reservatórios crescesse consideravelmente entre as décadas de 30 e 70, tendência mantida até a década de 70, onde alcançou seu maior auge. Desde então tem diminuído o número de construções, em particular nos países de Europa e nos Estados Unidos. Os cinco países com maior número de reservatórios, possuem cerca de três quartos de todos os grandes reservatórios do mundo, sendo que praticamente dois terços deste total encontram-se nos países em desenvolvimento, como no Brasil (CMR, op cit).

No Brasil, a construção de grandes reservatórios de água, principalmente para fins de hidroeletricidade e abastecimento público atingiu seu máximo desenvolvimento nas décadas de 1960 e 1970, já que grandes rios do território brasileiro foram completamente aproveitados para a construção de barragens em cascata, o que é uma característica de países com grandes dimensões territoriais e rios extensos (CMR, op cit).

Ecologicamente, os reservatórios são ecossistemas de transição entre rios e lagos, que fazem parte de uma bacia hidrográfica e, como tal, suas características dependem das atividades realizadas na bacia e dos usos que se faz do sistema (Tundisi, 1985). Segundo Kimmel et al. (1990) os reservatórios apresentam três zonas teóricas diferenciadas: A zona influenciada pelo rio, *riverine*; a zona de transição, *transitional*; e a zona lacustre, *lacustrine*. Cada uma destas zonas funciona como um subsistema ecológico, mas todos interatuam em conjunto e os reservatórios dependem dessas interações (MATSUMURA-TUNDISI E TUNDISI, 2003). Esta

contínua interação na componente espacial horizontal faz que os reservatórios sejam sistemas complexos e atuem como uma rede interativa entre os organismos (espécies, populações, comunidades) e o seu ambiente físico-químico (TUNDISI, 2007). Esta situação implica que para seu estudo e gerenciamento deve-se acompanhar a dinâmica do sistema e as variações em cada um dos seus componentes.

Devido à complexidade dos reservatórios, a conectividade entre os componentes do sistema tem um papel relevante nas relações de complexidade-estabilidade, já que possibilita a resiliência do sistema frente a diferentes perturbações externas e aos efeitos produzidos pelos pulsos climatológicos ou da manipulação do sistema (MARGALEF, 1991). Assim as represas são sistemas com capacidade de auto-organização e permanente estruturação e reestruturação de seus componentes no eixo vertical e horizontal (TUNDISI, 2007).

O estudo dos reservatórios está suportado ecologicamente na teoria de ecossistemas, já que as represas são sistemas abertos que dependem do fluxo de energia, apresentam uma série de mecanismos para o crescimento e sobrevivência que combinam: Heterogeneidade espacial e temporal, diversidade, covariância entre fatores bióticos e abióticos, um certo grau de conectividade que garante estabilidade mesmo em condições de estresse (resiliência) e a dissipação máxima. A dissipação máxima de energia nestes ecossistemas está relacionada com o aumento de informação genética ao longo do tempo, produzida pelo contínuo aumento de filtros sobre as comunidades biológicas, que no caso do fitoplâncton e zooplâncton, tem disponíveis diversas estratégias que possibilitam rápidas respostas e reorganização temporal e espacial (TUNDISI, 2007)

O funcionamento do reservatório não só está determinado pela interação entre processos físicos, químicos e biológicos. A homeostase do sistema também é influenciada pela escala temporal e espacial. A magnitude de resposta às funções de força naturais e artificiais depende da magnitude dos impactos e do volume e da área do reservatório em relação à bacia hidrográfica (TUNDISI, 2007). Possivelmente, reservatórios menores devem ser mais influenciados por fatores externos do que reservatórios de maior área, volume e profundidade. Desta forma, em reservatórios menores, eventos externos de reduzida magnitude devem provocar maiores alterações nas características físicas, químicas e biológicas da massa d'água do que esse mesmo evento atuando em reservatórios maiores (POMPÊO et al. 2012). Além disso, a influência das

atividades da bacia hidrográfica sobre o reservatório pode ser diferente em cada uma das zonas do sistema, o que pode garantir certa compartimentalização importante de considerar em termos de gestão, monitoramento e manejo dos recursos hídricos, levando em consideração o próprio reservatório e seus compartimentos, bem como do entorno, representado pelas respectivas microbacias e seus diferentes usos e ocupações dos espaços e os diferentes impactos à qualidade da água associado a eles.

A escala temporal, nos reservatórios, e as forças externas e internas podem proporcionar oscilações complexas com estados temporários de organização desde o ponto de vista hidrodinâmico, químico e biológico (TUNDISI et al, 2003). Isto é, eventos rápidos como o vento ou a precipitação podem produzir uma excessiva turbulência alterando as características físicas e químicas d'água e uma remoção de espécies ou de populações modificando substancialmente a estrutura das comunidades e as interações entre elas (TUNDISI, 1999). A ausência de precipitação e os usos múltiplos do reservatório podem reduzir o volume e o nível de água modificando a dinâmica do sistema.

Os reservatórios como ecossistemas aquáticos são sistemas vulneráveis frente ao processo de eutrofização. A eutrofização é um processo natural de enriquecimento de lagos, represas ou rios por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que são essenciais para o crescimento do fitoplâncton e das macrófitas. Em níveis baixos, a eutrofização pode ser benéfica, pois aumenta a produtividade do sistema, ou seja, aumenta a sua capacidade de manutenção da vida aquática (CETESB, 2002).

Já as massas de água eutrofizadas podem apresentar florações de micro-organismos fitoplanctônicos, as quais trazem diversos prejuízos econômicos e ambientais, já que podem comprometer a qualidade de água e provocar problemas de saúde pública (SANT'ANNA et al. 2006). Alguns dos grupos representativos destas florações são as cianobactérias, clorofíceas, euglenofíceas, diatomáceas e dinoflagelados. Nos reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) as principais florações registradas estão representadas por cianobactérias com potencial tóxico.

Relativo à eutrofização e ao controle do excessivo crescimento fitoplanctônico, um método comum no controle de florações de algas é o uso de algicidas. Desde 1905, o sulfato de cobre

(CuSO₄) é o algicida mais comumente utilizado para controlar o crescimento do fitoplâncton em lagos e represas de abastecimento público. A considerada baixa toxicidade do cobre para os mamíferos, seu curto tempo de persistência na água e o fato de não sofrer bioacumulação no tecido animal, estão entre as razões de ser um dos algicidas mais empregados em todo mundo (WEHR & SHEATH, 2003).

O sulfato de cobre é especialmente tóxico para espécies de diatomáceas, dinoflagelados, clorofíceas e cianobactérias. O íon cobre inibe a fotossíntese e a divisão celular, prejudica a capacidade de fixação do nitrogênio pelas cianobactérias, reduz a concentração de pigmentos fotossintetizantes nas células, afeta a permeabilidade da membrana plasmática, inibe a absorção de nitrato e fosfato, afeta também a motilidade celular, a distribuição de proteínas, lipídeos e ácidos graxos na célula, além de precipitar proteínas celulares. O sulfato de cobre não é benéfico para as cianobactérias, pois rompe a parede celular da célula e se tiver cianotoxina provoca a liberação desta para a água (WEHR & SHEATH, 2003)

A portaria MS nº 2914 de 12/12/2011 (Federal) do Ministério de Saúde, em seu artigo 40º, parágrafo 6, proíbe o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias em mananciais cuja densidade desses organismos exceda 20.000 células /mL ou 2 mm³/L de biovolume. Tal atitude provocaria o rompimento das células e a liberação das cianotoxinas na água, levando riscos à saúde das pessoas (BRASIL, 2011).

A influência antrópica dos reservatórios pode acelerar o processo natural de eutrofização, isto devido ao aporte excessivo de nutrientes desde a bacia hidrográfica ou de resíduos orgânicos urbanos. Por exemplo, o lançamento de esgotamento sanitário no curso d'água mais próximo, é a maior causa de degradação dos recursos hídricos no Brasil (CHAUDHRY, 2000). Ainda que os reservatórios possuam condições de receber e de decompor os poluentes; cargas orgânicas acima de determinado nível causam alterações no ecossistema prejudicando o equilíbrio e os processos de autodepuração dos mesmos (CAMPOS, 2000).

Essa deterioração da qualidade de água é evidente no sistema de abastecimento urbano da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o qual compreende 23 reservatórios que suprem a população dessa região com 65 m³/s de água e onde grande parte das represas encontra-se em meio a uma avançada e, em alguns casos, desordenada ocupação urbana, o que agrava os

impactos sobre a qualidade das águas. O Sistema Cantareira, com uma vazão atual de 33 m³/s (58% das vazões ofertadas a 17, 2 milhões de habitantes) também apresenta esta problemática. O reservatório Paiva Castro, o último reservatório de uma série de cinco represas em cascata, que formam o Sistema Cantareira, contribui com 2m³/s, um 6,1% da capacidade total de regularização de vazão de água do Sistema. Segundo Macedo (2011) e Cardoso-Silva et al. (2016), o Paiva Castro já apresenta preocupantes sinais de alteração na qualidade de suas águas e do sedimento e no futuro próximo poderá passar pelo mesmo processo de eutrofização vivenciado pelos reservatórios Guarapiranga e Billings, ambos da RMSP.

Contudo, o Sistema Cantareira não só tem sofrido pelas pressões antrópicas relacionadas ao desmatamento, atividades industriais, agrícolas e mineradoras, mas também pela questionável gestão dos recursos hídricos durante diversos períodos de estiagem, comprometendo a quantidade e qualidade da água disponível. A região que compreende as bacias hidrográficas dos reservatórios do Sistema enfrentou nos últimos anos, principalmente no período de 1998 a 2004, uma intensa estiagem, com diminuição dos índices pluviométricos e consequente queda dos níveis dos reservatórios do Sistema. Em novembro de 2003, o momento mais crítico deste período, o Sistema Cantareira atingiu o alarmante nível de quase 1% de armazenamento, colocando em risco o abastecimento público de quase metade da população da RMSP. Os reservatórios mais distantes da RMSP, principalmente o Jaguari-Jacareí e o Reservatório Cachoeira, esvaziaram a ponto de expor os leitos dos rios que os abastecem. A recuperação do sistema vem ocorrendo lentamente, tanto que em fevereiro de 2007, três anos após o auge da estiagem, o nível do sistema estava em 50% o mais dentre os sistemas produtores da RMSP (WHATELY & CUNHA, 2006).

No período chuvoso dos anos de 2013-2014 a região sudeste, sofreu com uma estiagem atípica e os índices pluviométricos observados não foram suficientes para repor a água consumida diariamente no Sistema Cantareira. Em consequência, o volume acumulado no sistema de 1100 hm³ (hectómetros cúbicos de água) disponíveis no início do ano 2013, caiu para 500 hm³ no segundo semestre de 2014. Em 15 de maio do 2014, depois de ter observado quedas sucessivas de água no sistema, quando o nível do sistema operava com 10,1% de sua capacidade e em ausência de chuvas, o governador do estado confirma a utilização a reserva técnica o chamado

“volume morto” como recurso para enfrentar a crise da água em São Paulo (MARTINS, 2014), passando a chamá-lo de reserva técnica.

Assim, o presente estudo foi realizado perante esta problemática ambiental, social e política relacionada com a crise de água, onde atividades como a retirada do volume morto nos reservatórios a montante da represa Paiva Castro podem influenciar a dinâmica desta última, sendo importante considerar este evento para avaliar o comportamento dos resultados obtidos neste estudo.

1.2 Comunidades planctônicas nos reservatórios

O funcionamento de um reservatório é influenciado por forças alóctones como as características climatológicas da região, sua posição na bacia hidrográfica, o ciclo hidrológico, as características técnicas da construção e os múltiplos usos antropogênicos incluindo as atividades relacionadas com a gestão do recurso hídrico no sistema e na bacia hidrográfica. Igualmente, forças autóctones do sistema, como o tempo de residência de suas águas, sua morfometria e profundidade, podem determinar a dinâmica do reservatório (HENRY, 1999). Estas forças determinísticas ou estocásticas também atuam sobre os fatores bióticos, os quais tem um rol importante no funcionamento, evolução e adaptabilidade do sistema. Assim, as represas incorporam, em seus componentes biológicos, populações e comunidades, as consequências dos impactos nas bacias hidrográficas e os usos múltiplos da água, já que as perturbações podem atuar como filtros sobre os organismos gerando mudanças temporais e espaciais nos ciclos de vida das espécies, na organização, composição, e diversidade nas comunidades biológicas, especialmente naquelas que são mais sensíveis às perturbações, como no caso do fitoplâncton e zooplâncton (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

Nos reservatórios, como em todos os ecossistemas aquáticos, o fitoplâncton é um grupo biológico importante, já que representa a base da cadeia alimentar sendo um dos principais responsáveis pela incorporação e transferência de energia nas redes tróficas (REYNOLDS, 2006). Por ser a comunidade que melhor expressa os efeitos do enriquecimento nas águas abertas e pela sua tolerância à poluição orgânica, as algas são importantes indicadoras do estado trófico (HELLAWELL, 1989). A documentação de sua eficiência como indicadores de poluição por pesticidas e metais pesados, começa a adquirir importância, já que por viver em suspensão respondem rapidamente as alterações ambientais dadas pelas interferências antrópicas ou naturais

que provocam mudanças na sua composição, estrutura e taxa de crescimento (GADD, 1988; MOORE, 1990).

O zooplâncton é uma comunidade formada por organismos heterótrofos, de curto ciclo de vida, com muitos hábitos alimentícios e um papel importante dentro das redes tróficas dos ecossistemas como consumidores primários e participantes ativos na ciclagem de nutrientes e na transferência de energia (ESTEVES, 1998). Nos reservatórios a composição e a diversidade do zooplâncton é influenciada por fatores como o tempo de residência da água, a predação e a eutrofização.

De maneira geral, devido a origem lótica dos reservatórios, os rotíferos são o grupo que predomina no zooplâncton, já que são organismos de estratégia *r*, que tem rápida reprodução mesmo em condições de estresse hidrodinâmico (TUNDISI et al., 1990). Por outro lado, as interações interespecíficas como competição e predação interferem na diversidade biológica do zooplâncton e consequentemente do fitoplâncton. Além disso, o estado de trofia dos ecossistemas aquáticos também tem um papel importante, pois condições oligotróficas nas represas (elevada transparência d'água, baixas concentrações de clorofila-*a*, baixa disponibilidade de nutrientes) garantem uma comunidade zooplancônica dominada por organismos de grande porte como os copépodos calanóides e os cladóceros. Enquanto que em ambientes aquáticos eutróficos, com elevadas quantidades de matéria orgânica em suspensão, diminuição da transparência, aumento da concentração de clorofila-*a* e baixa concentração de oxigênio dissolvido, promovem o aumento dos organismos de pequeno porte como os copépodos ciclopóides e os rotíferos (TUNDISI et al., 1998).

2 JUSTIFICATIVA

A variabilidade espacial e temporal que apresentam os reservatórios define um grau de incerteza com relação à estrutura das comunidades fitoplanctônicas, no entanto, o potencial genético, a plasticidade comportamental e fisiológica destes organismos é o que permite seu estabelecimento. Nas represas, a biomassa do fitoplâncton além de ser dependente diretamente da disponibilidade de nutrientes e do clima de radiação subaquática, é também determinada pela vazão e perda constante de material biológico devido à saída da água pelas turbinas e vertedouros. O aporte de material em suspensão devido aos efeitos da precipitação e escoamento superficial também influencia o ciclo do fitoplâncton e, portanto, a produtividade primária (CALIJURI et al. 1999).

Contudo, a água doce é um elemento essencial para o abastecimento humano, para o desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas e de importância vital para os ecossistemas. Por isto, atualmente, a sólida compreensão da dinâmica do sistema contribuirá sobremaneira para o gerenciamento dos recursos hídricos. Assim, desenvolver pesquisas ecológicas que permitam conhecer a dinâmica dos reservatórios expostos a diversas alterações, possibilita a aplicação da ecologia no planejamento e na construção de novas represas promovendo a otimização dos usos múltiplos e diminuindo os impactos presentes e futuros. Igualmente, garante o estabelecimento de estratégias de manejo adequado dos recursos hídricos e possibilita o gerenciamento integrado do reservatório e sua bacia hidrográfica.

O conhecimento científico dos reservatórios como ecossistemas, suas interações com as bacias hidrográficas e com os sistemas a montante e jusante, tem adicionado permanentemente novas dimensões à abordagem sistêmica na pesquisa ecológica, proporcionando uma base fundamental para o gerenciamento da qualidade da água e das bacias hidrográficas (TUNDISI, 1999).

Por isto, avaliar a dinâmica das comunidades planctônicas da represa Paiva Castro proporcionará uma base fundamental de informações para a sua gestão e exploração sustentada.

3 OBJETIVOS E HIPÓTESES

O presente trabalho pretende conhecer a estrutura das comunidades planctônicas no reservatório Paiva Castro e comparar sua dinâmica espacial, principalmente, e temporal, considerando o sentido montante-jusante da represa.

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

1. Conhecer as características físicas, químicas e hidrobiológicas da água nos dois períodos de coleta (seco e chuvoso) na zona influenciada pela entrada do rio, barragem e o canal de saída de água para o consumo humano do reservatório Paiva Castro.
2. Conhecer a estrutura das comunidades planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton) de cada um dos pontos de amostragem no reservatório nos dois períodos de coleta.
3. Avaliar a influência das variáveis limnológicas na estrutura das comunidades planctônicas.

Levando em conta os pressupostos teóricos expostos e os objetivos propostos, o presente estudo visou responder à pergunta: Qual é a dinâmica do plâncton na represa Paiva Castro considerando a heterogeneidade espacial e temporal do sistema? Assim as hipóteses levantadas foram:

➤ Espacialmente, a dinâmica do ecossistema é diferente no eixo horizontal do sistema. As variações limnológicas serão mais notórias na zona de influência do rio e na saída da água do reservatório. No caso das características físicas e químicas em termos de profundidade e o grau de influência das forças externas espera-se encontrar um padrão no comportamento destas variáveis ao longo do eixo horizontal sugerindo a compartimentalização do sistema. No caso das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton, a diversidade estará representada pelas espécies que conseguem adaptar-se às perturbações dadas pela entrada do rio e pela saída da água.

Temporalmente, os pulsos climatológicos e a influência antrópica no sistema, geram mudanças na dinâmica do ecossistema. No caso das características físicas e químicas o padrão do comportamento destas variáveis estará definido pelas mudanças no nível do reservatório pela

ausência ou presença de chuvas e a estrutura das comunidades planctônicas refletira na sua diversidade, densidade e biomassa estas mudanças.

4 ÁREA DO ESTUDO

4.1 O Sistema Cantareira

A construção do Sistema Cantareira esteve intimamente relacionada com a história da urbanização da cidade de São Paulo. Inicialmente a cidade foi abastecida por um sistema de pequenas represas na Serra da Cantareira. O rápido crescimento demográfico pela industrialização no século XIX fez necessária a ampliação das fontes de água para cobrir as deficiências de abastecimento (WHATELY & CUNHA, 2006).

A implantação do Sistema Cantareira se deu em duas etapas, a primeira etapa iniciou-se em 1965 e foi concluída em 1974 com o aproveitamento dos rios Juquery, Atibainha e Cachoeira dispondo de uma vazão de 11 m³/s. A segunda etapa iniciou-se em 1976, operando em 1981, com disponibilidade atual de até 33 m³/s, com o aproveitamento dos rios Jaguari e Jacareí. Para produzir esta quantidade de água, o sistema capta e desvia água da Bacia do Rio Piracicaba para a Bacia do Alto Tietê, o que tem gerado conflitos na gestão dos recursos hídricos, já que na bacia do Piracicaba-Capivari e Jundaí, há problemas na captações de água das cidades, devido à má qualidade dos recursos hídricos na região (WHATELY & CUNHA, 2006).

O Sistema Cantareira está estruturado por seis reservatórios, sendo o reservatório mais a montante o (1) reservatório Jaguari, seguindo suas águas para o (2) reservatório Jacareí, ambos na região de Bragança Paulista; posteriormente segue para a (3) reservatório Cachoeira, no município de Piracaia; depois o (4) Atibainha, em Nazaré Paulista; (5) e para o Paiva Castro, em Mairiporã. O sexto reservatório é o Águas Claras, localizado em Caieiras. Os cinco primeiros reservatórios são de regularização de vazões e estão interligados por túneis e canais para transferência de água de uma represa para outra e último reservatório é destinado a manter o fluxo contínuo de água para a estação de tratamento de água (Figura 1) (WHATELY & CUNHA, 2006; NETO & BARROS, 2010). As principais informações hidrológicas dos reservatórios do Sistema estão descritas na Tabela 1.

O Sistema ocupa uma área de 228 mil hectares entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, produzindo 33 m³/s, e atualmente é o responsável pelo abastecimento de 8,8 milhões de pessoas na RMSP. As cidades de Franco da Rocha, Francisco Morato, Caieiras, Osasco,

Carapicuíba e São Caetano do Sul são completamente abastecidas pelo sistema Cantareira, enquanto os municípios de Guarulhos, Barueri, Taboão da Serra, Santo André e São Paulo, são parcialmente atendidos. Este contingente populacional representa cerca de metade de toda a população da RMSP (MARTINS, 2014).

4.1.1 Uso e ocupação do solo por bacia

As bacias hidrográficas formadoras do Sistema Cantareira têm sofrido grandes impactos por parte dos usos antrópicos. Segundo, o Instituto socioambiental (ISA), a bacia do Jaguari com 47% da área total do sistema, é a mais afetada, porém abriga a maioria das áreas de vegetação natural ainda presente na região, 38,2%. Os usos urbanos, que ocupam 3% da área total do sistema, concentram-se nas bacias do Paiva Castro 42,2% e do Jaguari 33,5% (WHATELY & CUNHA, 2006).

Todas as bacias formadoras do Sistema Cantareira apresentam mais da metade de seus territórios alterados por atividades humanas (Tabela 2). A bacia do Jaguari produz a maior quantidade de água para o sistema, e encontra-se bastante alterada, com quase 75% de sua área ocupada por usos antrópicos 72,4% e urbanos 2,4%, e apenas 17,7% de vegetação natural remanescente. A bacia do reservatório Cachoeira é a mais alterada de todas, com quase 80% de sua área ocupada por pastagens, agricultura, reflorestamento e solo exposto, apesar de ser a única bacia do sistema que conta com áreas de propriedade da Sabesp no entorno do reservatório. A Bacia com a menor área ocupada por usos antrópicos é a do reservatório Paiva Castro, que apresenta quase 10 % de sua área urbanizada, e tem mais área de vegetação natural 37 %, provavelmente por causa da presença do Parque Estadual da Cantareira em seus limites (WHATELY & CUNHA, 2006).

Tabela 1. Características e informações hidrológicas dos reservatórios do Sistema Cantareira. Fonte: ANA (2013).

Informações/ Reservatórios	Jaguari/Jacareí	Cachoeira	Atibainha	Paiva Castro
Área de drenagem (km ²)	1027/203	392	312	369
Início de operação	1982	1974	1975	1973
Volume útil (hm ³)	808,12	69,75	95,26	7,61
Vazão média (m ³ /s)	25,2	8,5	6,0	4,6
Cota altimétrica (m)	844,0	821,88	786,72	745,61
Tempo de retenção (dias)	368,5	40,1	105,8	10,7

Figura 1. Sistema Cantareira e seus respectivos tributários. Fonte: ANA (2015)

Embora sendo o Sistema Cantareira a principal fonte de abastecimento de água para a RMSP, o Sistema enfrenta o intenso crescimento populacional ao longo de suas bacias formadoras. A situação mais preocupante evidencia-se na sub-bacia do rio Juquery (reservatório Paiva Castro), onde no período de 1983-2003 apresentou a maior expansão urbana (WHATELY & CUNHA, 2006). Esta expansão urbana está relacionada diretamente com o lançamento de esgotos sanitários sem tratamento na bacia o que traz como consequência o aumento dos custos para o tratamento da água, do número de casos de doenças de veiculação hídrica, do aporte de nutrientes e de contaminantes como metais-traço, xenobióticos, compostos orgânicos resistentes e traços de produtos farmacêuticos (CARDOSO-SILVA, 2013).

Tabela 2. Distribuição das categorias do uso do solo para as bacias formadoras do Sistema Cantareira em 2003.

Classe/Bacia	Usos Antrópicos		Usos Urbanos		Remanescentes de vegetação	
	Área (há)	%	Área (há)	%	Área (há)	%
Jaguari	74.757,10	47,3	2.490,90	33,5	18.285,20	38,2
Jacarei	14.026,70	8,9	598,5	8,1	2.352,40	4,9
Cachoeira	31.097,40	19,7	310,1	4,2	6.867,20	14,3
Atibainha	20.683,70	13,1	895,4	12	7.871,10	16,4
Juquery	17.638,90	11,1	3.140,20	42,2	12.488,30	26,1
Total	158.203,70	100	7.435,10	100	47.864,30	100

4.2 Reservatório Paiva Castro

A represa Paiva Castro está situada no município de Mairiporã. Nele unem-se as águas revertidas das bacias dos rios Jaguari, Jacaré, Cachoeira e Atibainha, além da que é produzida na própria bacia do Juquery. É formada pelo barramento do Rio Juquery no município de Franco da Rocha. A montante recebe os efluentes da estação de tratamento de esgotos do município de Mairiporã. Está localizada numa altitude de 745 m, possui área de drenagem de 314 km² e vazão média de 4,4 m³/s (SABESP, 2012), (Figura 2Figura 2).

A Bacia Hidrográfica do rio Juquery, dentro do Sistema Cantareira, abrange uma área de 33.771 hectares e é a única que não faz parte da Bacia do Piracicaba, já que integra a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. Após o reservatório Paiva Castro, o rio Juquery segue seu curso até o reservatório de Pirapora do Bom Jesus. Maior parte do reservatório está situado no município de Mairiporã, com localização geográfica latitude 23°21'25", e longitude 46°52'40" possuindo limite com os municípios de São Paulo, Atibaia, Nazaré Paulista, Guarulhos, Caieiras e Franco da Rocha. Sua área total é 307 km² dos quais 114 km² representam área urbanizada, sendo que 80 % do total situam-se dentro da área da lei de Proteção aos Mananciais (EMPLASA, 2008). Sua topografia é montanhosa com altitudes de 875 m da cidade. A vegetação é nativa densa e o solo argiloso e arenoso.

Figura 2. Localização do reservatório Paiva Castro no São Paulo.

O tempo de retenção de água no reservatório é relativamente curto em decorrência das grandes vazões constantemente disponibilizadas ao longo do Sistema Cantareira. De acordo com as médias das vazões diárias a jusante das barragens e pelos túneis, definidos como os volumes de entrada nos respectivos reservatórios a montante, e nos volumes diários de cada represa, com séries de dados referentes ao período de 01/01/2012 a 31/12/2012, o tempo de retenção é de 10,7 dias.

De acordo a distribuição do uso do solo nas bacias formadoras do Sistema Cantareira, o rio Juquery é a bacia com menor área ocupada por usos antrópicos, mas apresenta o maior valor de área urbanizada. Esta bacia é a única que está parcialmente inserida nos limites da área de Proteção aos Mananciais (28.372 hectares, ou 84% de sua área). Esta bacia compreende parcialmente os municípios de Caieiras, Franco da Rocha, Mairiporã e Nazaré Paulista (WHATELY E CUNHA, 2006).

Em relação à área total ocupada pelos usos antrópicos no Sistema Cantareira, 11% da área da bacia hidrográfica do rio Juquery está ocupada por usos antrópicos que incluem agricultura, campo antrópico, indústria, mineração, reflorestamento e solo exposto; 42% está ocupado por usos urbanos de alta e média densidade, ocupação dispersa e condomínios e 26% está ocupado por remanescentes de vegetação que inclui campo de altitude, campo cerrado, várzea, Mata Atlântica secundária em estágio médio ou inicial, e Mata Atlântica secundária em estágio avançado ou primária (Dados obtidos por imagem de satélite Landsat. Fonte: ISA. 2003, em WHATELY & CUNHA, 2006).

A crescente urbanização que tem experimentado a bacia do rio Juquery tem influenciado negativamente o reservatório Paiva Castro. Giatti (2000) registrou elevados níveis de poluentes nos afluentes do reservatório, pois, com base nas análises de fósforo total, foi classificado como mesotrófico. O aumento nos teores de nutrientes pode favorecer as florações de algas (ESTEVES, 2011) as quais são controladas através da aplicação de algicidas como sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio, tratamento que possibilita o depósito de cobre no sedimento, elemento que em concentrações altas pode ser tóxico para os organismos incluindo o ser humano (MARIANI & POMPEO, 2008). Na represa Paiva Castro ainda que as aplicações de sulfato de cobre não tenham sido frequentes, as aplicações ocorrem principalmente nos meses mais quentes do ano. Estudo desenvolvido por Cardoso-Silva (2013), analisando os teores de metais em perfis de sedimento, incluindo a concentração de Cu, demonstrou que o sedimento mais superficial apresenta maiores teores de Cu. A autora atribui esses valores às aplicações de sulfato de cobre.

4.3 Características climáticas

As condições climáticas predominantes próximas ao reservatório Paiva Castro e ao Município de Mairiporã é de clima tropical de altitude, com precipitação anual variando entre 1500 mm e 1800 mm. A temperatura oscila entre 20/21°C no fundo dos vales e 18/19°C na Serra da Cantareira e Morro do Juqueri, no inverno as temperaturas mínimas são de 5/6°C, e no verão temperaturas máximas de 36/ 37°C (GIATTI, 2000; WHATELY & CUNHA, 2006).

Os dados de pluviosidade como pluviometria acumulada por mês e média histórica mensal são apresentados para servir de referência na determinação das estações seca e chuvosa (Figura 3). Em geral, a série histórica compreende a estação seca nos meses de abril a setembro, com média mensal de 67,87 mm, e a estação chuvosa nos meses de outubro a março, com média

mensal de 194,97 mm. Assim, as amostragens realizadas neste estudo correspondem aos dois períodos pluviométricos diferentes. Na Figura 3 também podemos observar que menores valores de precipitação para os meses de outubro, novembro e dezembro de 2012 e 2013, além de janeiro e fevereiro de 2013, quando comparados com a média histórica para esses meses.

Cabe ressaltar, que a pluviosidade desempenha um papel importante principalmente em relação à variável transparência da água. Os resultados das análises entre a pluviosidade e a transparência da água pode demonstrar efeitos negativos, sendo de grande importância à mensuração desta variável para analisar a produtividade em ambientes aquáticos (CALIJURI & TUNDISI, 1990).

De acordo com AB'Saber (1978), a região apresenta o primeiro setor de relevo mais acidentado e de maior amplitude topográfica existente ao norte de São Paulo (750/1100 m de altitude), formada por terrenos cristalinos decompostos do Planalto Atlântico Paulista, no domínio dos mares de morro. A Figura 4 mostra a composição geológica ao redor da represa Paiva Castro.

Figura 3. Pluviometria acumulada por mês e média histórica mensal para o período de 2012-2015

Figura 4. Mapa geológico mostrando a composição de rochas da região onde se insere a represa Paiva Castro (Fonte: Modificado de Projeto da bacia do Alto Tietê apud Pieriz, 2001).

5 MATERIALES E MÉTODOS

5.1 Metodologia de campo

De acordo as características limnológicas avaliadas por Macedo (2011), o reservatório Paiva Castro apresenta heterogeneidade espacial horizontal, identificando-se a formação de três grandes compartimentos, representando um gradiente ao longo do reservatório com tendência a uma diminuição da trofia em direção a barragem.

Neste sentido, para este estudo foram realizadas amostragens levando em consideração os três compartimentos denominados sugeridos por Macedo (2011), sendo eles o rio, barragem e canal. Em cada um destes compartimentos foram selecionados três pontos distantes aproximadamente 200m entre si e georefenciados em GPS (Datum WGS-84) (Figura 5, Tabela 3).

As coletas foram realizadas em duas épocas, uma no período considerado seco (Maio-2014) e outra no período chuvoso (Novembro-2014) com o objetivo de cobrir eventos sazonais e do uso do sistema que poderiam ocasionar mudanças na dinâmica do reservatório.

Em cada local de coleta, foram coletadas amostras de água integrada (PÁDUA, 2009), considerando a profundidade da zona fótica (definido como a profundidade do disco de Secchi multiplicado por 2,7, segundo Cole, 1979), com o emprego de uma mangueira de 1 polegada (modificado de NAVARRO et al., 2006; BECKER et al., 2010). Posteriormente essa água foi armazenada em galão de polietileno (5 litros) e utilizada para análises de nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão, sólidos totais, clorofilas *a*, *b* e *c* e feopigmentos e contagem do fitoplâncton.

Figura 5. Mapa do Reservatório Paiva Castro com as estações de coleta nos três compartimentos: Rio, Barragem e Canal. Fonte: www.googleearth.com.br. 2014

Nos pontos de coleta foram determinados a transparência da água através do disco de Secchi, perfis de temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH com uma sonda multiparamétrica marca YSI, modelo 63/100 FT.

Para análise qualitativa, o fitoplâncton foi coletado com rede de malha 20 μ m, em um arrastre vertical considerando a profundidade da zona fótica, sendo posteriormente fixado com formaldeído 4%. Para análise quantitativa alíquotas entre os 100 mL – 150 mL de água foram retiradas de cada profundidade integrada coletada e fixadas com lugol acético 1% para identificação e quantificação das densidades populacionais fitoplanctônicas.

Para a análise qualitativa e quantitativa, o zooplâncton foi coletado através de arrasto vertical com rede de 68 μ m, considerando a profundidade de coleta. Os organismos foram anestesiados com água gaseificada e as amostras fixadas com formaldeído 4% com sacarose para as análises no laboratório (CETESB, 1990). Para o análise quantitativa, com base na

profundidade da coluna d'água amostrada e na área da boca da rede, foram calculados os volumes filtrados em cada local de amostragem.

Tabela 3. Dados dos locais de amostragem, simbologia empregada ao longo do texto (S), profundidade máxima do ponto de coleta, profundidade de Amostragem (mangueira), coordenadas geográficas dos locais de coleta (UTM, Datum WGS 84) e breve descrição das estações.

Simbologia		Profundidade Máxima		Profundidade Amostragem		Coordenadas	Descrição
I	II	I	II	I	II		
PC-R11	PC-R11	2,4	2,3	2	2	23K0336225 UTM 7419553	
PC-R21	PC-R22	2,35	4,1	2	3	23K0335805 UTM 7419427	Entrada do Rio Atibainha
PC-R31	PC-R32	2,17	3,5	3	2	23K0335473 UTM 7419409	
PC-C11	PC-C12	10,8	10,6	8	5	23K0330027 UTM 7417799	Canal de saída de água para a represa Aguas Claras
PC-C21	PC-C22	10,5	10,3	7	5	23K0329971 UTM 7417418	
PC-C31	PC-C32	9,2	9,3	7	5	23K0329806 UTM 7416939	
PC-B11	PC-B12	12,5	14,4	6	6	23K0329679 UTM 7418759	Barragem
PC-B21	PC-B22	15,3	18,2	6	6	23K0328974 UTM 7418795	
PC-B31	PC-B32	11,9	12,4	8	6	23K0328572 UTM 7418862	

5.2 Trabalho de laboratório

5.2.1 Variáveis abióticas

A Tabela 4 indica a simbologia (S) e as metodologias utilizadas para as variáveis analisadas.

Resolução CONAMA nº, 357 de 17/03/2005

Para regulamentar os padrões de qualidade de água no Brasil, foi estabelecida a Resolução CONAMA nº. 357 de 17/03/05 (BRASIL, 2005), que 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, além de outras providências (Tabela 5).

Tabela 4. Variáveis analisadas com sua respectiva simbologia, unidade, metodologia utilizada e referência.

Variável	Simbologia	Unidade	Método	Referência
Fósforo total	PT	µg/L		Valderrama (1981)
Ortofosfato (PO_4^{3-})	P	µg/L	Espectrofotométrico	Strickland & Parsons (1960)
Nitrogênio total	NT	µg/L	Espectrofotométrico	Valderrama (1981)
Nitrato (N-NO_2^-)	NO_2	µg/L	Espectrofotométrico	Metodo de redução com Cadmio
Nitrito (N-NO_3)	NO_3	µg/L	Espectrofotométrico	Mackereth et al (1978)
Amônio dissolvido (N-NH_4)	NH_4	µg/L	Espectrofotométrico	Koroleff (1976)
Material em suspensão total.	SST			
Material em suspensão orgânico e	SSTO	mg/L	Gravimétrico	Teixeira & Kutner et al. (1962)
Material em suspensão inorgânico	SSTI			

Esta resolução fornece os limites de padrões a serem medidos em corpos d'água dentro de 5 classes, definidas pelos seus usos preponderantes. A classe especial e a classe I e II são para usos mais nobres (abastecimento humano, dessedentação de animais, proteção da vida aquática e contato primário), com diferentes graus de tratamentos. A classe III também pode ser destinada a abastecimento humano, desde que tratada com processo convencional ou avançado. Já a classe IV é destinada somente a harmonia paisagística e à navegação. A Tabela 5 indica os padrões da qualidade de água para cada classe de uso.

O rio Juqueri e seus afluentes até a barragem da SABESP enquadram-se na classe I da Legislação Estadual Paulista referente aos recursos hídricos superficiais (lei nº 997/76, regulamentada pelo decreto 8.468/76), ou seja, suas águas são destinadas ao abastecimento doméstico sem tratamento prévio ou com simples desinfecção; também determinando que qualquer tipo de lançamento de esgoto, mesmo tratado em corpos de água desta categoria é

proibido (GIATTI, 2000). O que não ocorre já que há o despejo de efluentes pela Estação de tratamento de esgotos localizada nas proximidades da parte alta do reservatório Paiva Castro.

É importante salientar como preconizado pela Resolução CONAMA nº 357, que o enquadramento é uma meta a ser atingida. Assim caso um determinado padrão analisado em um corpo hídrico não esteja em conformidade com a legislação vigente isto indica que

Políticas públicas e investimentos financeiros devem ser implementados para que as metas sejam alcançadas. O enquadramento efetivo de um corpo d'água é avaliado de acordo com o uso que se faz e que se pretende fazer de suas águas na bacia hidrográfica na qual está inserido e então executar políticas públicas e investimentos financeiros para que as metas sejam alcançadas (CARDOSO-SILVA, 2008).

Assim, na presente pesquisa, avaliou-se se o comportamento das variáveis analisadas ainda se mantem dentro do padrão estabelecido para os corpos de água classe I, na qual o reservatório foi enquadrado pela lei nº 997/76, regulamentada pelo decreto 8468/76.

Tabela 5. Padrões da qualidade de água doce com a classe de uso segundo a resolução CONAMA No. 357 de 17/03/2005.

Parâmetros	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
Oxigênio Dissolvido *	> 6 mg/L	> 5 mg/L	> 4 mg/L	> 2,0 mg/L
pH	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0
Fósforo Total	< 0,02 mg/L	< 0,030 mg/L	< 0,05 mg/L	
Nitrato	< 10 mg/L	< 10 mg/L	< 10 mg/L	
Nitrito	< 1 mg/L	< 1 mg/L	< 1 mg/L	
Amônio	< 3,7 mg/L	< 3,7 mg/L	< 13,3 mg/L	
	Para pH<7,5 <2,0 mg/L	Para pH<7,5 <2,0 mg/L	Para pH<7,5 <5,6 mg/L	
	Para 7,5<pH<8,0 < 1,0 mg/L	Para 7,5<pH<8,0 < 1,0 mg/L	Para 7,5<pH<8,0 < 2,2 mg/L	
	Para 8,0, pH<8,5 <0,5 mg/L	Para 8,0, pH<8,5 <0,5 mg/L	Para 8,0, pH<8,5 <1,0 mg/L	
	Para pH>8,5	Para pH>8,5	Para pH>8,5	
Clorofila <i>a</i>	<10 µg/L	<30 µg/L	<60 µg/L	
Turbidez	<40 NTU	<100 NTU	<100 NTU	

5.2.2 Variáveis bióticas

Clorofilas e feopigmentos

Foram determinadas as concentrações das clorofilas a, b e c e feopigmentos, utilizando acetona 90% como solvente, segundo Jeffrey & Humphrey (1975), Strickland & Parsons (1960), Wetzel & Likens (2000).

Índice do Estado Trófico

A fim de classificar o estado trófico d'água, foi utilizado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Toledo et al., (1983) para ambientes tropicais e posteriormente por Lamparelli (2004) para reservatórios, conforme utilizado pela CETESB (2007) no monitoramento da qualidade da água no Estado de São Paulo. Este índice utiliza como base três

variáveis: a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, concentrações superficiais de fósforo total e clorofila-*a* (as concentrações de fósforo total foram utilizadas quando se encontravam acima do limite de detecção),

Para o cálculo do IET, foram usadas as seguintes equações (LAMPARELLI, 2004):

$$\text{IET (Cl-a)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{Cl-a})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (S)} = 10 \times (6 - ((\ln S) / \ln 2))$$

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

Onde Cl-a representa a concentração superficial de clorofila-a, em µg/L; S a profundidade de desaparecimento do disco Secchi, em m; PT a concentração superficial de fósforo total, em µg/L.

A partir da classificação do estado trófico, o critério de aplicação desse índice para reservatórios segundo Lamparelli (2004) é:

- a) Ultraoligotrófico se: $\text{IET} \leq 47$
- b) Oligotrófico se: $47 < \text{IET} \leq 52$;
- c) Mesotrófico se: $52 < \text{IET} \leq 59$;
- d) Eutrófico se: $59 < \text{IET} \leq 63$;
- e) Super-eutrófico se: $63 < \text{IET} \leq 67$;
- f) Hiper-eutrófico se: $\text{IET} > 67$

Comunidade fitoplanctônica

A composição de espécies fitoplanctônicas presentes nas amostras foi realizada em lâminas e lamínulas sob microscópio binocular Jenaval/Zeiss. A identificação dos organismos, foi realizada segundo as características morfológicas e morfométricas dos mesmos, sendo essa análise efetuada ao menor nível taxonômico possível com base em bibliografia específica de

Komarek & Anagnostidis (1989; 1999; 2005), Komarek & Fott (1983); Bourelly (1968), Bicudo (2006), Prescott (1982), assim como publicações relacionadas com a ficoflórula do Brasil, entre outros.

Para a análise quantitativa, devido à pouca quantidade de organismos, as amostras de cada compartimento do reservatório foram integradas e posteriormente sedimentadas em uma proveta graduada em ausência de luz e temperatura ambiente durante três dias. Depois foi extraído o sobrenadante cuidadosamente com ajuda de uma pipeta. Finalmente, a contagem do fitoplâncton foi realizada após prévia sedimentação em câmaras de 25 mL (UTHERMOL, 1958), seguindo o tempo de sedimentação recomendado por Lund et al (1958) no microscópio invertido Carl Zeiss Axiovert40C, com aumento máximo de 1000x e equipado com programa fotográfico calibrado para as diferentes lentes do microscópio.

Os organismos unicelulares; colônias; cenóbios e filamentos foram considerados como um indivíduo. As contagens foram feitas por campos e para a maioria das amostras foram contados um total de 60 campos aleatórios considerando chegar a 100 indivíduos da espécie mais abundante e levando em conta a estabilização da curva de espécies, isto, considerando um erro de 20% aceitável na literatura limnológica (INAG, 2009; WETZEL & LIKENS, 2000).

A densidade foi expressada em Cel.mL⁻¹ e calculada de acordo com a formula estabelecida por INAG (2009), considerando o fator de concentração para cada amostra. No caso dos filamentos e as colônias foi estimado o número médio de células por colônia/filamento e multiplicado pelo número de colônias/filamentos registrados na contagem.

O volume celular das algas foi feito tomando-se como base as fórmulas do cálculo do volume das figuras geométricas mais aproximadas às formas das células. Aqui foram utilizadas as fórmulas propostas por Hillebrand et al. (1999) e Sun & Liu (2003) para vários táxons. Para isto, foi realizado um registro fotográfico de 30 indivíduos de cada espécie quando foi possível e mediu-se as dimensões necessárias através do programa AxioVision SE64 Rel. 4.9.1. Para as espécies com pouca ocorrência foram medidos apenas os indivíduos encontrados.

Finalmente, o cálculo do biovolume foi obtido multiplicando-se a densidade de cada uma das espécies pelo volume médio das suas células, considerando quando possível o volume médio

de 30 indivíduos de cada espécie. Para as espécies com pouca ocorrência foi utilizado o volume médio dos indivíduos encontrados. O biovolume, foi expresso em $\mu\text{m}^3 \text{ L}^{-1}$.

Comunidade zooplanctônica

A composição taxonômica do zooplâncton foi realizada em lâminas e lamínulas sob microscópio binocular Jenaval/Zeiss. A identificação dos rotíferos, cladóceros e copépodos foi realizada segundo as características morfológicas de cada grupo, tentando chegar ao menor nível taxonômico possível com base em Koste (1978), Reid et al. (1988), Shield e Koste (1992), Nogrady et al. (1993), Segers (1995), Segers e Dumont (1995), Rocha et al. (2011), Nogrady e Segers (2002), Kotov et al. (2003), Silva (2003), Elmoor-Loureiro et al. (2004), Gützel et al. (2004), Kotov (2009) e Perbiche-Neves et al. (2015).

Para a quantificação, devido ao fato de que o número de organismos encontrados foi reduzido, foram contadas amostras concentradas de 10 a 15mL. A contagem de todos os grupos (rotífera, Cladóceros e copépodos) foi realizada retirando-se sub-amostras de 1 mL da amostra previamente concentrada e homogeneizada em câmaras Sedgwick-Rafter no microscópio invertido e estereomicroscópio Carl Zeiss. A contagem foi realizada até atingir pelo menos 100 indivíduos da espécie mais abundante de cada grupo (Copépoda, Cladóceros e Rotífera).

Em todos os casos foi revisada a água extraída após a concentração da amostra e no caso de encontrar um organismo, este foi somado ao número de organismos encontrados inicialmente na amostra concentrada, a qual foi contada na sua totalidade. A densidade numérica foi expressa em indivíduos por litro (ind/L) e a riqueza foi representada pelo número de espécies presentes (CETESB, 1990).

Para a determinação da biomassa das espécies de rotíferos foi utilizada a técnica descrita por Ruttner-Kolisko (1977), na qual é calculado o biovolume por meio do uso de fórmulas específicas para as formas geométricas que mais se aproximem da forma do indivíduo. Para isto, quando possível, foram medidos cerca de 30 organismos de cada espécie. As espécies que não alcançaram os 30 indivíduos foram medidas conforme sua ocorrência. Uma vez calculado o volume, ele foi convertido em peso úmido (μgPU) assumindo-se que $106 \mu\text{m}^3$ equivalem a 1 μg de peso úmido (BOTTREL et al. 1976) e o peso seco (μgPS) foi estimado como o 10% do peso

úmido (PACE & ORCUTT, 1981), exceto para as espécies de *Asplanchna* (3,9%; DUMONT et al., 1975).

As medições dos organismos foram realizadas com ocular micrométrica em microscópio óptico. Os cladóceros foram medidos desde a extremidade inicial da cabeça até a porção final da carapaça, excluindo apêndices ou espinho, quando presentes (BOTTRELL et al. 1976). Para os copépodos (copepoditos e adultos) foi usada a distância entre a margem anterior da cabeça até a margem posterior do urossoma, excluindo só a seta terminal (McCAULEY, 1984). Para náuplios, foi usada a distância desde a margem anterior até a margem posterior do corpo (comprimento total), excluindo os apêndices (BOTTRELL et al., 1976).

A biomassa dos microcrustáceos foi determinada utilizando equações que relacionam o comprimento (mm) com o peso seco (μgPS) (BOTTRELL et al., 1976, BLETTLER & BONECKER, 2006). Para algumas espécies de Cladóceros foram consideradas as equações estabelecidas em trabalhos realizados no trópico, particularmente na região brasileira como Barbosa-Bozelli (2005), Azevedo et al. (2012), os quais têm sido majoritariamente citados por trabalhos de biomassa de microcrustáceos. Para as espécies de *Diaphanosoma* foi utilizada a equação geral estabelecida por Bottrell et al (1976), dado que ainda não se tem muitos trabalhos para nossa região onde tem estabelecido as equações para eles.

Finalmente, para a biomassa ($\mu\text{g/L}$) calculou-se multiplicando a densidade (ind/L) de cada espécie pelo peso seco médio da mesma (μgPS).

Índice de Frequência de Ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foi calculada de acordo com Dajóz (1983), levando-se em consideração o número de amostras onde o organismo ocorreu, em relação ao número total de amostras coletadas (em porcentagem) de acordo com a fórmula a seguir:

$F = 100 \times (Pa/P)$, onde Pa = número de amostras contendo a espécie; P = número total de amostragens realizadas; F = frequência de ocorrência,

As espécies foram classificadas em constantes, acessórias e acidentais de acordo com os seguintes critérios:

Constantes: Espécies presentes em 50% ou mais das amostras;

Acessórias: Espécies presentes em mais de 25% a 50% das amostras;

Acidentais: Espécies presentes em menos de 25% das amostras;

Espécies descritoras

Para as comunidades planctônicas, o critério utilizado para definir as espécies descritoras do sistema foi estabelecido de acordo com as características na comunidade encontrada. Para tanto, foram consideradas em nível de corte 1% da densidade total da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica para todo o período de estudo, em cada local. Este nível de corte seleciona espécies que contribuíram com 70% ou mais para a biomassa total, de acordo com (SOMMER et al., 1993). Os táxons selecionados foram utilizados nas análises multivariadas.

Índices de diversidade

A riqueza de espécies (S) foi medida pelo número de táxones encontrados nas amostras analisadas. A partir dos dados de densidades populacionais foram calculados os índices de diversidade específica (H') (SHANNON-WIENER, 1949 apud MARGURRAN, 1991) e de uniformidade (J) (PIELOU, 1969 apud MARGURRAN, 1991). Os índices de diversidade e de uniformidade adotados estão baseados na função de Shannon-Wiener, por serem menos dependentes do tamanho da amostra e, geralmente, empregados no estudo de comunidades planctônicas.

As fórmulas dos índices utilizados são apresentadas a seguir:

$H' = - \sum p_i \ln p_i$; onde:

$p_i = N_i/N$

N_i = no, Total de indivíduos de cada espécie

N = no, Total de indivíduos da amostra

$J = H'/H'_{\max}$; onde;

H' = Índice de diversidade da amostra

$$H'_{\max} = \text{Índice de diversidade máximo} = \ln S$$

5.3 Análise estatística

Para todas as variáveis limnológicas foram realizadas análises exploratórias a fim de descrever o comportamento espacial e temporal dos dados nos locais de estudo. As variáveis físicas, químicas e os dados das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton foram transformados por $\log(x+1)$ visando reduzir a variância no conjunto dos dados.

Análises de Componentes Principais (ACP) foram aplicadas com base nos resultados das correlações de Pearson efetuadas. A ACP visa resumir o conjunto de variáveis ambientais produzindo menos eixos ortogonais, os quais expressam parte da variabilidade contida nas variáveis originais (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Assim, a ACP indica a significância das variáveis físicas, químicas e biológicas (clorofila-*a*) e suas relações, visando identificar possíveis padrões nos locais de estudo que permitem explicar o comportamento do reservatório Paiva Castro em função da heterogeneidade espacial ou temporal.

A similaridade na composição taxonômica das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas entre os pontos e amostragens do reservatório foi avaliada utilizando-se a análise do tipo cluster (método de agrupamento de Ward e a distância Euclidiana) com a medida de similaridade de Bray-Curtis como coeficiente de associação e método do tipo UPGMA (média do grupo) (MAGURRAN, 1998).

Considerando as correlações de Pearson entre variáveis ambientais e biológicas foi realizada a análise de Correspondência Canônica (CCA) para verificar a existência de correspondências entre os parâmetros ambientais e a densidade, biovolume das classes fitoplanctônicas e a densidade e biomassa da comunidade zooplanctônica.

Todas as análises foram feitas considerando o nível de significância de $P < 0,05$ utilizando os programas IBM SPSS Statistics 20, STATISTICA 7.0, PAST e ORIGIN 8.0.

6 RESULTADOS

6.1 Variáveis climatológicas: Precipitação pluviométrica

No presente estudo, a pluviometria observada encontrou-se dentro da média histórica mensal para os meses onde foram realizadas as coletas. No mês de maio até o dia da coleta (25/05/2014), a pluviometria acumulada no mês foi de 31,6 mm, enquanto que em novembro (12/11/2014), foi de 61,6mm (SABESP, 2014). A chuva, ainda que foi pouca, pode influenciar na entrada de material em suspensão total, sólidos totais e fósforo total desde a bacia hidrográfica ao reservatório Paiva castro, repercutindo nas características limnológicas e nas comunidades planctônicas que são objeto de estudo deste trabalho.

6.2 Variáveis limnológicas

A heterogeneidade espacial e temporal no reservatório Paiva Castro é indicada mais por alguns parâmetros do que por outros. A Tabela 6 e a Tabela 7 indicam a estatística descritiva para as variáveis físicas e químicas registradas nas duas coletas realizadas neste estudo.

Tabela 6. Amplitude de variação das variáveis analisadas na água do reservatório Paiva Castro do Sistema Cantareira no mês de maio de 2014, levando-se em consideração a profundidade da zona fótica.

Variável	Sigla	Unidade	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Profundidade Máxima	PM	m	2,17	15,30	8,57	4,98
Disco Secchi	DS	m	0,78	3,00	1,99	0,92
Profundidade Zona Fótica	PZ	m	2,11	8,10	5,39	2,49
Temperatura	T	°C	20,41	20,74	20,52	0,12
Oxigênio dissolvido	OD	mg.L-1	6,61	8,84	7,44	0,70
Potencial hidrogeniônico	Ph		5,86	6,55	6,10	0,30
Condutividade	COND	mS.cm-1	0,04	0,04	0,04	0,00
Sólidos Suspensos Totais	SST	mg.L-1	1,10	3,15	2,04	0,64
SST-Orgânicos	SSTO	%	19,05	53,33	36,26	12,03
SST-Inorgânicos	SSTI	%	46,67	80,95	63,74	12,03
Fósforo inorgânico Total	PT	ug/L	4,50	4,50	4,50	0,00
Fosforo Inorgânico Total						
Ortofosfato	P	ug/L	(*)	2,09	0,57	1,12
Nitrito	NO ₂	ug/L	1,25	3,98	2,82	1,00
Nitrato	NO ₃	ug/L	273,33	435,32	329,27	60,37
Amônio	NH ₄	ug/L	91,93	152,93	121,99	16,24
Nitrogênio Inorgânico						
Dissolvido	NID	ug/L	394,60	542,61	454,07	53,60
Nitrogênio Total	NT	mg/L	50,00	1300,00	538,89	399,83
Clorofila <i>a</i>	Cl _a	ug/L	0,58	2,55	1,63	0,78
Clorofila <i>b</i>	Cl _b	ug/L	0,57	6,47	1,95	1,80
Clorofila <i>c</i>	Cl _c	ug/L	(*)	0,89	0,30	0,50
Feofitina <i>a</i>	FEO	ug/L	(*)	1,26	(*)	1,75
Índice Estado Trófico	IET		43,82	47,45	46,01	1,50

(*) Concentrações abaixo do limite de detecção do método.

Tabela 7. Amplitude de variação das variáveis analisadas na água do reservatório Paiva Castro do Sistema Cantareira no mês de novembro de 2014, levando-se em consideração a profundidade da zona fótica

Variável	Sigla	Unidade	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão
Profundidade Máxima	PM	M	2,3	18,2	9,46	5,33
Disco Secchi	DS	M	0,99	2,28	1,71	0,54
Profundidade Zona Fótica	PZ	M	2,67	6,16	4,62	1,47
Temperatura	T	°C	23,15	23,8	23,55	0,23
Oxigênio dissolvido	OD	mg.L-1	6,99	11,42	8,30	1,49
Potencial hidrogeniônico	pH		6,24	6,99	6,62	0,25
Condutividade	COND	mS.cm-1	0,039	0,042	0,041	0,001
Sólidos Suspensos Totais	SST	mg.L-1	1,05	4,03	2,31	1,02
SST-Orgânicos	SSTO	%	16,5	86,7	59,29	27,84
SST-Inorgânicos	SSTI	%	13,3	83,5	40,71	27,84
Fósforo inorgânico Total	TP	ug/L	17,19	32,17	22,60	5,54
Ortofosfato	P	ug/L	1,2	6,75	3,84	1,53
Nitrito	NO ₂	ug/L	4,23	6,07	5,27	0,71
Nitrato	NO ₃	ug/L	231,53	625,26	345,65	116,87
Amônio	NH ₄	ug/L	9	149,88	42,34	53,1
Nitrogênio Inorgânico Dissolvido	NID	ug/L	310,22	639,88	393,26	102,22
Nitrogênio Total	NT	mg/L	400	900	733,33	185,41
Clorofila <i>a</i>	Cl _a	ug/L	1,52	8,06	4,50	2,22
Clorofila <i>b</i>	Cl _b	ug/L	1,25	6,99	4,04	1,88
Clorofila <i>c</i>	Cl _c	ug/L	0,27	2,8	1,042	0,81
Feofitina <i>a</i>	FEO	ug/L	(*)	5,46	1,35	1,97
Índice Estado Trófico	IET		51,84	54,33	53,31	0,84

(*) Concentrações abaixo do limite de detecção

Profundidade máxima (PM), Transparência (DS) e Zona Fótica (PZ).

Os valores de profundidade máxima (PM) transparência da água (DS) e de extensão da zona eufótica (PZ) para o reservatório Paiva Castro estão apresentados na Figura 6.

Nas duas coletas, a profundidade aumenta no sentido montante-jusante. A zona influenciada pela entrada do rio foi a menos profunda em ambas coletas com $2,3 \pm 0,1$ m em maio e $3,3 \pm 0,92$ m em novembro; segue o canal de saída com uma média de $10,2 \pm 0,69$ m em

maio e $10,1 \pm 0,85$ m em novembro e finalmente a barragem com uma profundidade máxima média; $13,23 \pm 1,81$ m em maio e $15 \pm 2,95$ m em novembro.

Figura 6. Variação da profundidade máxima (PM), profundidade de visibilidade do disco de Secchi (DS) e extensão da zona eufótica (PZ) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).

A profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (SD) indicou aumento no sentido montante-jusante, sendo também o compartimento rio, a zona com os valores mais baixos durante o estudo (Figura 6). No entanto, os valores do disco Secchi foram semelhantes entre as duas coletas realizadas, com média de $1,99 \pm 0,92$ m em maio e $1,71 \pm 0,55$ m em novembro. Assim, A zona fótica foi menor no rio, apresentando uma média $2,21 \pm 0,13$ m em maio e $2,81 \pm 0,12$ m em novembro. O canal de saída e a barragem foram os compartimentos com maior zona fótica durante o estudo (Figura 6). Temporalmente, observou-se uma leve diminuição da zona fótica; em maio a média foi de $5,4 \pm 2,77$ m e em novembro de $4,6 \pm 1,67$ m. A maior penetração da luz

em maio (período seco), está relacionada com a menor suspensão na coluna d'água pela ausência de chuvas neste período (Tabela 6 e Tabela 7).

Temperatura (T)

A temperatura hídrica apresentou amplitude de variação de $20,52 \pm 0,12^{\circ}\text{C}$ (maio) e de $23,55 \pm 0,23^{\circ}\text{C}$ (novembro). De acordo com os perfis verticais, os resultados obtidos para a temperatura no reservatório Paiva Castro, demonstraram perfis pouco variáveis durante o período de estudo. Em maio, os valores registrados mantiveram um padrão isotérmico com a formação de um gradiente suave, sem uma termoclina acentuada.

Em novembro, os perfis verticais de temperatura mostraram para a barragem e o canal de saída um gradual declínio em direção ao fundo variando de $24,92^{\circ}\text{C}$ (0 m) a $20,05^{\circ}\text{C}$ (10 m) na barragem e de $24,59^{\circ}\text{C}$ (0 m) a $20,09^{\circ}\text{C}$ (10 m) no canal de saída. Esta termoclina pode estar relacionada com a profundidade dos compartimentos. No compartimento rio a diminuição da temperatura ao longo da coluna d'água não apresentou declinação marcada nas duas coletas realizadas (Figura 7).

Figura 7. Perfil vertical de temperatura da água nos três compartimentos: Rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).

pH

Durante o estudo, o pH foi ligeiramente ácido, com uma média de $6,10 \pm 0,30$ em maio e de $6,62 \pm 0,25$ em novembro (Tabela 6 e Tabela 7). Em todos os compartimentos e nas duas coletas, as medidas de pH apresentaram um perfil decrescente em direção ao fundo, sendo mais acentuado em novembro, variando de 6,91 (0m) a 5,9 (10m) no compartimento influenciado pela entrada do rio Atibainha, de 7,28 (0 m) a 6,16 (10 m) na barragem e de 6,91 (0 m) a 5,8 (10 m) no canal de saída (Figura 8). Os valores de pH registrados neste estudo concordam com os reportados por Gonçalves (2016) no Sistema Cantareira, onde Paiva Castro apresentou os menores valores de pH por volta de 6.0.

Figura 8. Perfil vertical de pH da água nos três compartimentos: Rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).

Condutividade (COND)

A condutividade, que reflete de maneira indireta o grau de sólidos dissolvidos na água esteve por volta de $41,6 \pm 0,68 \mu\text{S/cm}$ em maio e $42 \pm 0,71 \mu\text{S/cm}$ em novembro. Conforme os

gráficos de perfil, em todos os compartimentos observou-se um padrão homogêneo na coluna d'água, exceto em novembro quando se observou um aumento no fundo da coluna d'água, variando de 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (0 m) a 42 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (10 m) na barragem e de 41,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (0 m) a 45 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (10 m) no canal de saída (Figura 9).

Figura 9. Perfil vertical de condutividade da água nos três compartimentos: Rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).

Concentração de oxigênio dissolvido na água (OD)

A média da variação do oxigênio dissolvido foi de $7,65 \pm 0,74 \text{mgL}^{-1}$ em maio e $8,30 \pm 1,49 \text{mgL}^{-1}$ em novembro. Estas pequenas variações entre coletas não evidenciam padrão de heterogeneidade temporal forte no reservatório para este parâmetro.

Em maio, o perfil vertical de oxigênio dissolvido foi mais homogêneo indicando uma diminuição pouco acentuada em direção ao fundo. Enquanto em novembro, a diminuição foi mais

forte, variando de 7,9 mg/L (0 m) a 6,06 mg/L (10 m) na barragem e de 8,69 mg/L (0 m) a 1,58 mg/L (10 m) no canal de saída, (Figura 10).

Figura 10. Perfil vertical de oxigênio dissolvido na água nos três compartimentos: Rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio /2014 (Esquerda) e novembro/2014 (Direita).

Sólidos suspensos totais (SST): Material orgânico suspenso (SSTO) e material inorgânico suspenso (SSTI)

A média para a concentração dos sólidos suspendidos totais foram de $2,04 \pm 0,64$ mg/L em maio e $2,31 \pm 1,09$ mg/L em novembro. Nas duas coletas, as maiores concentrações dos TSS foram registradas no rio e no canal de saída.

Em maio, as concentrações de material inorgânico estiveram acima das concentrações do material orgânico (63,74% e 36,26%, respectivamente), entanto que, em novembro observou-se a tendência contrária; 40,71% de material inorgânico e 59,29% de material orgânico (Tabela 6 e Tabela 7). A zona influenciada pela entrada do rio Juquery apresentou os maiores valores para o material inorgânico (75,53% em maio e 76,9% em novembro).

As concentrações do material orgânico aumentaram no sentido montante-jusante, sendo a barragem o compartimento que apresentou os maiores aportes; 42,78% em maio e 82% em novembro. No canal de saída observou-se um comportamento alternado dos TSS, já que em maio, as concentrações de material inorgânico e orgânico não apresentaram uma diferença marcada (58,47% e 41,53%, respectivamente), tanto que, em novembro o SSTO estiveram acima do SSTI, 72,75% e 27,25%, respectivamente, (Figura 11).

Figura 11. Variação nas concentrações dos sólidos suspensos totais: Material orgânico suspenso (SSTO) e material inorgânico suspenso (SSTI) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).

Nutrientes: Compostos de nitrogênio

Os valores de nitrogênio registrados neste trabalho correspondem ao nitrogênio nas formas de Nitrito (NO_2), Nitrato (NO_3) e Amônio (NH_4). A média das concentrações de nitrogênio

inorgânico dissolvido foi de $454,07 \pm 53,60$ µg/L em maio e de $393,26 \pm 102,22$ µg/L em novembro, sendo representado em ambas coletas pelo nitrato.

No caso do nitrito, a variação foi de $2,82 \pm 1$ µg/L em maio e de $5,27 \pm 0,71$ µg/L em novembro, apresentando em ambas coletas uma tendência à diminuição no sentido montante-jusante. Entre as formas de nitrogênio inorgânico, o nitrito ocorreu em menores concentrações que o nitrato e o amônio em todos os compartimentos do reservatório.

O nitrato foi a forma predominante do nitrogênio inorgânico variando de $329,27 \pm 60,37$ µg/L em maio e de $345,65 \pm 116,87$ µg/L em novembro. Em ambas coletas, as maiores concentrações foram registradas no canal de saída e na barragem do reservatório.

As concentrações de amônio foram maiores em maio ($121,99 \pm 16,24$ µg/L), sendo a barragem o compartimento com mais amônio. Em novembro, as concentrações de amônio estiveram por volta de $25,38 \pm 66,30$ µg/L e foram altas apenas no compartimento influenciado pela entrada do rio Juquery, já que na barragem e no canal de saída os valores estiveram abaixo do limite de detecção (Figura 12).

A média para a concentração do nitrogênio total foi de $538,89 \pm 399,83$ mg/L em maio e de $733,33 \pm 185,41$ mg/L em novembro. Nas duas coletas, a concentração de NT diminuiu no sentido montante-jusante, sendo o compartimento influenciado pela entrada do rio Juquery, a zona com os valores mais altos, o que é importante considerar em termos de possíveis processos de eutrofização (Figura 13).

Figura 12. Variação nas concentrações dos compostos de nitrogênio inorgânico (NO₂, NO₃ e NH₄) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).

Figura 13. Variação nas concentrações do nitrogênio total (TN) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 e no 12/11/2014.

Nutrientes: Compostos de fosforo

Os resultados obtidos no presente estudo para as concentrações de fósforo total e de suas frações (fosforo inorgânico dissolvido e fosforo total dissolvido) evidenciaram maiores concentrações do fósforo inorgânico dissolvido em novembro ($3,84 \pm 1,54 \mu\text{g/L}$) do que em maio ($0,56 \pm 1,12 \mu\text{g/L}$).

No caso o fósforo inorgânico total (TP), observou-se uma variação muito marcada entre as duas coletas, com concentrações abaixo do limite de detecção em maio em todos os compartimentos e concentrações por volta de $22,6 \pm 5,54 \mu\text{g/L}$ em novembro.

A diferença do trabalho de MACEDO (2011), em maio (período seco) as concentrações de fosforo inorgânico total na água em todos os pontos de coleta estiveram abaixo do limite de

detecção do método espectrofotométrico Neste caso, define-se as concentrações do nutriente como a metade do limite de detecção do aparelho, que no caso do fósforo total para o presente trabalho foi de 9.0 µg/L. Este valor foi usado posteriormente para calcular a relação nitrogênio e fosforo e conhecer o nutriente limitante no reservatório.

Já em novembro, as concentrações de fósforo total estiveram por volta dos $22,60 \pm 5,54$ µg/L, diminuindo no sentido montante-jusante; com 29,68 µg/L no rio, 18,94 µg/L no canal de saída e 19,19 µg/L na barragem (Figura 14).

Figura 14. Variação nas concentrações do fosforo inorgânico dissolvido (P) e fosforo inorgânico total (PT) nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).

Pigmentos fotossintéticos

As concentrações de clorofila *a* apresentaram média de $1,63 \pm 0,78 \mu\text{g/L}$ em maio e $4,5 \pm 2,22 \mu\text{g/L}$ em novembro. Nas duas coletas, a barragem foi o compartimento que apresentou os maiores valores em relação às demais áreas amostradas.

A clorofila *b* também apresentou uma amplitude de variação de $1,95 \pm 1,80 \mu\text{g/L}$ em maio a $4,04 \pm 1,88 \mu\text{g/L}$ em novembro. No caso da clorofila *c*, sua variação foi de $0,30 \pm 0,50 \mu\text{g/L}$ em maio, entanto que em novembro os valores estiveram por volta de $1,04 \pm 0,81 \mu\text{g/L}$. Por último, a feofitina *a*, foi praticamente ausente em maio, entanto que em novembro esteve por volta de $1,35 \pm 1,98 \mu\text{g/L}$, (Figura 15).

Figura 15. Variação das concentrações de clorofila *a*, *b* e *c* e feofitina *a* nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 (esquerda) e no 12/11/2014 (direita).

Índice de Estado Trófico (IET)

A tendência da variação do índice de estado trófico no reservatório Paiva Castro em ambas coletas é a aumentar no sentido montante-jusante (Figura 16).

Considerando as concentrações de fósforo inorgânico total e de clorofila *a* foi calculado o índice de estado trófico conforme LAMPARELLI (2004). Em maio, o IET esteve por volta de $46,55 \pm 1,84$ indicando um grau de oligotrofia para o reservatório Paiva Castro. Já em novembro, o IET esteve por volta de $53,81 \pm 0,84$ indicando características de mesotrofia em todos os compartimentos do reservatório.

Figura 16. Variação do grau de trofia calculado de acordo com os valores de transparência, fósforo total e clorofila *a* nos compartimentos do reservatório Paiva Castro no 25/05/2014 e no 12/11/2014.

Analises de Componentes Principais (ACP)

Levando em conta os dados das variáveis limnológicas das duas coletas e os resultados obtidos das correlações de Pearson foi realizada uma análise de componentes principais, na qual os dois primeiros componentes explicaram o 87.90% da variabilidade dos dados, sendo o 73,57% explicado pelo componente 1 e o 14,33% pelo componente 2 (Tabela 8, Figura 17).

As variáveis q mais influenciaram o arranjo no eixo 1 foram o material suspenso orgânico, o material suspenso inorgânico, nitrito, amônio, clorofila *a* e clorofila *b*. Para o eixo 2, a transparência e o fósforo total, foram as variáveis que mais influenciaram (Tabela 9).

Tabela 8. Contribuição de cada eixo na explicação do arranjo formado na análise de componentes principais (ACP) com base numa matriz de correlações, de variáveis limnológicas nos compartimentos do reservatório Paiva Castro, nas amostragens realizadas em maio e novembro.

Eixo	Autovalores	% variação
1	0.50	73.57
2	0.097	14.33
3	0.039	5.74
4	0.016	2.37
5	0.012	1.76
6	0.006	0.95
7	0.005	0.72
8	0.002	0.27
9	0.001	0.18
10	0.001	0.12

Tabela 9. Correlação das variáveis: Transparência, material em suspensão orgânico, inorgânico, fosforo total, nitrito, nitrato, amônio, clorofila *a*, *b* e *c*, para os eixos 1 e 2 de uma ACP.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
PZ	0.32	-0.75
SSTO	0.84	-0.47
SSTI	-0.92	0.27
PT	0.64	0.72
NO ₂	0.71	0.48
NO ₃	0.39	-0.38
NH ₄	-0.98	-0.005
CLa	0.92	-0.14
CLb	0.83	-0.21
CLc	0.52	0.17

A partir dos puntajes obtidos para os eixos 1 e 2 e as variáveis limnológicas foi realizada uma análise agrupamento tipo cluster baixo o método de agrupamento de Ward e a distância Euclidiana. Os resultados obtidos permitiram determinar três grupos centrolde mediante os quais foi possível evidenciar a compartimentação do reservatório e as diferenças temporais entre as coletas, assim como as possíveis correlações de cada grupo centrolde com as variáveis ambientais (Figura 17).

Assim, na análise de componentes principais observou-se que o primeiro (I) dos três grupos, agrupou os pontos correspondentes ao canal e à barragem do período seco, relacionados principalmente com as baixas concentrações de fósforo. O II agrupou os pontos correspondentes ao compartimento rio nas duas coletas, relacionados principalmente com as concentrações altas de material suspenso inorgânico e as concentrações de amônio. Finalmente, o grupo III, reuniu os pontos do canal e da barragem da segunda coleta e III agruparam os pontos correspondentes à coleta realizada em novembro, os quais estão relacionados com a disponibilidade de nutrientes, alimento e a transparência.

Contudo, a zona influenciada pelo rio Juqueri nas duas coletas formaram agrupamentos independentes no lado negativo do eixo 1 e positivo do eixo 2, relacionados com as concentrações de material inorgânico (SSTI) e amônio (NH_4^+). Os compartimentos barragem e canal encontraram-se ordenados no lado negativo do eixo 1 e negativo do eixo 2. Os pontos correspondentes ao canal e à barragem encontraram-se formando um grupo separado no lado positivo do eixo 1 e negativo do eixo 2, relacionado com as concentrações de material orgânico suspenso (SSTO), a transparência (PZ), as clorofilas *a*, *b* e *c*, as concentrações de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) e as concentrações de fósforo total (PT).

Conformidade com a Resolução CONAMA 357

Os dados apresentaram conformidade com a legislação vigente, apresentando valores estabelecidos para a classe I. No entanto, é importante considerar e avaliar a variação que apresentou o fósforo total (TP) entre maio e novembro, mudança que fez que o grau de trofia passar de oligotrófico a mesotrófico. IO resultado chama a atenção porque o aumento progressivo das concentrações deste elemento pode ocasionar a eutrofização do ecossistema.

6.3 Comunidade Fitoplanctônica

Composição taxonômica

A partir das análises das amostras qualitativas da comunidade fitoplanctônica obtidas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro, foram identificados 93 táxons, sendo que 88% deles foram registrados na coleta de maio, enquanto que 68% foram registrados em novembro. Os táxons identificados estiveram distribuídos em 11 classes; Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Coscinodiscophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Trebouxiophyceae e Xantophyceae.

Figura 17. Ordenação com base na análise de componentes principais de variáveis limnológicas registradas nos compartimentos do reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014. As letras R, C e B indicam os pontos correspondentes aos compartimentos rio, canal e barragem. Os números 11, 21 e 31 correspondem ao diferentes pontos de coleta em cada compartimento na coleta de maio e os números 12, 22 e 32 correspondem aos diferentes pontos de coleta em cada compartimento na coleta de novembro.

Em maio, as classes Chlorophyceae e Bacillariophyceae apresentaram o maior número de espécies. Em total, registraram-se 27 táxons para a classe Chlorophyceae e 17 táxons para a classe Bacillariophyceae. Seguem em riqueza as classes Zygnemaphyceae (10), Trebouxiophyceae (8), Coscinodiscophyceae (5), Cyanobacteria (4), Cryptophyceae (3), Xantophyceae (2), e Chrysophyceae e Dinophyceae com um táxon (Figura 18). Nesta coleta, a riqueza apresentou uma diminuição no sentido montante-jusante com 61 táxons no compartimento rio, 53 na barragem e 52 no canal de saída.

Figura 18. Variação do número de espécies das classes fitoplanctônicas registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em maio de 2014.

Figura 19. Variação do número de espécies das classes fitoplanctônicas registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em novembro de 2014.

Em novembro, Chlorophyceae e Bacillariophyceae também apresentaram a maior riqueza de espécies 21 e 12 táxons respectivamente. Seguiram em aporte à riqueza, as classes Coscinodiscophyceae e Cyanobacteria com 6 táxons cada uma; Zygnemaphyceae (5), Trebouxiophyceae (4), Cryptophyceae (3), Euglenophyceae (3), Dinophyceae (2) e Chrysophyceae e Xantophyceae com 1 táxon (Figura 19). Nesta coleta a barragem é o compartimento que apresentou a maior riqueza com 55 táxons, seguido do rio com 38 táxons e do canal com 25 táxons.

Frequência de ocorrência

A Tabela 10 apresenta a composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica e a relação das espécies e sua frequência de ocorrência no reservatório Paiva Castro. Considerando os resultados obtidos nas duas coletas, dos 93 táxons registrados, 35 foram frequentes, 20 raras, 20 constantes e 18 comuns. Do total das espécies registradas, 28 foram exclusivas da coleta de maio, e 11 foram exclusivas da coleta realizada em novembro.

Das espécies classificadas como frequentes, 16 foram da classe Chlorophyceae, 6 Bacillariophyceae, 3 Trebouxiophyceae, 2 Coscinodiscophyceae, 2 Xanthophyceae, 2 Euglenophyceae e 1 representante para Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae e Zygnemaphyceae. Dentro das espécies raras, encontraram-se 8 Zygnemaphyceae, 6 Bacillariophyceae, 3 Chlorophyceae e 3 Trebouxiophyceae.

Dentro das espécies constantes, encontraram-se 5 Chlorophyceae (*Choricystis minor*, *Hariotina reticulata*, *Monoraphidium cortortum*, *Monoraphidium minutum* e *Scenedesmus linearis*), 3 Bacillariophyceae (*Fragilaria* c.f. *longifusiformis*, *Geissleria* sp e *Navicula* sp), 1 Chrysophyceae (*Dinobryon divergens*), 4 Coscinodiscophyceae (*Aulacoseira* c.f. *alpigena*, *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, *Cyclotella* spp., *Discostella* spp.), 2 Cryptophyceae (*Cryptomonas* c.f. *brasiliensis*, *Cryptomonas* c.f. *erosa*), 2 Cyanobacteria (Cyanobacteria não identificada, *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii*), 1 Dinophyceae (*Peridinium umbonatum*) e 2 Zygnemaphyceae (*Cosmarium majae* e *Staurostrum tetracerum*). Por último, dentro das espécies classificadas como comuns, encontraram-se 6 Chlorophyceae, 4 Cyanobacteria, 3 Bacillariophyceae, 2 Euglenophyceae, 2 Trebouxiophyceae e uma Zygnemaphyceae.

Tabela 10. Táxons presentes na comunidade fitoplanctônica, suas siglas, frequências de ocorrência (%), e classificação no reservatório Paiva Castro nas coletas de maio e novembro de 2014.

Sigla	Espécie	PC- R1	PC- C1	PC- B1	PC- R2	PC- C2	PC- B2	%	Classificação
Bacillariophyceae (BACI)									
Amin	<i>Achnanidium c.f. minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	X	X					33	Comum
Adla	<i>Adlafia</i> sp.	X						17	Rara
Ency	<i>Encyonema</i> sp	X			X	X		50	Frequente
Eunt	<i>Eunotia</i> spp	X			X		X	50	Frequente
Ferot	<i>Fragilaria c.f. crotonensis</i> Kitton	X		X	X		X	67	Frequente
Flong	<i>Fragilaria c.f. longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver et al.	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Geiss	<i>Geissleria</i> sp	X	X	X	X		X	83	Constante
Gomp	<i>Gomphonema</i> sp	X						17	Rara
Gyrs	<i>Gyrosigma</i> sp.				X			17	Rara
Navi	<i>Navicula</i> spp	X	X	X	X		X	83	Constante
Navt	<i>Naviculadicta</i> sp	X						17	Rara
Nclau	<i>Nitzschia c.f. clausii</i> Hantzsch	X						17	Rara
Npa	<i>Nitzschia c.f. palea</i> (Kützing) W. Smith	X	X	X	X			67	Frequente
Nits	<i>Nitzschia</i> spp	X						17	Rara
Pinn	<i>Pinnularia</i> spp	X		X	X			50	Frequente
Plac	<i>Placoneis</i> spp	X			X			33	Comum
Stdel	<i>Stenopterobia c.f. delicatissima</i> (Lewis) Brébisson ex Van Heurck	X	X	X			X	67	Frequente
Surr	<i>Surirella</i> spp	X			X			33	Comum
Chlorophyceae (CHLO)									
Acum	<i>Actinodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Tsarenko	X	X	X			X	67	Frequente
Cncu	<i>Chlorotetraedron c.f. incus</i> (Teiling) Komárek & Kovačik		X	X			X	50	Frequente
Cmin	<i>Choricystis minor</i> (Skuja) Fott	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Cmic	<i>Coelastrum c.f. microporum</i> Nägeli	X	X	X			X	67	Frequente
Darm	<i>Desmodesmus armatus</i> (R. Chodat) E. Hegewald	X	X	X			X	67	Frequente
Darmb	<i>Desmodesmus armatus</i> (R. Chodat) Hegewald var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) Hegewald	X	X	X				50	Frequente

Sigla	Espécie	PC- R1	PC- C1	PC- B1	PC- R2	PC- C2	PC- B2	%	Classificação
Dcom	<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) Hegewald		X					17	Rara
Dden	<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim)	X	X	X				50	Frequente
Dserr	<i>Desmodesmus serratus</i> (Corda) S.S. An, T. Friedl & E. Hegewald)	X	X	X				50	Frequente
Dspin	<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E. Hegewald		X				X	33	Comum
Hret	<i>Hariotina reticulata</i> P.A.Dangeard, Le Botanisteer, sér	X	X	X	X	X		83	Constante
Lgra	<i>Lacunastrum gracillimum</i> (West & West) McManus	X		X				33	Comum
Marc	<i>Monoraphidium</i> c.f. <i>arcuatum</i> (Koršíkov) Hindák		X	X				33	Comum
Mtor	<i>Monoraphidium</i> c.f. <i>tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová					X	X	33	Comum
Mind	<i>Monoraphidium</i> cf. <i>Indicum</i> Hindák		X	X			X	50	Frequente
Mcirc	<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard					X	X	33	Frequente
Mcor	<i>Monoraphidium cortortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	X	X	X		X	X	83	Constante
Mkom	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	X		X			X	50	Frequente
Mmin	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	X	X	X	X		X	83	Constante
Mnan	<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl) Hindák	X		X	X		X	67	Frequente
Quad	<i>Quadrigula</i> sp	X	X	X			X	67	Frequente
Scue	<i>Scenedesmus acuelolatus</i> Reinsch	X	X	X			X	67	Frequente
Scnae	<i>Scenedesmus acunae</i> Comas		X				X	33	Comum
Sctus	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen			X				17	Rara
Scec	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) R. Chodat	X						17	Rara
Scln	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	X	X	X		X	X	83	Constante
Scov	<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat	X	X	X			X	67	Frequente
Stras	<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E. Hegewald	X	X	X			X	67	Frequente
Tmin	<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg				X		X	33	Comum
Thet	<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat	X						17	Frequente
Chrysophyceae (CHRY)									
Ddive	<i>Dinobryon divergens</i> O.E. Imhof	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Coscinodiscophyceae (COSC)									
Apig	<i>Aulacoseira</i> c.f. <i>alpigena</i> (Grunow) Krammer	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Agra	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen		X	X	X		X	67	Frequente

Sigla	Espécie	PC- R1	PC- C1	PC- B1	PC- R2	PC- C2	PC- B2	%	Classificação
Agrg	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen		X	X	X	X	X	83	Constante
Cycl	<i>Cyclotella</i> spp.	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Disc	<i>Discostella</i> spp	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Uros	<i>Urosolenia</i> c.f. <i>eriensis</i> (Smith) Round & Crawford				X	X	X	50	Frequente
Cryptophyceae (CRYP)									
Cbra	<i>Cryptomonas</i> c.f. <i>brasiliensis</i> A. Castro, C. Bicudo & Bicudo	X	X	X	X		X	83	Constante
Cero	<i>Cryptomonas</i> c.f. <i>erosa</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Rhod	<i>Rhodomonas</i> sp.		X	X	X		X	67	Frequente
Cyanobacteria (CYAN)									
Aphz	<i>Aphanizomenon</i> sp				X		X	33	Comum
CyaNN	Cyanophyceae não identificada	X	X	X	X	X	X	100	Constante
	<i>Cylindrospermopsis</i> c.f. <i>raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba								
Cyrab	Raju	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Dolic	<i>Dolichospermum</i> sp					X	X	33	Comum
Mtenu	<i>Merismopedia</i> c.f. <i>tenuissima</i> Lemmermann			X			X	33	Comum
Mglau	<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	X		X				33	Comum
Osc1	<i>Oscillatoria</i> sp				X	X	X	50	Frequente
Cfur	<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans				X	X	X	50	Frequente
Dinophyceae (DINO)									
Pumb	<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Lepo	<i>Lepocinclis</i> sp		X	X				33	Comum
Euglenophyceae (EUGL)									
Tobl	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	X			X			33	Comum
Tvna	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X		X		X	X	67	Frequente
Tvsis	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	X	X		X		X	67	Frequente
Trebouxiophyceae (TREB)									
Chlla	<i>Chlorella</i> spp.	X	X	X				50	Frequente
Cfen	<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle		X					17	Rara
Capic	<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemmermann) Komárek			X				17	Rara

Sigla	Espécie	PC- R1	PC- C1	PC- B1	PC- R2	PC- C2	PC- B2	%	Classificação
Crect	<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	X	X				X	50	Frequente
Dspg	<i>Dictyosphaerium sphagnale</i> Hindák			X			X	33	Comum
Kbic	<i>Keratococcus</i> c.f. <i>bicaudatus</i> (A. Braun ex Rabenhorst) J.B. Petersen	X						17	Rara
Mpul	<i>Mucidosphaerium</i> c.f. <i>pulchellum</i> (H.C. Wood) C. Bock, Proschold & Krienitz		X	X			X	50	Frequente
Oocy	<i>Oocystis</i> sp	X					X	33	Comum
Xantophyceae (XANT)									
Islo	<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli) Skuja		X			X	X	50	Frequente
Tlaev	<i>Tetraplektron</i> c.f. <i>laevis</i> (Bourrelly) Ettl			X				17	Frequente
Zygnemaphyceae (ZYGN)									
Cgra	<i>Closterium</i> c.f. <i>gracile</i> Brébisson ex Ralfs	X	X		X		X	67	Frequente
Cabb	<i>Cosmarium</i> c.f. <i>abbreviatum</i> Raciborski	X		X				33	Comum
Cmaj	<i>Cosmarium majae</i> Strøm	X	X	X	X	X	X	X	
Crect	<i>Cosmarium</i> c.f. <i>rectangulare</i> Grunow var. <i>hexagonum</i> (Elfvig) West & West	X						17	Rara
Cosm	<i>Cosmarium</i> sp1		X					17	Rara
Cosm2	<i>Cosmarium</i> sp2				X			17	Rara
Staci	<i>Staurastrum</i> c.f. <i>aciculiferum</i> (West) O.F.Andersson		X					17	Rara
Stpx	<i>Staurastrum</i> c.f. <i>paradoxum</i> Meyen ex Ralfs						X	17	Rara
Sta_I	<i>Staurastrum</i> sp1	X						17	Rara
StaII	<i>Staurastrum</i> sp2		X					17	Rara
Stcer	<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	X	X	X	X	X	X	100	Constante
Xant	<i>Xanthidium</i> sp	X						17	Rara

Densidade Relativa

A densidade fitoplanctônica foi diferente entre coletas devido as classes que conseguiram contribuir mais à densidade total fitoplanctônica. Assim, em maio as clorofíceas e cianobactérias foram as classes que mais contribuíram à densidade total. Em novembro, além das cianobactérias foram as diatomáceas centricas as que contribuíram com maior densidade (Figura 20).

Em maio, as clorofíceas aportaram com 39,07% e as cianobactérias com 37,99% à densidade total, sendo *Choricystis minor* (14%) e *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* (20%), as espécies que mais aportaram à densidade total da comunidade fitoplanctônica. Seguem em aporte, a classe Cryptophyceae (8,61%), Coscinodiscophyceae (4,65%), Bacillariophyceae (3,50%), Trebouxiophyceae (2,66%), Zygnemaphyceae (1,67%) e Dinophyceae (0,86%). A contribuição das classes Chrysophyceae, Euglenophyceae e Xantophyceae não alcançou nem o 1%.

Já em novembro, a densidade total esteve representada pelas cianobactérias que contribuíram com o 56,43%, as diatomáceas centricas com o 12,12%, a classe Dinophyceae com o 10,16% e as clorofíceas com o 8,77%, sendo as espécies *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* (30%), *Peridinium umbonatum* (10%), *Oscillatoria* sp (10%) e *Aulacoseira* c.f. *alpigena* (4%), as espécies que mais aportaram à densidade total da comunidade fitoplanctônica nesta coleta. Seguem em aporte as classes Chlorophyceae (8,77%), Bacillariophyceae (6,42%), Cryptophyceae (3,68%), Trebouxiophyceae (1,05%) e Zygnemaphyceae (0,81%). A contribuição das classes Chrysophyceae, Euglenophyceae e Xantophyceae foi inferior a 1% da densidade total.

Figura 20. Variação da densidade relativa (%) das classes fitoplanctônicas registradas nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.

Densidade Total

A Figura 21 e a Figura 22 apresentam os resultados da densidade total da comunidade fitoplanctônica para as diferentes classes registradas em maio e novembro de 2014.

Em maio, a densidade total na comunidade fitoplanctônica foi de 2.117.824 cel/L, sendo a barragem, o compartimento com a maior densidade fitoplanctônica. A classes Chlorophyceae e Cyanobacteria apresentaram a maior densidade com 827.352 cel/L e 804.461 cel/L, respectivamente. Seguem em aporte as classes Cryptophyceae com 182.247 cel.L⁻¹, Coscinodiscophyceae com 98.669 cel/L, Bacillariophyceae com 74.180 cel/L e Trebouxiophyceae com 56.335 cel/L. O aporte das classes Chrysophyceae, Dinophyceae e Euglenophyceae foi menor (Figura 32). De acordo com as classes representativas,

Cylindrospermopsis c.f. *raciborskii* (417.963 cel/L), *Choricystis minor* (300.513 cel/L), *Merismopedia glauca* (174.781cel.L⁻¹), Cyanobacteria não identificada (170.724cel.L⁻¹), *Hariotina reticulata* (168.842cel.L⁻¹), *Cryptomonas* c.f. *erosa* (147.524cel.L⁻¹), *Scenedesmus linearis* (55.338cel.L⁻¹) e *Scenedesmus acuelolatus* (53.275cel.L⁻¹) foram as espécies que apresentaram a maior densidade fitoplanctônica nesta coleta.

Figura 21. Variação da densidade total fitoplanctônica para as diferentes classes registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em maio de 2014.

Em novembro, a densidade total fitoplanctônica foi de 2.592.911 cel/L, sendo a barragem como em maio, o compartimento com maior densidade. Aqui, as classes Cyanobacteria e Coscinodiscophyceae apresentaram a maior densidade com 1.463.209 cel/L e 314.274 cel/L, respectivamente. Seguem em aporte as classes Dinophyceae (263.476 cel/L), Chlorophyceae (227.520 cel/L), Bacillariophyceae (166.497 cel/L), Cryptophyceae (95.429 cel/L), Trebouxiophyceae (27.355 cel/L). O aporte das classes Chrysophyceae, Euglenophyceae, Xantophyceae e Zygnemaphyceae foi menor (Figura 33). De acordo com as classes

representativas em densidade, *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* (784.749 cel/L), *Peridinium umbonatum* (259.747 cel/L), *Oscillatoria* sp (254.267 cel/L), a Cyanobacteria não identificada (230.553 cel/L), *Aulacoseira* c.f. *alpigena* (104.059 cel/L), *Aphanizomenon* sp (89.367 cel/L), *Dolichospermum* sp (88.642 cel/L), *Urosolenia* c.f. *eriensis* (86.113 cel/L), *Cryptomonas* c.f. *erosa* (85.893 cel/L), *Discostella* sp (82.933 cel/L), *Cyclotella* sp (56.259 cel/L), *Fragilaria* c.f. *longisfusiformis* (52.595 cel/L), *Monoraphidium* c.f. *tortile* (49.202 cel/L), *Aulacoseira granulata* (48.731 cel/L) e *Hariotina reticulata* (40.220 cel/L), foram as espécies que apresentaram maior densidade nesta coleta.

Figura 22. Variação da densidade total fitoplanctônica para as diferentes classes registradas nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em novembro de 2014.

Considerando a densidade total fitoplanctônica e a densidade de cada uma das espécies registradas, com um nível de corte de 1% como aporte à densidade total, selecionaram-se 34 espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica, as quais em conjunto conseguiram aportar 90% da densidade total em maio e o 94% da densidade total em novembro. A relação entre estas espécies e sua densidade encontra-se na Tabela 11.

Tabela 11. Densidade das espécies descritoras e seu aporte porcentual à densidade total fitoplanctônica registrada neste estudo.

Espécie	Maio_2014		Novembro_2014	
	Densidade	%	Densidade	%
<i>Actinodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Tsarenko	26008,98	1,23		
<i>Aphanizomenon</i> sp			89367,20	3,45
<i>Aulacoseira</i> c.f. <i>alpigena</i> (Grunow) Krammer	18987,41	0,90	104059,44	4,01
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	38892,91	1,84	48731,17	1,88
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen			22292,32	0,86
<i>Choricystis minor</i> (Skuja) Fott	300512,89	14,19	32282,74	1,25
<i>Coelastrum</i> c.f. <i>microporum</i> Nägeli	23421,02	1,11		
<i>Cosmarium majae</i> Strøm	13102,26	0,62		
<i>Cryptomonas</i> c.f. <i>brasiliensis</i> A. Castro, C. Bicudo & Bicudo	18085,42	0,85		
<i>Cryptomonas</i> c.f. <i>erosa</i> Ehrenberg	147524,02	6,97	85892,62	3,31
Cyanophyceae não identificada	170723,71	8,06	230553,41	8,89
<i>Cyclotella</i> sp.			56258,63	2,17
<i>Cylindropermopsis</i> c.f. <i>raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	417962,88	19,74	784748,73	30,27
<i>Desmodesmus armatus</i> (R. Chodat) E. Hegewald	31242,19	1,48	14654,21	0,57
<i>Desmodesmus serratus</i> (Corda) S.S. An, T. Friedl & E. Hegewald)	38338,23	1,81		
<i>Dinobryon divergens</i> O.E. Imhof	12569,10	0,59		
<i>Discostella</i> spp	27055,55	1,28	82932,76	3,20
<i>Dolichospermum</i> sp			88642,55	3,42
<i>Fragilaria</i> c.f. <i>longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver et al.			52595,21	2,03
<i>Geissleria</i> sp	18735,78	0,88		
<i>Hariotina reticulata</i> P.A.Dangeard, Le Botanisteer, sér	168841,61	7,97	40220,23	1,55
<i>Lacunastrum gracillimum</i> (West & West) McManus	15996,05	0,76		
<i>Merismopedia</i> c.f. <i>tenuissima</i> Lemmermann	40993,46	1,94	15631,15	0,60
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	174781,22	8,25		
<i>Monoraphidium</i> c.f. <i>tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová			49202,00	1,90
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	18037,03	0,85	18817,87	0,73
<i>Mucidosphaerium</i> c.f. <i>pulchellum</i> (H.C. Wood) C. Bock, Proschold & Krienitz	19657,24	0,93		

Espécie	Maio_2014		Novembro_2014	
	Densidade	%	Densidade	%
<i>Oscillatoria</i> sp			254266,60	9,81
<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein	18176,27	0,86	259747,19	10,02
<i>Rhodomonas</i> sp.	16637,24	0,79		
<i>Scenedesmus acuelolatus</i> Reinsch	53274,68	2,52		
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	55338,18	2,61	20853,14	0,80
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E. Hegewald	21467,34	1,01		
<i>Urosolenia</i> c.f. <i>eriensis</i> (Smith) Round & Crawford			86113,73	3,32

Biovolume Relativo (%)

A Figura 23 apresenta os resultados da contribuição das diferentes classes da comunidade fitoplanctônica do reservatório Paiva Castro ao biovolume total.

Em maio, as classes Cryptophyceae (35,25%), Chlorophyceae (12,86%), Coscinodiscophyceae (12,85%), Bacillariophyceae (11,72%), Dinophyceae (10%), foram as que mais aportaram ao biovolume total da comunidade fitoplanctônica. Em novembro, as classes Dinophyceae (67,5%), Cyanobacteria (10,8%), Bacillariophyceae (8,2%) e Coscinodiscophyceae (6,7%) foram as classes que mais contribuíram ao biovolume total de fitoplâncton.

Figura 23. Biovolume relativo (%) das classes fitoplanctônicas registradas no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.

Biovolume total

A Figura 24 e Figura 25 apresentam os resultados do biovolume total da comunidade fitoplanctônica para as diferentes classes registradas em maio e novembro de 2014. O biovolume total foi de 0.424 mm³/L na coleta de maio e de 2.017 mm³/L para o mês de novembro. Em geral, observou-se uma mudança marcada no biovolume entre as duas coletas, particularmente entre as classes fitoplanctônicas e seu aporte ao biovolume total.

Em maio, as classes Cryptophyceae (1.496 mm³/L), Chlorophyceae (0.0556 mm³/L), Coscinodiscophyceae (0.055 mm³/L), Bacillariophyceae (0.0497 mm³/L), Dinophyceae (0.045 mm³/L), foram as que mais aportaram ao biovolume total da comunidade fitoplanctônica. Seguem em aporte a classe Euglenophyceae (6%), Cyanobacteria (5,7%), Zygnemaphyceae (3%), Trebouxiophyceae (1,4%). As classes Chrysophyceae e Xanthophyceae contribuíram com menos do 1% ao biovolume total nesta coleta. Assim, em ordem de contribuição, *Cryptomonas* c.f. *erosa* (0.129 mm³/L), *Hariotina reticulata* (0.015 mm³/L), *Aulacoseira granulata* (0.030 mm³/L), *Surirella* sp1 (0.019 mm³/L) e *Peridinium umbonatum* (0.042 mm³/L), foram as espécies que mais contribuíram ao biovolume total.

O biovolume para as classes Bacillariophyceae, Cyanobacteria e Zygnemaphyceae, onde o biovolume diminuiu no sentido montante-jusante, sendo o rio o compartimento com maior biovolume. O caso contrário ocorreu para as demais classes, onde o biovolume aumentou no sentido montante-jusante, sendo a barragem o compartimento que demonstrou os maiores valores para este atributo.

Em novembro, o biovolume em geral, aumentou no sentido montante-jusante. Dinophyceae (1.36 mm³/L), Cyanobacteria (0,22 mm³/L), Bacillariophyceae (0,17 mm³/L) e Coscinodiscophyceae (0,14 mm³/L) foram as classes que mais contribuíram ao biovolume total de fitoplâncton nesta coleta. Seguem em aporte as classes Cryptophyceae (4,1%) e Chlorophyceae (1,1%). A contribuição das classes Chrysophyceae, Euglenophyceae, Trebouxiophyceae, Xanthophyceae, Zygnemaphyceae ao biovolume total foi menor de 1%. Assim, em ordem de importância, *Peridinium umbonatum* (1.2 mm³/L), *Ceratium furcoides* (1,66 mm³/L), *Oscillatoria* sp (0,14 mm³/L), *Urosolenia* c.f. *eriensis* (0,11 mm³/L), *Cryptomonas* c.f. *erosa* (0,08 mm³/L), *Cyclotella* sp (0,08 mm³/L), *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* (0,052

mm^3/L) e *Fragilaria* c.f. *longifusiformis* ($0,045 \text{ mm}^3/\text{L}$) foram as espécies que mais contribuíram ao biovolume total.

Considerando o biovolume total fitoplancônico e o biovolume de cada uma das espécies registradas, com um nível de corte de 1% como aporte ao biovolume total, selecionaram-se 37 espécies descritoras da comunidade fitoplancônica, as quais em conjunto conseguiram aportar o 90% da densidade total em maio e o 94% da densidade total em novembro. A relação entre estas espécies e sua densidade encontra-se na Tabela 12.

Figura 24. Variação do biovolume nas diferentes classes fitoplancônicas registradas no reservatório Paiva Castro em maio de 2014.

Figura 25. Variação do biovolume nas diferentes classes fitoplanctônicas registradas no reservatório Paiva Castro em novembro de 2014.

Tabela 12. Biovolume das espécies descritoras e seu aporte porcentual ao biovolume total fitoplancônico registrada neste estudo.

Espécie	Maio_2014		Novembro_2014	
	Total	%	Total	%
Bacillariophyceae				
<i>Eunotia</i> spp	0,005	1,17		
<i>Fragilaria</i> c.f. <i>longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver et al.			0,045	2,00
<i>Geissleria</i> spp	0,005	1,18		
<i>Pinnularia</i> spp	0,015	3,44		
<i>Surirella</i> sp1	0,019	4,39		
Chlorophyceae				
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Tsarenko	0,002	0,51		
<i>Chlorella</i> sp	0,003	0,63		
<i>Choricystis minor</i> (Skuja) Fott	0,006	1,32		
<i>Closterium</i> c.f. <i>gracile</i> Brébisson ex Ralfs	0,003	0,68		
<i>Cosmarium</i> c.f. <i>rectangulare</i> Grunow var. <i>hexagonum</i> (Elfving) West & West	0,002	0,52		
<i>Cosmarium majae</i> Strøm	0,002	0,52		
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim)	0,002	0,51		
<i>Desmodesmus serratus</i> (Corda) S.S. An, T. Friedl & E. Hegewald)	0,004	0,84		
<i>Hariotina reticulata</i> P.A.Dangeard, Le Botanisteer, sér	0,015	3,42	0,01	1,00
<i>Lacunastrum gracillimum</i> (West & West) McManus	0,01	2,29		
<i>Scenedesmus acuelolatus</i> Reinsch	0,005	1,2		
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E. Hegewald	0,002	0,56		
Coscinodiscophyceae				
<i>Aulacoseira</i> c.f. <i>alpigena</i> (Grunow) Krammer	0,003	0,69	0,014	1,00
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	0,03	7,15	0,027	1,00
<i>Cyclotella</i> sp	0,014	3,34	0,076	4,00
<i>Discostella</i> spp	0,006	1,46	0,016	1,00
<i>Urosolenia</i> c.f. <i>eriensis</i> (Smith) Round & Crawford			0,108	5,00
Cryptophyceae				
<i>Cryptomonas</i> c.f. <i>erosa</i> Ehrenberg	0,129	30,41	0,078	4,00

Espécie	Maio_2014		Novembro_2014	
	Total	%	Total	%
<i>Cryptomonas</i> c.f. <i>brasiliensis</i> A. Castro, C. Bicudo & Bicudo	0,017	3,95		
Cyanobacteria				
Cyanophyceae não identificada	0,003	0,6		
<i>Aphanizomenon</i> sp			0,013	1,00
<i>Dolichospermum</i> sp			0,013	1,00
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	0,008	1,85		
<i>Oscillatoria</i> sp			0,138	7,00
<i>Cylindrospermopsis</i> c.f. <i>raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	0,014	3,32	0,052	3,00
Dinophyceae				
<i>Ceratium furcoides</i> (Levander) Langhans			0,166	8,00
<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein	0,042	10,01	1,195	59,00
Euglenophyceae				
<i>Lepocinclis</i> sp	0,011	2,62		
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	0,007	1,76		
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	0,006	1,45		
Trebouxiophyceae				
<i>Rhodomonas</i> sp	0,004	0,9		
Zignemaphyceae				
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	0,003	0,7		

Índices de diversidade

Os índices de riqueza (S), de diversidade (H'), de dominância (D) e a equitabilidade (J') obtidos para a comunidade fitoplanctônica do reservatório Paiva Castro estão apresentados na Figura 26.

Analisando-se os índices calculados, não foram observadas diferenças acentuadas entre eles nas duas coletas. Contudo, a riqueza de espécies foi maior em maio (82 táxons) do que em novembro (64 táxons). Espacialmente, observou-se um gradiente de diminuição no número de espécies desde o compartimento influenciado pelo rio Juquery ao canal de saída do reservatório. Assim, nas duas coletas, a menor riqueza foi obtida no compartimento canal com 52 táxons em maio e 25 em novembro. Em maio, a maior riqueza foi registrada no compartimento rio com 61 táxons, enquanto que, em novembro foi na barragem onde registrou-se o maior número de espécies (55).

Com relação à diversidade, em maio, os maiores valores do índice de Shannon-Wiener (H') foram registrados na barragem (3,00), seguido do canal (2,75) e por último, do rio (2,63). Igualmente, em novembro, a diversidade foi maior na barragem (2,62), seguido do rio (2,48) e por último da canal (2,32).

Em maio, o índice de dominância de Simpson (D) foi maior na barragem (0,86), seguido do canal (0,83) e por último no rio (0,49). Em novembro, o índice de Dominância foi maior no canal (0,81), seguido do rio (0,76) e da barragem (0,75).

Por último, os resultados relativos à uniformidade de Pielou (J) revelam que em maio, ocorreu uma maior uniformidade na barragem (0,76), seguida do canal (0,69) e do rio (0,64). Já em novembro, a uniformidade foi maior no canal (0,72), seguido do rio (0,69) e a barragem com 0,65. Estas variações na uniformidade refletem variações na distribuição das espécies em função da densidade.

Figura 26. Variação dos índices de diversidade: Riqueza (S), diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (D) e uniformidade de Pielou (J') para a comunidade fitoplantônica nos compartimentos do reservatório Paiva Castro em maio e novembro.

Análise de correspondência canônica

Densidade

Os resultados obtidos para a análise de correspondência canônica (CCA) indicou que não houve correlação entre as variáveis ambientais e a densidade das espécies descritoras da comunidade fitoplantônica. Segundo o Teste Monte Carlo, nenhuma variável apresentou correlação significativa ($p > 0,05$).

Correlação de Pearson

Ainda que a análise de correspondência canônica não tenha apresentado correlações significativas entre a densidade das espécies descritoras e as variáveis ambientais, as correlações de Pearson entre a densidade e o biovolume das classes fitoplanctônicas com as variáveis ambientais permitiram observar algumas correlações significativas (Tabela 13 e Tabela 14).

No caso da densidade fitoplanctônica, as diatomáceas (penais e cêntricas) correlacionaram-se positivamente com a concentrações de nitrato, as clorofíceas mostraram estar relacionadas negativamente com a concentração de fosforo total, as classes Cryptophyceae e Xanthophyceae estiveram correlacionadas positivamente com a transparência, as cianobactérias estiveram correlacionadas positivamente com a concentração de material orgânico e negativamente com o material inorgânico e os dinoflagelados estiveram correlacionados positivamente com as clorofilas *a* e *b*.

Tabela 13. Coeficientes de Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas no Paiva Castro e a densidade das classes fitoplanctônicas. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

Variável	BACI	CHLO	COSC	CRYP	CYAN	DINO	XANT
PZ	*	*	*	0,866*	*	*	0,884*
	*	*	*	0,026	*	*	0,019
OMS	*	*	*	*	0,863*	*	*
	*	*	*	*	0,027	*	*
IMS	*	*	*	*	-0,863*	*	*
	*	*	*	*	0,027	*	*
TP	*	-0,885*	*	*	*	*	*
	*	0,019	*	*	*	*	*
NO₃	0,874*	*	0,851*	*	*	*	*
	0,023	*	0,032	*	*	*	*
CL_b	*	*	*	*	*	0,881*	*
	*	*	*	*	*	0,021	*
CL_c	*	*	*	*	*	0,865*	*
	*	*	*	*	*	0,026	*

No caso do biovolume, as diatomáceas penais e cêntricas estiveram relacionadas positivamente com a concentração do nitrato, as cêntricas também ficaram relacionadas positivamente com o material orgânico e negativamente com o material inorgânico. As classes Cryptophyceae e Xantophyceae estiveram relacionadas positivamente com a transparência. O biovolume das cianobactérias correlacionaram-se positivamente com o material orgânico e a clorofila *b*, entanto que, com o material inorgânico sua correlação foi negativa. Os dinoflagelados estiveram correlacionados positivamente com o material orgânico e as concentrações de nitrato, entanto que, encontraram-se relacionados negativamente com o material inorgânico e as concentrações de amônio (Tabela 13).

Tabela 14. Coeficientes de Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas no Paiva Castro e o biovolume das classes fitoplanctônicas. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	BACI	CHRY	COSC	CRYP	CYAN	DINO	XANT
PZ				0,846*			0,859*
				0,034			0,028
OMS			0,824*		0,863*	0,868*	
			0,044		0,027	0,025	
IMS			-0,824*		-0,863*	-0,868*	
			0,044		0,027	0,025	
NO₃	0,865*	0,879*	0,860*			0,848*	
	0,026	0,021	0,028			0,033	
NH₄						-0,854*	
						0,03	
Cla							
CLb					0,883*		
					0,02		

6.4 Comunidade zooplanctônica

Composição taxonômica

Considerando os rotíferos, cladóceros e copépodos foram identificadas 45 táxons; 28 rotíferos, 15 cladóceros e 2 copépodos (1 Calanoida e 1 Cyclopoida). O total de 88,9% dos táxons registrados foram reportados em maio e 80% em novembro. Em ambas coletas foi o grupo Rotífera quem apresentou o maior número de espécies, seguido dos grupos Cladóceros e o Copépoda (Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida). Para Calanoida e Cyclopoida foram encontrados náuplios e copepoditos. Para a classe Harpacticoida foram registrados só náuplios.

Rotífera

Considerando as duas coletas realizadas foram registrados 28 rotíferos (Tabela 15) distribuídos em 13 famílias, sendo Brachionidae a família representada pelo maior número de táxons (9 em maio e 10 em novembro), seguida das famílias Lecanidae (4 em maio e 3 em novembro), Synchaetidae (2 em maio e 3 em novembro). As famílias Conochilidae e Gastropodidae, estiveram representadas por 2 táxons e as famílias Flosculariidae, Hexarthridae, Notommatidae, Philodinidae, Testudinellidae, Trichocercidae e Philodinidae foram apenas representadas por uma espécie.

Tabela 15. Composição taxonômica da comunidade de Rotífera registrada no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.

Phylum: Rotífera
Classe: Eurotatoria
Subclasse: Bdelloidea_ Hudson, 1884
Família: Philodinidae_ Ehrenberg, 1838
Gênero: <i>Philodina</i> _ Ehrenberg, 1830
<i>Philodina cf roseola</i> Ricci, 1983
Subclasse: Monogononta Plate, 1889
Ordem: Flosculariaceae_ Haring, 1913
Família: Conochilidae_ Haring, 1913
Gênero: <i>Conochilus</i> -Ehrenberg, 1834
<i>Conochilus natans</i> Seligo, 1900

Conochilus unicornis Skorikov, 1914

Familia: Filiniidae_Harring & Myers, 1926
 Gênero: *Filinia* Bory de St. Vincent, 1824
Filinia cf opoliensis Zacharias, 1898

Familia: Hexarthridae_Bartos, 1959
 Gênero: *Hexarthra*-Schmarda, 1854
Hexarthra intermedia intermedia Wiszniewski, 1929

Familia: Flosculariidae_Ehrenberg, 1838
 Gênero: *Ptygura*_Ehrenberg, 1832
Ptygura melicerta Ehrenberg, 1832

Familia: Testudinellidae_Harring, 1913
 Gênero: *Testudinella*_Bory de St. Vincent, 1826
Testudinella mucronata Gosse, 1886

Ordem: Ploima_Hudson & Gosse, 1886

Familia: Asplanchnidae_Eckstein, 1883
 Gênero: *Asplanchna*_Gosse, 1850
Asplanchna priodonta Gosse, 1850

Familia: Brachionidae_Ehrenberg, 1838
 Gênero: *Brachionus*_Pallas, 1766
Brachionus bidentatus bidentatus Anderson, 1989
Brachionus dolabratus dolabratus Harring, 1914
Brachionus falcatus Zacharias, 1898
Brachionus havanaensis havanaensis Rousselet, 1911
Brachionus patulus patulus Müller, 1786

Gênero: *Kellicottia*-Ahlstrom, 1938
Kellicottia bostoniensis Rousselet, 1908

Gênero: *Keratella*-Bory de St. Vincent, 1822
Keratella americana (f. *hispida* nov. F) Carlin, 1943
Keratella cochlearis cochlearis Gosse, 1851
Keratella lenzi lenzi Hauer, 1953

Gênero: *Platyias*_Harring, 1913
Platyias quadricornis Ehrenberg, 1832

Familia: Gastropodidae_Harring, 1913
 Gênero: *Ascomorpha*_Perty, 1850
Ascomorpha eucadis Perty, 1850

Gênero: *Gastropus*-Imhof, 1898
Gastropus hyptopus Ehrenberg, 1838

Familia: Lecanidae_Remane, 1933
 Gênero: *Lecane*_Nitzsch, 1827
Lecane bulla bulla Gosse, 1851
Lecane leontina Turner, 1892
Lecane lunaris Ehrenberg, 1832

Lecane stenroosi Meissner, 1908

Família: Notommatidae-Hudson & Gosse, 1886
 Gênero: *Cephalodella*_Bory de St. Vincent, 1826
Cephalodella gibba Müller, 1773

Família: Synchaetidae_Hudson & Gosse, 1886
 Gênero: *Polyarthra*_Ehrenberg, 1834
Polyarthra aff vulgaris Carlin, 1943
 Gênero: *Synchaeta*_Ehrenberg, 1832
Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832

Família: Trichocercidae_Harring, 1913
 Gênero: *Trichocerca*_Lamarck, 1801
Trichocerca capucina Wierzejski & Zacharias, 1893

Cladóceras

No total foram registrados 15 táxons de Cladóceras (Tabela 16), distribuídos em 7 famílias. Chydoridae, Daphnidae e Sididae, foram as famílias com maior número de espécies, apresentando cada uma 3 táxons em maio e dois táxons em novembro, com exceção da família Sididae. A família Bosminidae apresentou 2 táxons em cada coleta, no entanto as famílias Ilyocriptidae, Macrothricidae e Moinidae estiveram representadas apenas por uma espécie em cada coleta.

Tabela 16. Composição taxonômica da comunidade de Cladóceras registrada no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.

Phylum: Arthropoda
 Subphylum: Crustacea
 Classe: Branchiopoda
 Ordem: Anomopoda
 Família: Chydoridae
 Gênero: *Alonella*_Sars, 1862
Alonella dadayi Birge, 1910
 Gênero: *Coronatella*_Van Dame, 2010
Coronatella poppei Richard, 1897
 Gênero: *Leydigia* Kurz, 1875
Leydigia striata Birabén, 1939
 Gênero: *Pseudochydorus*_Fryer, 1968
Pseudochydorus globosus Baird, 1850

Família: Ilyocryptidae_Smirnov, 1992
 Gênero: *Ilyocryptus*-Sars, 1861
 Ilyocryptus spinifer Herrick, 1882
 Família: Macrothricidae_Norman & Brady, 1867
 Gênero: *Macrothrix*_Baird, 1843
 Macrothrix elegans Sars, 1901
 Família: Moinidae_Goulden, 1967
 Gênero: *Moina*_Baird, 1850
 Moina minuta Hansen, 1899
 Família: Bosminidae_Sars, 1865
 Gênero: *Bosmina*_Baird, 1845
 Bosmina hagmanii Stingelin, 1904
 Gênero: *Bosminopsis*_Richard, 1895
 Bosminopsis deitersi Richard, 1895
 Família: Daphnidae-Straus, 1820
 Gênero: *Ceriodaphnia*_Dana, 1853
 Ceriodaphnia cornuta cornuta Sars, 1886
 Ceriodaphnia cornuta f *righaudi* Sars, 1886
 Gênero: *Daphnia* O. F_Muller, 1785
 Daphnia gessneri Herbst, 1967
 Ordem: Ctenópoda
 Família: Sididae_barid, 1850
 Gênero: *Diaphanosoma*_Fischer, 1850
 Diaphanosoma birgei Korinek, 1981
 Diaphanosoma brevirreme Sars, 1901
 Diaphanosoma polypsina Korovchinsky, 1982

Copépoda

Apenas foram registradas dos táxons, *Notodiaptomus spinuliferus* (família Diaptomidae, Ordem Calanoida) e *Termocyclops decipiens* (família Cyclopidae, Ordem Cyclopoida). Neste estudo, o grupo Copépoda esteve representado principalmente pelos náuplios e copepoditos ciclopóides e calanóides e em menor número por náuplios do ordem Harpacticoida (Tabela 17).

Tabela 17. Composição taxonômica da comunidade de Copépoda registrada no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014.

Phylum: Arthropoda
Subphylum: Crustacea
Classe: Copépoda
Ordem: Calanoida
Copepoditos
Náuplios
Família: Diaptomidae
Gênero: <i>Notodiaptomus</i> _Kiefer, 1936
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> Dussart & Matsumura-Tundisi, 1986
Ordem: Cyclopoida
Copepoditos
Náuplios
Família: Cyclopidae_Dana, 1853
Gênero: <i>Thermocyclops</i> _Kiefer, 1927
<i>Thermocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929
Ordem: Harpacticoida
Náuplios

No reservatório Paiva Castro, o grupo com maior representatividade na riqueza foi Rotífera, seguido de Cladóceras e Copépoda. A maior riqueza de Rotífera é um padrão observado em ambientes aquáticos tropicais por muitos autores (ROCHA et al., 1995; STARLING, 2001; LANSAC-TÔHA et al., 2003). As espécies de Rotífera e Cladóceras encontradas neste estudo são encontradas geralmente em reservatórios e a maioria delas são comuns na coluna de água perto da superfície, onde podem encontrar seu alimento (MARGALEF, 1983).

Frequência de ocorrência

Na Tabela 18 é apresentada a relação das espécies da comunidade zooplancônica e sua frequência de ocorrência no reservatório Paiva Castro nas coletas realizadas em maio e novembro de 2014. As espécies de Rotífera classificadas como constantes foram *Gastropus hyptopus* e *Keratella americana* (f. *hispida* nov. F), além destas, *Ascomorpha eucadis*, *Kellicottia bostoniensis* e *Ptygura melicerta* foram constantes em maio, e *Asplanchna priodonta*, *Brachionus*

dolabratus dolabratus, *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis cochlearis*, *Polyarthra aff vulgaris* e *Trichocerca capucina* foram constantes em novembro.

As espécies mais raras deste grupo foram *Lecane leontina*, *Lecane lunaris*, *Philodina* cf *roséola* e *Testudinella mucronata* em maio, tanto que, *Brachionus havanaensis havanaensis*, *Filinia* cf *opoliensis* e *Keratella lenzi lenzi* foram as mais raras em novembro. Com exceção de *Lecane leontina*, as outras espécies raras da coleta de maio, também foram exclusivas desta coleta, já que não observaram-se em novembro. As espécies *Asplachna priodonta*, *Brachionus patulus patulus*, *Conochilus natans* e *Filinia* cf *opoliensis* foram exclusivas na coleta de novembro.

Para o grupo dos cladóceros, as espécies *Bosmina hagmanii*, *Bosminopsis deitersi* e *Moina minuta* foram constantes nas duas coletas. Dos representantes da família Chydoridae foram as espécies classificadas como raras, *Pseudochydorus globosus* em maio e *Coronatella poppei* em novembro. As espécies *Alonella dadayi*, *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma brevireme* e *Pseudochydorus globosus* foram exclusivas da coleta de maio, entretanto, apenas a espécie *Leydigia striata* foi exclusiva na coleta de novembro.

No caso dos copépodos, as duas espécies registradas, *Notodiaptomus spinuliferus* (Calanoida) e *Termocyclops decipiens* (Cyclopoida) apresentaram ocorrência frequente nas duas coletas. Neste grupo, com exceção dos copepoditos calanóides, os náuplios de Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoida foram constantes no estudo.

Algumas das espécies encontradas neste estudo como *Polyarthra aff vulgaris*, *Kellicottia bostoniensis*, *Ceriodaphnia cornuta cornuta*, *Daphnia gessneri*, *Ptygura sp.* já foram encontradas nos reservatórios Broa (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 1976), Lago Dourada (MELÃO, 1997) e Ponte Nova (SENDACZ & SANTOS, 2006), reservatórios que apresentavam também características oligotróficas e onde também a comunidade zooplancônica foi dominada pelos rotíferos em densidade e pelos cladóceros em biomassa.

Considerando as duas coletas, foram selecionadas 22 espécies descritoras da comunidade zooplancônica, 11 rotíferos, 9 cladóceros e 2 copépodos além dos náuplios e copepoditos, todas elas estão indicadas com (*) na Tabela 18.

Densidade Relativa (%)

A Figura 27 apresenta a contribuição (%) dos principais grupos (Rotífera, Cladóceras e Copépoda) à densidade total da comunidade zooplanctônica nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014. Verifica-se que em geral, houve variações na densidade zooplanctônica entre os compartimentos do reservatório e entre os dois momentos de amostragem.

Nas duas coletas a densidade aumentou no sentido montante-jusante. Em maio, a maior densidade relativa foi registrada no canal (50,2%) e em novembro, a maior densidade relativa registrou-se na barragem (63,7%). A menor densidade foi registrada no compartimento influenciado pelo rio Juqueri (7,3% em maio e 2,4% em novembro). Entre os grupos, os rotíferos apresentaram a maior densidade relativa em todos os compartimentos e nas duas coletas, 46,4% em maio e 80,7% em novembro.

Tabela 18. Táxons presentes na comunidade zooplanctônica, suas frequências de ocorrência (%), e classificação no reservatório Paiva Castro nas coletas de maio e novembro de 2014. (*) espécie descritora.

MORFOESPECIES	25/05/2014		12/11/2014	
	%	Classificação	%	Classificação
ROTIFEROS				
<i>Ascomorpha eucadis</i> (*)	100	Constante	67	Frequente
<i>Asplanchna priodonta</i> (*)			100	Constante
<i>Brachionus bidentata bidentata</i>	56	Frequente	22	Comum
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i>	44	Comum	100	Constante
<i>Brachionus falcatus falcatus</i>	78	Frequente	22	Comum
<i>Brachionus havanaensis havanaensis</i>	22	Comum	11	Rara
<i>Brachionus patulus patulus</i>			33	Comum
<i>Cephalodella gibba</i>	33	Comum		
<i>Conochilus natans</i>			56	Frequente
<i>Conochilus unicornis</i> (*)	78	Frequente	100	Constante
<i>Filinia cf opoliensis</i>			11	Rara
<i>Gastropus hyptopus</i> (*)	100	Constante	100	Constante
<i>Hexarthra intermedia</i>	56	Frequente	67	Frequente
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (*)	100	Constante	33	Comum

MORFOESPECIES	25/05/2014		12/11/2014	
	%	Classificação	%	Classificação
<i>Keratella americana</i> (f. <i>hispida</i> nov. F) (*)	89	Constante	100	Constante
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i> (*)	78	Frequente	100	Constante
<i>Keratella lenzi lenzi</i>	33	Comum	11	Rara
<i>Lecane bulla</i>	33	Comum	44	Comum
<i>Lecane leontina</i>	11	Rara	22	Comum
<i>Lecane lunares</i>	11	Rara		
<i>Lecane stenroosi</i>	44	Comum	44	Comum
<i>Philodina</i> cf <i>roséola</i>	11	Rara		
<i>Platyas quadricornis quadricornis</i>	33	Comum	56	Frequente
<i>Polyarthra aff vulgaris</i> (*)	78	Frequente	89	Constante
<i>Ptygura melicerta</i> (*)	89	Constante	78	Frequente
<i>Synchaeta pectinata</i> (*)	78	Frequente	78	Frequente
<i>Testudinella mucronata</i>	11	Rara	0	
<i>Trichocerca capucina</i> (*)	44	Comum	100	Constante
CLADOCEROS				
<i>Alonella dadayi</i>	22	Comum		
<i>Bosmina hagmanii</i> (*)	100	Constante	100	Constante
<i>Bosminopsis deitersi</i> (*)	100	Constante	100	Constante
<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i> (*)	44	Comum	22	Comum
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> f <i>rigaudii</i> (*)	67	Frequente	67	Frequente
<i>Coronatella poppei</i>	44	Comum	11	Rara
<i>Daphnia gessneri</i> (*)	78	Frequente		
<i>Diaphanosoma birgei</i>	22	Comum		
<i>Diaphanosoma brevireme</i> (*)	56	Frequente		
<i>Diaphanosoma polypsina</i> (*)	44	Frequente	78	Frequente
<i>Illiocryptus spinifer</i> (*)	44	Frequente	67	Frequente
<i>Leydigia striata</i>			22	Comum
<i>Macrothrix</i> cf <i>triserialis</i>	22	Comum	11	Rara
<i>Moina minuta</i> (*)	100	Constante	100	Constante
<i>Pseudochydorus globosus</i>	11	Rara		
COPEPODOS				
Copepoditos Calanoida (*)	100	Constante	78	Frequente
Copepoditos Cyclopoida (*)	100	Constante	100	Constante
Náuplios Calanoida (*)	100	Constante	100	Constante

MORFOESPECIES	25/05/2014		12/11/2014	
	%	Classificação	%	Classificação
Náuplios Cyclopoida (*)	100	Constante	100	Constante
Náuplios Harpacticoida (*)	100	Constante	100	Constante
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> (*)	78	Frequente	56	Frequente
<i>Termocyclops decipiens</i> (*)	56	Frequente	56	Frequente

Em relação aos microcrustáceos, os cladóceros e copépodos mostraram uma alternância no seu aporte à densidade total zooplanctônica. Assim, em maio, depois dos rotíferos, seguiram-se os copépodos contribuindo com 43,7% à densidade relativa. Em novembro, depois dos rotíferos, seguiram os cladóceros, os quais contribuíram com 18% à densidade total zooplanctônica. A contribuição dos cladóceros em maio foi de 9,9% e de 2,2% por parte dos copépodos em novembro.

Em geral, verifica-se que rotífera foi o grupo mais abundante durante o estudo e também que a comunidade zooplanctônica apresenta mudanças temporais na densidade dos cladóceros e copépodos, demonstrando uma alternância destes grupos na comunidade. Os resultados de riqueza e abundância observados neste estudo são explicados pela maior taxa de renovação da água dos reservatórios, situação que contribui com o predomínio de espécies de mais rápida multiplicação como são os rotíferos e os cladóceros.

Densidade Total

Na Figura 28 e Figura 29 estão apresentados os resultados da densidade da comunidade zooplanctônica no reservatório Paiva Castro. A densidade total para o mês de maio foi de 75.878 ind/m³. Nesta coleta, a densidade dos rotíferos foi de 35.180 ind/m³, dos cladóceros foi de 7.514 ind/m³ e dos copépodos foi de 33.184 ind/m³.

No caso dos rotíferos, as famílias Brachionidae e Conochilidae apresentaram a maior densidade com 17.381 ind/m³ e 12.252 ind/m³, respectivamente. Seguiram as famílias Gastropidae (3.334 ind/m³) e Synchaetidae (1.904 ind/m³). A contribuição das outras famílias não alcançou nem 1% da densidade total. De acordo com as famílias representativas neste grupo, *Kellicottia bostoniensis* (16.889 ind/m³), *Conochilus unicornis* (12.252 ind/m³), *Gastropus*

hyptopus (2.839 ind/m³) e *Synchaeta pectinata* (1.000 ind/m³) foram os rotíferos que apresentaram a maior densidade.

Figura 27. Variação da densidade relativa (%) dos grupos Cladócera, Copépoda e Rotífera nos compartimentos rio (PC-R), canal (PC-C) e barragem (PC-B) do reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.

Nos microcrustáceos, os náuplios e copepoditos juntos (NauCop) apresentaram a maior densidade (33.109 ind/m³), particularmente aqueles do ordem Cyclopoida. Dentro dos cladóceros, as famílias Bosminidae e Moinidae apresentaram a maior densidade (6.528 ind/m³ e 540 ind/m³, respectivamente), sendo *Bosminopsis deitersi* (4.519 ind/m³), *Bosmina hagmanni* (2.010 ind/m³) e *Moina minuta* (540 ind/m³) os cladóceros representantes nesta coleta. As outras famílias não alcançaram nem 1% da densidade total.

Figura 28. Densidade numérica total das famílias do grupo Rotífera no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.

A densidade total registrada na coleta de novembro foi de 171.073 ind/m³, neste caso, a densidade dos rotíferos foi maior do que a dos microcrustáceos (138.065 ind/m³ e 33.007 ind/m³, respectivamente). As famílias Asplachnidae e Gastropidae apresentaram a maior densidade com 52.741 ind/m³ e 41.596 ind/m³, respectivamente. Seguiram as famílias Conochilidae (17.017 ind/m³), Synchaetidae (10.480 ind/m³), Brachionidae (7.596 ind/m³) e Trichocercidae (4.992 ind/m³) e Floscularidae (2.845 ind/m³). As outras famílias não alcançaram nem 1% da densidade total.

De acordo com este resultado, *Asplachna priodonta* (52.741 ind/m³), *Gastropus hyptopus* (41.440 ind/m³), *Conochilus unicornis* (16.983 ind/m³), *Polyarthra* aff *vulgaris* e *Synchaeta pectinata* (6.502 ind/m³ e 3.978 ind/m³); *Keratella americana* (f. hispida nov. F), (4.467 ind/m³),

Kellicottia bostoniensis (11.733 ind/m³) e *Keratella cochlearis cochlearis* (1.134 ind/m³); *Trichocerca capucina* (4.992 ind/m³) e *Ptygura melicerta* (2.845 ind/m³) foram as espécies com maior densidade em novembro.

No caso dos microcrustáceos, Bosminidae foi a família dos cladóceros que apresentou a maior densidade (27.934 ind/m³), sendo *Bosminopsis deitersi* (26.860 ind/m³) e *Bosmina hagmanii* (1.074 ind/m³), as espécies representativas. Seguiram os náuplios e copepoditos juntos (NauCop) com uma densidade de 2.133 ind.m³ representados principalmente pelo ordem Cyclopoida. Por último, encontram-se as famílias Moinidae e Sididae com 1.307 ind/m³ e 1.267 ind/m³, respectivamente, sendo *Moina minuta* e *Diaphanosoma polypsina* as únicas espécies representativas destas famílias.

Em geral, nas duas coletas, a densidade nos grupos Rotífera, Cladócera e Copépoda aumentou no sentido montante-jusante. Em concordância com as famílias representativas pela sua contribuição à densidade total zooplancônica e considerando um nível de corte de 1%, foram selecionadas 22 espécies descritoras, as quais estão relacionadas com sua densidade total na Tabela 19.

Figura 29. Densidade numérica total das famílias dos Microcrustáceos no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.

Biomassa relativa (%)

A Figura 30 apresenta os resultados referentes à biomassa relativa dos principais grupos da comunidade zooplancônica (Rotífera, Cladóceras e Copépoda) nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014. Verifica-se, uma variação da biomassa dos principais grupos da comunidade zooplancônica entre os compartimentos do reservatório e entre as duas coletas realizadas.

Em ordem de aporte à biomassa total, os cladóceros apresentaram a maior biomassa relativa, aportando com 74,2%; seguem os rotíferos com um aporte de 18% e por último estão os copépodos com 7,7% da biomassa total. Nas duas coletas, os compartimentos canal e barragem foram os que apresentaram a maior biomassa relativa. Em maio, a zona de transição apresentou 93% da biomassa total, entretanto em novembro a biomassa foi de 99,5%.

Tabela 19. Densidade (ind.m3) das espécies descritoras da comunidade zooplancônica nos compartimentos rio, canal e barragem do reservatório Paiva Castro e seu aporte porcentual ao biovolume total fitoplanctônico registrada neste estudo.

SIGLA	TAXON	Maio_2014			Novembro_2014		
		Rio	Canal	Barragem	Rio	Canal	Barragem
Rotíferos							
Aseu	<i>Ascomorpha eucadis</i>	66,45	72,81	25,86		15	37
Aspp	<i>Asplachna priodonta</i>				38,69	6111	11430
Cuni	<i>Conochilus unicornis</i>	4,21	3177,51	902,38	21,03	2639	3001
Ghy	<i>Gastropus hyptopus</i>	42,05	147,61	756,51	91,68	3284	10438
Kam	<i>Keratella americana</i> (f. <i>hispida</i> nov. F)	14,3	11,53	18,29	108,5	648	733
Kbo	<i>Kellicottia bostoniensis</i>	1748,62	2145,38	1735,8	577,83		
Kcc	<i>Keratella cochlearis cochlearis</i>	16,82	28,84	21,66	50,47	264	63
Pme	<i>Ptygura melicerta</i>	18,5	18,47	15,88	6,73	119	823
Pvu	<i>Polyarthra aff vulgaris</i>	5,05	88,95	207,22	7,57	160	1999
Syp	<i>Synchaeta pectinata</i>	1,68	119,49	212,27	2,52	969	355
Trca	<i>Trichocerca capucina</i>		2,7	4,84	43,74	962	658
Microcrustáceos							
Bdt	<i>Bosminopsis deitersi</i>	37,008	1060,688	408,559	105	3247	5602
Bhg	<i>Bosmina hagmanii</i>	47,942	116,07	505,915	65	144	149
Ccc	<i>Ceriodaphnia cornuta cornuta</i>		13,517	0,631		1	1
Ccr	<i>Ceriodaphnia cornuta rigaudii</i>		7,66	7,99		25	12
Dbv	<i>Diaphanosoma brevireme</i>		10,634	9,252			
Dgs	<i>Daphnia gessneri</i>	42,896	3,334	0,631			
Dpy	<i>Diaphanosoma polypsina</i>		9,642	3,154	2	101	320
Isp	<i>Illicryptus spinifer</i>	2,523	20,006				
Mmt	<i>Moina minuta</i>	7,57	97,326	75,067	16	125	294
Copépodos							
NauCop	NauCop	312,04	5502,99	5221,27	87	316	285
Nspi	<i>Notodiaptomus spinuliferus</i>	5,05	6,31	2,73		5	5
Tdec	<i>Termocyclops decipiens</i>	1,68	3,6	5,68		3	8

Figura 30. Biomassa relativa (%) dos principais grupos da comunidade zooplancônica nos compartimentos rio, barragem e canal do reservatório Paiva castro em maio e novembro de 2014.

Particularmente, em maio, os náuplios e copepoditos juntos (NauCop) apresentaram a maior contribuição à biomassa total com o 59,19%. Seguiram a família Bosminidae (23,03%), Diaptomidae (4,48%), Conochilidae (3,85%), Daphnidae (1,86%), Moinidae (1,44%), Cyclopidae (1,36%), Synchaetidae (1,22%), Gastropidae (1,18%), Sididae (1,05%) e Brachionidae (1%). As outras famílias não alcançaram nem 1% da biomassa total.

Em novembro, a família Bosminidae apresentou o maior aporte à biomassa total com 78,17%. Seguiram a família Asplachnidae com 15,33%, Gastropidae (1,77%) e Sididae, Synchaetidae, os náuplios e copepoditos e Conochilidae com aproximadamente 1% da biomassa total. As demais famílias de rotíferos e microcrustáceos não alcançaram nem 1%.

De uma forma geral verifica-se que grupos como Rotífera que contribuiu significativamente à densidade relativa, teve baixa representatividade na biomassa relativa, no

entanto, os grupos de maior tamanho como Cladóceras e os náuplios de Cyclopoida e Calanoida contribuíram de forma importante à biomassa relativa.

Biomassa total

Na Figura 31 e a Figura 32 estão apresentados os resultados da biomassa da comunidade zooplancônica no reservatório Paiva Castro. Para o mês de maio a biomassa total foi de 8169 µgPS.m³ e de 70583 µgPS.m³ para o mês de novembro.

Em maio, os rotíferos apresentaram uma biomassa de 591 µgPS.m³ e os microcrustáceos de 7577 µgPS.m³. Dentro dos rotíferos, as famílias Conochilidae (314 µgPS.m³), Synchaetidae (100 µgPS.m³), Gastropidae (97 µgPS.m³) e Brachionidae (61 µgPS.m³) apresentaram a maior biomassa nesta coleta. De acordo com as famílias representativas neste grupo, *Conochilus unicornis* (314 µgPS.m³); *Synchaeta pectinata* (72 µgPS.m³), *Gastropus hyptopus* (88 µgPS.m³) e *Kellicottia bostoniensis* (53 µgPS.m³) foram as espécies com maior biomassa.

No caso dos microcrustáceos, para os copépodos, foram náuplios e copepoditos juntos os que apresentaram a maior biomassa com 4.835 µgPS/m³, representados principalmente por os náuplios Cyclopoida (2.414 µgPS/m³) e os copepoditos Cyclopoida (1.333 µgPS/m³). Seguiu-se em biomassa, a família Diaptomidae com 366 µgPS.m³, sendo o *Notodiaptomus spiniferus* o único representante e Cyclopidae com 111 µgPS.m³, sendo *Termocyclops decipiens* o único representante.

Dentro dos cladóceros, Bosminidae (1881 µgPS/m³), Daphnidae (152 µgPS/m³), Moinidae (118 µgPS/m³) e Sididae (86 µgPS/m³) foram as famílias com maior biomassa, sendo *Bosminopsis deitersi* (1108 µgPS/m³) e *Bosmina hagmanii* (773 µgPS/m³); *Daphnia gessneri* (118 µgPS/m³), *Moina minuta* (118 µgPS/m³) e *Diaphanosoma polypsina* (42 µgPS/m³) e *Diaphanosoma brevireme* (40 µgPS/m³), as espécies com maior biomassa respectivamente.

Em novembro, os rotíferos apresentaram uma biomassa de 13.602 µgPS/m³ e os microcrustáceos de 56.981 µgPS/m³. Dentro dos rotíferos, as famílias Asplachnidae (10.820 µgPS/m³), Gastropidae (1.252 µgPS/m³), Synchaetidae (531 µgPS/m³), Conochilidae (440 µgPS/m³), Trichocercidae (326 µgPS/m³), Floscularidae (152 µgPS.m³) e Brachionidae (54 µgPS/m³) apresentaram a maior biomassa. De acordo com este resultado, *Asplanchna priodonta*

(10.820 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), *Gastropus hyptopus* (1.248 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), *Polyarthra aff vulgaris* (269 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$) e *Synchaeta pectinata* (262 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$); *Conochilus unicornis* (439 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$); *Trichocerca capucina* (326 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$) e *Ptygura melicerta* (152 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), foram as espécies com maior biomassa.

Figura 31. Biomassa numérica total das famílias do grupo Rotífera no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014.

No caso dos microcrustáceos, para os cladóceros, Bosminidae (55.172 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), Sididae (637 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$) e Moinidae (269 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), as famílias com maior biomassa, sendo então, *Bosminopsis deitersi* (54.778 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$) e *Bosmina hagmanii* (394 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$); *Diaphanosoma polypsina* (637 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$) e *Moina minuta* (269 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), as espécies representativas em biomassa. Nos copépodos, novamente são os náuplios e copepoditos juntos, os quais apresentam a maior biomassa (477 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), representados principalmente por aqueles do ordem

Cyclopoida; (copepoditos com 212 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$ e náuplios com 97 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$), o único representante registrado da família Diaptomidae, *Notodiaptomus spinuliferus* com 222 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$ e o único representante da família Cyclopidae, *Termocyclops decipiens* com 83 $\mu\text{gPS}/\text{m}^3$.

Figura 32. Biomassa numérica total das famílias dos Microcrustáceos no reservatório Paiva Castro em maio e novembro de 2014

Considerando a variação longitudinal da biomassa, a biomassa de todas as famílias do grupo Rotífera aumentou no sentido montante-jusante, sendo o canal de saída o compartimento que apresentou a maior biomassa para Rotífera. Para os cladóceros, a exceção da família Daphnidae, cuja biomassa diminui no sentido montante-jusante, a zona de transição também foi o compartimento onde registrou-se a maior biomassa para este grupo. Este comportamento também foi apresentado pelos copépodos (náuplios, copepoditos, Diaptomidae e Cyclopidae). Em

novembro, a barragem foi o compartimento onde registrou-se a maior biomassa para todos os grupos.

Índices de diversidade

Os índices de riqueza (S), de diversidade (H'), de dominância (D) e a equitabilidade (J') obtidos para a comunidade zooplancônica do reservatório Paiva Castro estão apresentados na Figura 33. Analisando-se os índices calculados, não foram observadas diferenças acentuadas para eles entre as duas coletas.

A riqueza de espécies foi maior em maio (40 táxons) do que em novembro (36 táxons). Espacialmente, observou-se um gradiente de aumento no número de espécies desde o compartimento influenciado pelo rio Juquery até a barragem. Assim, nas duas coletas, a menor riqueza foi obtida no compartimento rio com 23 táxons, e a maior riqueza no compartimento canal com 33 táxons em maio e 29 táxons em novembro.

Com relação à diversidade, em maio, os maiores valores do índice de Shannon-Wiener (H') foram registrados na barragem (2,29), seguido do canal (2,00) e por último, do rio (1,37). Já em novembro, a diversidade foi maior no rio (2,16), seguido do canal (2,01) e por último da barragem (1,72).

O índice de dominância de Simpson para maio (D) foi maior na barragem (0,86), seguido do canal (0,83) e por último no rio (0,49). Em novembro, o índice de Dominância foi maior no canal (0,81), seguido do rio (0,76) e da barragem (0,75).

Por último, os resultados relativos à uniformidade de Pielou (J) revelam que em maio, ocorreu uma maior uniformidade na barragem (0,73), seguida do canal (0,57) e do rio (0,45). Já em novembro, a uniformidade foi maior no rio, (0,69), seguido do canal (0,60) e a barragem com 0,53.

Os menores valores de riqueza, diversidade e uniformidade para o compartimento rio estão relacionados com as características lógicas deste compartimento, já que a turbulência dificulta o estabelecimento e dominância de algumas espécies da comunidade zooplancônica, como por exemplo de espécies de cladóceros, os quais tem baixa capacidade natatória e não conseguem vencer as correntes de água (Elmoor-Loureiro, 1997).

Figura 33. Variação dos índices de diversidade: Riqueza (S), diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (D) e uniformidade de Pielou (J') para a comunidade zooplancônica nos compartimentos do reservatório Paiva Castro em maio e novembro.

Análise de agrupamento

A análise de agrupamento baseada nos valores de densidade das espécies registradas para a comunidade zooplancônica nos diferentes pontos de coleta dos três compartimentos do reservatório Paiva Castro separa os pontos do compartimento rio nas duas coletas daqueles pontos correspondentes aos compartimentos canal e barragem, sugerindo a existência de duas zonas no reservatório, a zona influenciada pela entrada do rio Juquery e a zona de transição (canal-barragem). Com um coeficiente de correlação de 0.94, a separação observada na análise de dissimilaridade de Bray-Curtis mostra as diferenças na densidade zooplancônica entre os compartimentos.

De forma aproximada, pode se inferir que as densidades zooplancônicas da zona influenciada pelo rio Juquery foram dissemelhantes em 10% das densidades registradas na zona de transição. As densidades registradas na zona de transição apresentaram uma dissimilaridade de aproximadamente 30% entre as duas coletas. Em relação à variação temporal, a análise de agrupamento não evidenciou um padrão marcado de heterogeneidade temporal (Figura 34).

Figura 34. Diagrama de similaridade de Bray-Curtis baseada na densidade (ind.m³) da comunidade zooplancônica no reservatório Paiva Castro registrada em maio e novembro de 2014.

Análise de correspondência canônica (CCA)

Densidade

Os resultados obtidos para a análise de correspondência canônica (CCA) para os rotíferos e microcrustáceos que conseguiram ser descritores da densidade e biomassa da comunidade zooplancônica e as variáveis ambientais são apresentadas na Figura 35 e Figura 36.

A porcentagem total explicada, pelos dois primeiros componentes na análise de correspondência canônica (CCA) para a densidade das espécies descritoras de rotífera (Figura 39) e as variáveis ambientais foi de 87,2%. De acordo com o teste de Monte Carlo (com 999 permutações irrestritas), as concentrações de fósforo total, de amônio, de clorofila *a*, e a transparência (PZ) foram as variáveis que apresentaram correlações significativas ($p < 0,05$) na análise de correspondência canônica, e que provavelmente mais influenciaram as populações de Rotífera no reservatório Paiva Castro.

Todas as amostras correspondentes aos pontos de coleta de maio para os compartimentos rio, canal e barragem e as espécies *Ascomorpha eucadis* (Aseu) e *Keratella bostoniensis* (Kbo), ficaram ordenadas positivamente com o eixo 1, associadas às concentrações de amônio e material suspenso inorgânico. No lado negativo do eixo 1, ficaram ordenadas as variáveis fósforo total (PT), nitrito (NO₂), clorofila *a*, clorofila *b*, clorofila *c* e material suspenso orgânico (SSTO) junto com todas as amostras correspondentes à coleta realizada em novembro nos compartimentos barragem e no canal, assim como com as espécies *Asplanchna priodonta* (Aspp) e *Trichocerca capucina* (Trca).

No eixo 2, encontraram-se ordenadas positivamente as espécies *Asplanchna priodonta* (Aspp), *Trichocerca capucina* (Trca), *Keratella americana* (Kam), *Kellicottia bostoniensis* (Kbo) e *Keratella cochlearis* (Kcc). No lado negativo deste eixo ficaram ordenadas as variáveis limnológicas transparência e material suspenso orgânico junto com as espécies *Ascomorpha eucadis* (Aseu), *Conochilus unicornis* (Cuni), *Polyarthra aff vulgaris* (Pvu) e *Synchaeta pectinata* (Syp).

Figura 35. Diagrama de ordenação canônica CCA da densidade das espécies descritoras (Rotífera) do reservatório Paiva Castro nos meses maio e novembro de 2014 e as variáveis limnológicas zona fótica (PZ), material orgânico suspenso (SSTO), material inorgânico suspenso (SSTI), fósforo total (PT), nitrito (NO₂), amônio (NH₄), clorofila *a* (CLa), clorofila *b* (CLb) e clorofila *c* (CLc).

No caso da análise de correspondência para a densidade dos microcrustáceos descritores (Figura 26) e as variáveis ambientais, a porcentagem total explicada pelos dois primeiros componentes foi de 71,82%. De acordo com o teste Monte Carlo (com 999 permutações irrestritas), as variáveis que tem maior influência nas populações de Cladóceras são as concentrações de clorofila *a*, clorofila *b*, amônio, material inorgânico, fósforo total e a transparência (PZ), pois apresentaram correlações significativas ($p < 0,05$). Associadas a estas variáveis encontraram-se as espécies *Bosminopsis deitersi* (Bdt), *Ceriodaphnia cornuta* f. *rigaudii* (Ccr), *Diaphanosoma polypsina* (Dpy), *Moina minuta* (Mmt) e *Termocyclops decipiens* (Tdec), as quais também estão relacionadas com a disponibilidade de nutrientes.

As espécies *Daphnia gessneri* (Dgs), os náuplios e copepoditos (NauCop) e o *Notodiaptomus spinuliferus* (Nspi) estiveram associadas às concentrações de amônio e de material inorgânico e ficaram ordenadas positivamente com o eixo 1. No eixo 2, a zona fótica (PZ) foi a variável limnológica que esteve relacionada positivamente com o eixo. Aqui as espécies *Ceriodaphnia cornuta cornuta* (Ccc), *Diaphanosoma brevireme* (Dbv) e o *Ilyocryptus spinifer* (Isp) também encontraram-se ordenadas positivamente com este eixo.

Figura 36. Diagrama de ordenação canônica CCA da densidade das espécies descritoras do grupo microcrustáceos do reservatório Paiva Castro nos meses maio e novembro de 2014 e as variáveis limnológicas zona fótica (PZ), material orgânico suspenso (OMS), material inorgânico suspenso (IMS), fosforo total (TP), nitrito (NO2), amônio (NH4), clorofila *a* (CLa), clorofila *b* (CLb) e clorofila *c* (CLc).

7 DISCUSSÃO

7.1 Variáveis limnológicas: Heterogeneidade espacial e temporal

Nos reservatórios são observadas condições de heterogeneidade espacial e temporal relacionadas à variabilidade espacial e temporal das características físicas, químicas e biológicas. A distribuição de fatores físicos e químicos é responsável pelo desenvolvimento e estabelecimento das comunidades, uma vez que essas variáveis alternam as condições do sistema através dos movimentos de massa de água, gases e nutrientes (INFANTE, 1988).

Como ecossistemas aquáticos, os reservatórios estão influenciados pelos fatores climatológicos, já que variáveis como a precipitação e a velocidade do vento propiciam a circulação das massas de água, o influxo de nutrientes e variação no nível de água (SANTOS, 2010).

No ano 2014, o período tradicionalmente chuvoso na região sudeste, sofreu uma estiagem atípica, os índices pluviométricos observados não foram suficientes para repor a água consumida diariamente no Sistema Cantareira. Em consequência o volume acumulado no sistema de 1.100 hm³ (hectômetros cúbicos de água) disponíveis no início do ano de 2013, caiu para 500 hm³ no segundo semestre de 2014 (ANA, 2014). O volume de água armazenada no sistema, segundo a Sabesp, vinha caindo desde o segundo semestre de 2013, conforme na Tabela 20.

Assim, o presente estudo foi realizado no médio da escassez de água, pois a redução do volume disponível nos primeiros quatro reservatórios do Sistema Cantareira também afetou o volume disponível do reservatório Paiva Castro e, como consequência, à dinâmica do ecossistema como um todo.

Em relação à heterogeneidade ambiental, a profundidade máxima é a primeira variável que indicou a heterogeneidade espacial horizontal no reservatório Paiva Castro, diferenciando três zonas: a) zona influenciada pela entrada do rio Juquery, b) o canal de saída de água para o reservatório Águas Claras e c) a barragem. Trabalhos anteriores na represa Paiva Castro

(CARDOSO-SILVA, 2013) também reportaram a barragem como o compartimento com a maior profundidade máxima.

Tabela 20. Dados sobre o volume disponível no sistema equivalente do Cantareira que considera os reservatórios Jaguari-Jacarei, Cachoeira e Atibainha.

1º Dia do Mês	Volume de água disponível no Sistema Cantareira	1º Dia do Mês	Volume de água disponível no Sistema Cantareira
mai/13	62,79%	mar/14	21,73%
jun/13	59,22%	abr/14	13,03%
jul/13	56,52%	mai/14 *	10,20%
ago/13	53,25%	jun/14	24,56%
set/13	47,08%	jul/14	20,08%
out/13	40,05%	ago/14	14,97%
nov/13	36,46%	set/14	10,54%
dez/13	31,51%	out/14 *	6,43%
jan/14	27,08%	nov/14	11,99%
fev/14	21,73%	dez/14	8,40%

* Reserva técnica em operação.

Igual que a profundidade máxima, a transparência também verificou a heterogeneidade espacial, aumentando no sentido montante-jusante, sendo o compartimento rio, a zona com os valores médios mais baixos durante o estudo. Este aumento gradual da penetração da luz no sentido montante-jusante está relacionado com a capacidade de retenção de sólidos em suspensão que existe em cada compartimento do reservatório. Neste caso, a maior profundidade da barragem favorece tal evento (TUNDISI et al., 1993).

De acordo com Wetzel (1993), em reservatórios tropicais a transparência da água encontra-se relacionada com a quantidade de material suspenso na coluna d'água, tanto particulado como dissolvido, mantendo uma relação direta com a produção autóctone e com as entradas alóctones que ocorrem nos sistema. Assim, a menor transparência no compartimento rio é explicada pela maior quantidade de sólidos suspensos encontrados neste compartimento, os quais chegam dos reservatórios a montante do sistema ou estão na coluna d'água devido à eventos de mistura favorecidos pela menor profundidade. Esta relação entre os maiores valores de material suspenso e os menores de transparência também foram verificados por França (2006), Fracácio (2001) e Zanata (1999) em reservatórios do Baixo Tietê.

A heterogeneidade temporal para estas variáveis não foi acentuada, já que os valores médios foram similares entre as coletas. A ausência de diferenças marcadas na profundidade e a transparência pode estar associada à falta de chuvas no período tipicamente chuvoso o que gerou uma escassez progressiva de água no Sistema Cantareira.

No caso da temperatura da água, o declino vertical da temperatura observado nos compartimentos canal e barragem está relacionado com o aumento da profundidade e a diminuição da penetração da luz. A termoclina (o declino maiormente acentuado) observado na barragem no mês de novembro segundo Tundisi & Matsumura-Tundisi (1990) são comuns nestes reservatórios, mas limitam-se a curtos períodos de tempo. Em relação à heterogeneidade temporal, ainda que a diferença da temperatura entre as duas coletas só foi de 3°C, isto reflete a existência de um padrão sazonal mediado pelas características ambientais de cada período no qual foram realizadas as coletas. Assim, o aumento na temperatura da água em novembro pode ser consequência do aumento da radiação solar, evento característico do verão.

Em relação ao pH, esta variável está diretamente influenciada pelas taxas de fotossíntese do ecossistema, já que quando esta atividade eleva-se, o pH tende a tornar-se mais alcalino em decorrência da diminuição das concentrações de gás carbônico na água (WETZEL, 2001). Isto pode explicar o perfil vertical decrescente em direção ao fundo, declino que foi mais acentuado nos compartimentos canal e barragem, os quais também apresentaram a maior profundidade, pois a maior atividade fotossintética concentra-se na zona fótica, entanto que no fundo os processos de decomposição de matéria orgânica contribuem para reduzir o pH na água devido à liberação de gás carbônico (MAROTTA et al., 2008).

O pH como variável indicadora da potabilidade da água, encontrou-se dentro da faixa de 6,0 – 9,5 de acordo com a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). Temporalmente, o pH não apresentou diferenças notórias entre coletas, mantendo valores médios ligeiramente ácidos ($6,10 \pm 0,30$ em maio e de $6,62 \pm 0,25$ em novembro).

Em relação à condutividade elétrica da água, os valores registrados para Paiva Castro estiveram por volta de $41,6 \pm 0,68$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ em maio e $42 \pm 0,71$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ em novembro, sem evidenciar heterogeneidade espacial e temporal muito marcadas durante o estudo. Os perfis de condutividade mudanças fortes em direção ao fundo para o mês de maio, no entanto, em

novembro, o canal e a barragem apresentaram um aumento da condutividade elétrica em direção ao fundo.

A variação temporal no perfil vertical da condutividade pode estar associado às chuvas previas ao dia da coleta, pois a chuva garante o processo de diluição (ZINABU, 2002). As chuvas, ainda que pouco frequentes também podem contribuir para o aporte de íons nas águas do reservatório por escoamento superficial (BUZELLI & CUNHA-SANTINO, et al., 2013).

Quanto ao oxigênio dissolvido, em termos de heterogeneidade espacial, os perfis verticais da distribuição de oxigênio na coluna d'água registraram uma diminuição em direção ao fundo, a qual foi mais acentuada na zona de transição (canal de saída-barragem), evento também registrado por MACEDO (2011). Esta diminuição está relacionada com a presença de material em suspensão e a maior demanda de oxigênio como consequência dos processos de decomposição de matéria orgânica, fato associado à maior profundidade destes compartimentos. Além disso, parte do material de origem alóctone e autóctone vai principalmente para as capas profundas, contribuindo com a demanda biológica de oxigênio e portanto o consumo exagerado deste elemento (MARGALEF, 1983).

Segundo WETZEL (2001) a fotossíntese é o principal fornecedor de oxigênio para o corpo hídrico. Assim, a variação temporal registrada no Paiva Castro ($7,44 \pm 0,70$ mg/L em maio e $8,30 \pm 1,49$ mg/L), pode estar relacionada com a maior atividade fotossintética em novembro, em decorrência da maior densidade de fitoplâncton neste período. As concentrações de oxigênio registradas também podem estar relacionadas com a ausência de chuvas, já que isto faz que há menor carregamento de materiais alóctones e consequentemente menores taxas de decomposição (SANTOS, 2010).

No caso das concentrações médias para os sólidos suspensos totais, a heterogeneidade espacial foi verificada. Nas duas coletas, as concentrações dos sólidos totais diminuíram no sentido montante-jusante, sendo o rio, o compartimento que apresentou as maiores concentrações de SST. Isto é característico dos reservatórios, já que estes são ambientes de transição e portanto, devido à diminuição da velocidade da corrente, as partículas depositam-se no sentido montante-jusante, sendo a barragem o compartimento com menor carga de sólidos suspensos na coluna de água (KIMMEL et al., 1990). Dos sólidos suspensos totais, as concentrações do material orgânico

e inorgânico também evidenciaram a heterogeneidade espacial do reservatório. Nas duas coletas, a carga do material orgânico diminuiu no sentido montante-jusante, entanto que, a carga de material inorgânico aumento no mesmos sentido.

Concentrações altas de matéria orgânico na barragem estão associadas à menor velocidade da corrente neste compartimento, o que garante a maior deposição dos sólidos, portanto, a menor suspensão destes na coluna de água. Concentrações altas de material inorgânico na zona influenciada pela entrada do rio Juquery estão relacionadas à influência da bacia hidrográfica e dos outros reservatórios do sistema Cantareira sobre o Paiva Castro. Além disso, o rio Juquery como parte da bacia hidrográfica permite o ingresso de material em suspensão proveniente do carreamento e da erosão no leito do rio, assim como de material dos outros reservatórios a montante.

As concentrações médias dos sólidos suspensos totais estiveram por volta de $2,04 \pm 0,64$ mg/L em maio e $2,31 \pm 1,09$ mg/L em novembro, indicando pouca heterogeneidade temporal. Porém, a média para o material orgânico foi de $36,26 \pm 12,03$ mg/L em maio e de $59,29 \pm 27,8$ mg/L, o que supõe mudanças temporais, as quais são atribuídas à maior produção orgânica no mês de novembro. Para o material inorgânico, a média para o mês de maio foi de $63,74 \pm 12,03$ mg/L, entanto que, em novembro foi de $40,7 \pm 27,8$ mg/L sugerindo maior turbidez no período seco.

Santos & Paulo (1985) atribuem as mudanças de concentração de sólidos à alteração no balanço de água, sendo que as chuvas tem o efeito de diluição. Assim, frequentemente, a maior concentração de sólidos totais é encontrada em períodos de seca pois ocorre diminuição do nível da água, o que leva a uma maior concentração de sólidos. Não obstante, neste estudo, as maiores concentrações foram registradas na coleta de novembro, isto devido à escassez de chuva neste período, aumento da radiação solar, evaporação e portanto diminuição da profundidade, fatores que possibilitam a concentração de sólidos suspensos na coluna d'água.

Neste sentido, os resultados encontrados neste trabalho concordam com o como reportado por Minillo (2005) e Santos (2010) para reservatórios do Baixo Tietê, onde a maior concentração média de material em suspensão total foi maior na coleta de novembro que corresponde ao

período chuvoso e a média da fração de material inorgânico foi maior na coleta de maio que corresponde ao período seco.

Em relação aos nutrientes, as concentrações médias de nitrogênio inorgânico não evidenciaram um padrão de heterogeneidade espacial acentuado. Porém, cada uma das formas nitrogenadas avaliadas neste estudo evidencia certa heterogeneidade espacial, a qual foi mais marcada em novembro do que em maio. Nas duas coletas, o nitrogênio inorgânico esteve representado principalmente pelo nitrato (NO_3^-), cujas concentrações aumentam no sentido montante-jusante. As altas concentrações deste composto na barragem podem decorrer dos processos de nitrificação favorecidos pela disponibilidade de oxigênio dissolvido na água e o pH próximo à neutralidade, assim como a maior produtividade fitoplanctônica registrada nesse compartimento (Minillo, 2005). Resultados similares também foram encontrados por TUNDISI et al., (1991) em estudos realizados em reservatórios da sub-bacia do Baixo e Médio Tietê. Temporalmente, a heterogeneidade não foi forte, já que as médias estiveram por volta de $329,27 \pm 60,4 \mu\text{g/L}$ em maio e de $345,65 \pm 116,9 \mu\text{g/L}$ em novembro.

Ainda que o nitrato apresentou valores dentro do enquadramento legal do CONAMA 357, suas altas concentrações podem estar relacionadas com processos de degradação de matéria orgânica e caso sigam aumentando podem levar à formação de compostos carcinogênicos (HENDERSON-SELLERS & MARKLAND, 1987). Um comportamento similar já tinha sido registrado nos reservatórios Jaguari-Jacarei por Hackbart et al., (2015), onde o nitrato foi maior do que os outros compostos nitrogenados.

O amônio (NH_4^+) foi composto nitrogenado que depois do nitrato, seguiu em aporte ao nitrogênio inorgânico dissolvido. Espacialmente, apenas em maio foi observado um aumento no sentido montante-jusante. As maiores concentrações deste composto na barragem estão relacionadas com a maior disponibilidade de H^+ na coluna de água liberados possivelmente nos processos de decomposição de matéria orgânica no fundo e a baixa atividade fotossintética no período seco. Temporalmente, o nitrogênio amoniacal indicou uma forte heterogeneidade, já que a maior concentração para este composto foi registrada em maio ($121,99 \pm 16,24 \mu\text{g/L}$) do que em novembro ($42,3 \pm 53,1 \mu\text{g/L}$). Esta diferença pode estar relacionada a menor disponibilidade de íons H^+ na coluna de água em consequência da maior atividade fotossintética registrada neste

período, já que nos compartimentos canal e barragem os limites estiveram abaixo do limite de detecção do método.

Por último, encontra-se o nitrito (NO_2^-), composto que ocorreu em menores concentrações que os compostos nitrato e amônio em todos os compartimentos do reservatório. Este padrão já tem sido observado a uma escala maior por FRACÀCIO (2001) no sistema cascata do Tietê. Espacialmente, nas duas coletas as concentrações de nitrito diminuíram no sentido montante-jusante e temporalmente, as concentrações médias estiveram por volta de $2,82 \pm 1\mu\text{g/L}$ em maio e $5,27 \pm 0,71\mu\text{g/L}$ em novembro, indicando heterogeneidade espacial e temporal.

As maiores concentrações do nitrito na barragem e no mês de novembro estão associadas aos processos de nitrificação que são potencializados pela maior disponibilidade de oxigênio (MINILLO, 2005) registrada na barragem e no período chuvoso.

Seguindo com os nutrientes, nos estudos limnológicos é de interesse avaliar as concentrações do fósforo por este ser considerado o principal fator limitante da produtividade primária nos ambientes aquáticos, além de ser indicado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 2011). Como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos. O fósforo aparece em águas devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes em pó empregados em larga escala constituem a principal fonte (CETESB, 2009).

Neste estudo, as concentrações para o fósforo total e todas suas frações (fósforo inorgânico dissolvido e fósforo total dissolvido) evidenciaram um padrão de heterogeneidade espacial considerável. Em maio, as concentrações diminuíram no sentido montante-jusante, evidenciando o ingresso deste composto através da entrada do rio Juquery. Em novembro, ocorreu a situação contrária, já que foi a barragem, o compartimento com maior concentração deste composto, o que pode estar associado com processos de decomposição de organismos neste compartimento ou suspensão do fósforo desde o sedimento. Neste sentido, também foi verificada a heterogeneidade temporal, já que em novembro foram registradas as maiores concentrações para este composto ($3,84 \pm 1,54\mu\text{g/L}$) quando comparadas com as registradas em maio ($0,56 \pm 1,12\mu\text{g/L}$).

No caso do fósforo inorgânico total, pode falar-se mais de heterogeneidade temporal do que espacial, já que em maio, em todos os compartimentos as concentrações para este composto

estiveram abaixo do limite de detecção ($< 9,0 \mu\text{g/L}$), entanto que, em novembro as concentrações foram altas. Porém, em novembro, as concentrações de fósforo inorgânico total estiveram por volta dos $22,60 \pm 5,54 \mu\text{g/L}$ diminuindo no sentido montante-jusante. Resultados similares foram reportados por CASANOVA & HENRY (2004) e SOARES et al., (2008), quem indicaram que a menor quantidade de nutrientes no compartimento lacustre, é devida a maior deposição das partículas favorecida pelo ao aumento do tempo de retenção de água.

O fósforo total como principal fator limitante da produtividade na maioria das águas continentais, encontrando-se nas águas sob a forma de fosfato. Em águas naturais sua ocorrência é bastante reduzida e seu aporte está diretamente associado a ações antrópicas como despejo de esgoto (ESTEVES & BARBOSA, 1986). Giatti (2000) verificou impactos nas águas superficiais do reservatório Paiva Castro, influenciados principalmente pelos elevados níveis de descarte de poluentes aos afluentes do reservatório, consequência da desordenada ocupação urbana no entorno do reservatório e a deficiência no saneamento básico. Esta situação pode também explicar as concentrações de fósforo registradas em novembro, as quais foram mais altas daquelas observadas em maio, já que a urbanização tem aumentado ao redor do reservatório (JAVIER et al, 2016, dados não publicados) e com isso o aporte de esgoto e outros poluentes.

Por outro lado, segundo Margalef (1983), os reservatórios são sistemas forçados onde a saída de materiais de cada compartimento depende em maior grau do que as entradas ou do conteúdo do próprio compartimento. Neste sentido, a variação da concentração de fósforo no epilimnio está relacionada com os processos de mudança positivos (chuva, caída de folhas, etc.) e negativos (sedimentação). Assim, a diferença entre as entradas e as saídas de um elemento em um sistema, é proporcional à taxa com que este elemento deposita-se na biomassa do sistema (organismos) ou em outros compartimentos aparentemente passivos como o sedimento.

No caso do Paiva Castro supõe-se que a água que entra com seus materiais, distribui-se nos diferentes compartimentos, cada um destes com uma taxa de retenção diferente para o fósforo. Esta diferença na taxa de renovação da água faz que a retenção não seja fixa em um compartimento determinado e então o elemento flui em direção aos compartimentos onde seu tempo de residência é maior como o caso do sedimento (MARGALEF, 1983). Assim, o aporte de nutrientes na superfície dos reservatórios, faz que estes respondam com processos de desnitrificação no fundo e precipitação do fósforo para o sedimento, o que pode explicar os

baixos níveis de fósforo no reservatório Paiva Castro registrados em maio, considerando aqui as entradas como os aportes na entrada do rio ao reservatório. A autora também indica que baixos níveis de fósforo estão relacionados com a perda deste elemento nas saídas devido a que no reservatório Paiva Castro o tempo de retenção da água é muito rápido comparado com o tempo de retenção deste elemento.

Baixas concentrações de fósforo total no reservatório Paiva Castro também foram reportadas por De Carli (2015) e Gonçalves (2016). A distribuição desta variável mostra que o sistema Cantareira ainda, sendo classificado como multi-sistema, comporta-se como um sistema em cascata, onde as altas concentrações de fósforo são registradas nos reservatórios a montante, e as menores são reportadas nos reservatórios a jusante.

Em novembro, as concentrações de fósforo no reservatório Paiva Castro apresentaram valores que classificaram o reservatório entre a classe I e a classe II segundo a resolução CONAMA 357, situação que mudou o grau de trofia de oligotrófico a mesotrófico, evidenciando com isto que o reservatório encontra-se em um processo de eutrofização, o qual pode comprometer a qualidade de suas águas. Neste sentido, Giatti (2000) observou que a região montante deste reservatório apresentava condições associadas a poluição. Ainda que os impactos registrados não tenham sido significativos, a principal fonte deste problema era a extensão da urbanização do município de Mairiporã até os limites do reservatório.

Whately e Cunha (2006) já tinham anunciado que o sistema Cantareira estava apresentando nos reservatórios a montante características ligadas a processos de eutrofização. Isto relacionado ao lançamento dos esgotos coletados nos rios e córregos que alimentam o sistema, sem nenhum tratamento prévio destes, recomendando assim, a ampliação da coleta e tratamento de esgoto nos municípios da região. Particularmente para o reservatório Paiva Castro, Cardoso-Silva et al. (2016) mediante estudos de paleolimnologia e Beghelli et al., 2014 registraram altas concentrações de cobre no sedimento como consequência da intensa aplicação do sulfato de cobre, um algicida utilizado para o controle das florações do fitoplâncton (BEGHELLI et al., 2014). Apesar dos elevados teores de cobre (CARDOSO-SILVA, 2016) avaliou o reservatório Paiva Castro com uma ‘boa’ qualidade ecológica.

Considerando que a disponibilidade de nutrientes na coluna de água influencia sobre estabelecimento das comunidades planctônicas, o nitrogênio e o fósforo resultam ser os nutrientes limitantes para o estabelecimento das algas nos ecossistemas aquáticos, já que o crescimento de um organismo é limitado pela sustância disponível nas quantidades relativas às suas necessidades para crescimento e reprodução (ODUM, 1971).

De acordo com Vollenweider (1983) que propõe que para os lagos tropicais, a relação do nitrogênio total e fósforo total para o fitoplâncton é de 9:1, os lagos/reservatórios com relações de nitrogênio e fósforo superiores a um valor de 9 são considerados potencialmente limitados por fósforo (Salas e Martino, 2001). Neste sentido, considerando as concentrações de NID registradas e as de fósforo (ainda que estas últimas sejam muito baixas) e levando em conta a relação de Redfield (REDFIELD et al., 1963), determinada a razão DIN:P, a qual apresentou uma variação de $111,57 \pm 13,17$ em maio e de $38,71 \pm 15,02$ em novembro, estabeleceu-se que o nutriente limitante no reservatório Paiva Castro nas duas coletas foi o fósforo.

Para o caso do nitrogênio total, as concentrações diminuíram no sentido montante-jusante, sendo a zona influenciada pela entrada do rio Juquery, o compartimento com mais nitrogênio nas duas coletas. Temporalmente, a média para a concentração do nitrogênio total foi de $538,89 \pm 399,83$ mg/L em maio e de $733,33 \pm 185,41$ mg/L em novembro. As concentrações de nitrogênio orgânico total foram maiores em novembro, possivelmente como decorrência da maior assimilação do nitrogênio inorgânico e consequente incorporação pelas algas e bactérias neste período.

Dos pigmentos fotossintéticos, a clorofila *a* é um parâmetro biológico importante na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, já que é o pigmento responsável da atividade fotossintética no ambiente e constitui aproximadamente 0,5 a 3,0% do peso seco das algas planctônicas (REYNOLDS, 1984/1988). Além disso é indicadora da biomassa fitoplanctônica e de processos de eutrofização favorecidos pelo rápido crescimento das algas e cianobactérias em decorrência do enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (ESTEVES, 2011). Neste estudo, em geral as concentrações dos pigmentos fotossintéticos foram baixas nas duas coletas e em todos os compartimentos do reservatório, situação associada às características oligotróficas do ambiente. Um comportamento similar foi registrado no trabalho de Macedo (2011) e de Gonçalves (2016).

As concentrações de clorofila *a* também verificaram a heterogeneidade espacial no reservatório, nas duas coletas a concentração deste pigmento aumentou no sentido montante-jusante. Esta situação está relacionada com a maior profundidade e transparência observada na barragem e com a presença de clorofíceas, algas verdes que possuem principalmente clorofila *a* entre seus pigmentos fotossintetizadores (WETZEL, 2001). As baixas concentrações de clorofila no compartimento rio durante o estudo, estão associadas com as cargas de material em suspensão, as quais foram altas neste compartimento, o que limitou a produção primária, já que diminuem a penetração da luz na água limitando a atividade fotossintética e a sucessão fitoplanctônica (CALIJURI & TUNDISI, 1990). A heterogeneidade temporal foi evidente neste pigmento, já que as concentrações de clorofila *a* foram mais altas em novembro ($4,5 \pm 2,22 \mu\text{g/L}$) do que em maio ($1,63 \pm 0,78 \mu\text{g/L}$), o que esteve associado à maior produtividade primária registrada no período chuvoso.

Após a morte das algas, na suas células acontece a degradação da clorofila, processo que origina a feofitina, um composto que pode indicar a herbivoria em um ambiente, pois é formada também quando as algas passam pelo trato digestivo do zooplâncton (CAPBLANCQ & CATALAN, 1994). Neste sentido, as concentrações de feofitina estiveram relacionadas diretamente com o comportamento da clorofila *a*, já que durante o estudo suas concentrações aumentaram no sentido montante-jusante e foi também em novembro onde registraram-se as maiores concentrações médias ($1,35 \pm 1,98 \mu\text{g/L}$), já que em maio a feofitina foi praticamente ausente.

As clorofilas *b* e *c* também apresentaram suas maiores concentrações na barragem e no período chuvoso, isto possivelmente relacionado à maior densidade nesse período dos grupos de algas que contém este pigmento.

Finalmente, em relação ao Índice de Estado Trófico, nas duas coletas a trofia aumenta no sentido montante-jusante, sendo o canal de saída e a barragem, os compartimentos com a maior trofia. Porém, em maio o reservatório foi classificado como oligotrófico, o que está relacionado ao fato de que Paiva Castro é o último dos cinco reservatórios que integram o sistema Cantareira, sistema em cascata onde os nutrientes vão depositando-se no sentido montante-jusante, o que faz que no final do sistema as concentrações destes sejam baixas (NOGUEIRA et al., 2005). Já em novembro o reservatório apresentou características mesotróficas, as quais estão associadas ao

aumento nas concentrações de fósforo e clorofila *a*, relacionadas com a influência da urbanização existente ao redor do reservatório, principalmente perto do canal de saída o que garante um aporte de substâncias ricas em compostos como fósforo, metais pesados, entre outros. Frente a isto, Macedo (2011) tinha detectado uma condição mais crítica próxima ao rio Juquery, salientando a necessidade de tomada de medidas que visassem à redução do aporte de nutrientes.

Uma situação similar foi reportada por De Carli (2015) quem reportou para o ano 2013, um grau de mesotrofia para a maioria dos reservatórios do sistema Cantareira. Igualmente, Gonçalves (2016), reportou mudanças no estado trófico do reservatório Paiva Castro no 2013, já que registrou características mesotróficas para os três compartimentos do reservatório no período chuvoso.

Também na mesma bacia hidrográfica da represa Paiva Castro, a bacia do Alto Tietê, em condições similares, encontra-se o reservatório de Taiaçupeba do sistema Alto Tietê, já que vem apresentando deterioração progressiva da qualidade d' água a jusante dos reservatórios de Ponte Nova e Paratinga, verificando também a utilização do algicida sulfato de cobre para o controle de cianobactérias, atividade também executada no sistema Cantareira e que favorece a eutrofização artificial, processo recorrente no estado de São Paulo.

Outro fator importante na dinâmica de reservatórios é o tempo de residência, pois este afeta diversos processos funcionais, como a ciclagem de nutrientes na água e no sedimento, assim influenciando o estado trófico do reservatório, e as comunidades biológicas, particularmente o fitoplâncton e zooplâncton (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Assim, baseando-se nas médias das vazões diárias a jusante das barragens e nas médias das vazões diárias pelos túneis, considerando-se também o volume de entrada nos reservatórios, e os volumes diários de cada represa, com séries de dados referentes ao período de 01.01.2004 a 31.12.2012, o tempo de residência para o reservatório Paiva Castro foi de 10,7 dias. Este tempo de residência é curto e portanto influencia negativamente o estabelecimento das comunidades planctônicas, assim como interfere na dinâmica física e química do reservatório. Quando o tempo de residência é longo, a taxa de crescimento das algas aumenta em decorrência da elevada carga de nutrientes acumulados, tanto que, curtos tempos de retenção estão associados com grandes turbulências e impedem a colonização e proliferação de algas como as cianobactérias (TUNDISI et al., 1988).

Finalmente, a heterogeneidade espacial e temporal foi visualizada na análise de ordenação (PCA) para as variáveis limnológicas avaliadas neste estudo. Espacialmente, a análise de ordenação permitiu visualizar nas duas coletas, que o compartimento influenciado pelo rio Juquery consegue ter características diferentes dos outros compartimentos (canal e barragem), já que é a zona do reservatório com menos profundidade, características lóticicas e mais influenciada pelos reservatórios a montante. Assim, o compartimento rio nas duas coletas encontra-se relacionado as concentrações altas material inorgânico e as concentrações baixas de amônio. A análise de componentes principais também indicou heterogeneidade temporal, a qual esteve mediada pelas concentrações de material inorgânico suspenso, nitrito, fósforo inorgânico total e clorofila *a* e *c*.

Ainda que a heterogeneidade espacial e temporal não seja acentuada, o gradiente observado mediante a ordenação sugere que o reservatório pode ser dividido em compartimentos que mudam de dimensões constantemente; aumentando ou diminuindo em tamanho em decorrência de fatores como a morfometria, estratificação térmica, tempo de retenção d'água ou intervenção antrópica (STRASKRABA, 1999). Quanto as diferenças temporais na heterogeneidade, estas podem ser consequência de variações climáticas sazonais ou do regime de operação do próprio reservatório, sendo esta última, uma condição importante neste estudo pela situação da crise d'água que apresentou-se na época e os eventos operacionais executados no Sistema Cantareira em decorrência de tal problemática.

Por outro lado, as variações encontradas nos parâmetros limnológicos avaliados neste estudo e os estudos realizados no Sistema Cantareira sugerem que os reservatórios deste sistema apresentam um padrão próximo ao encontrado nos reservatórios de sistemas em cascata que são construídos a partir de um único rio. Em relação à qualidade de água, o padrão dos sistemas em cascata caracteriza-se pelo fato de que os efeitos em um reservatório são transferidos para o reservatório situado a jusante (STRASKRABA E TUNDISI, 2000). Esta situação foi evidenciada neste estudo, já que Paiva Castro é o último reservatório do sistema, e portanto, parâmetros como as concentrações de sólidos suspenso, nitrogênio inorgânico e fósforo refletiram o efeito dos reservatórios situados a jusante deste. Além disto, os resultados encontrados no IET verificam a necessidade de melhorar a gestão sobre o Sistema Cantareira, procurando evitar futuros

problemas que possam colocar em risco a qualidade e quantidade de água disponível para o abastecimento da população.

O reservatório Paiva Castro, ainda que apresente uma qualidade d'água boa e encontrar-se em conformidade com a legislação vigente, é importante considerar que os resultados encontrados para o fósforo podem estar sugerindo alterações na trofia do ecossistema, já que este elemento parece estar sendo retidos no sedimento e um dos principais riscos é o retorno deste desde o sedimento à coluna d'água, processo favorecido pela alteração das características químicas da água como o pH (de neutro a ácido), ou a presença de organismos como algumas cianobactérias ou macrófitas (MARGALEF, 1983), situação que pode desencadear a eutrofização do reservatório e comprometer a qualidade d'água.

7.2 Comunidade fitoplanctônica

Nos estudos realizados nos reservatórios do Sistema Cantareira, o fitoplâncton tem sido uma das comunidades mais usadas para avaliação da qualidade de água, pela sua rápida resposta as mudanças do meio ambiente, sendo a comunidade que melhor expressa os efeitos do enriquecimento nas águas abertas (ROCHA, 1992, GONÇALVES, 2016).

Riqueza e Densidade

A comunidade fitoplanctônica não apresentou variação espacial marcada da riqueza, mas sim uma variação sazonal. O maior número de táxons registrou-se na coleta realizada no período seco (88% do total), já em novembro foram registados 68% do total. Em ambas coletas foram as algas verdes (27 táxons em maio e 21 em novembro) e as diatomáceas penais (17 táxons em maio e 12 em novembro) os grupos que apresentaram o maior número de espécies para a comunidade fitoplanctônica.

A ampla variedade na organização celular, estrutura morfológica e processos reprodutivos em comparação a qualquer outro grupo de algas, é o que possivelmente favoreceu as clorofíceas como o grupo representativo em riqueza em todos os compartimentos do reservatório (BOLD et al, 1978 *apud* HAPPEY-WOOD, 1988), já que estas características atribuem ao grupo um amplo

espectro de respostas às variáveis ambientais críticas como estratificação térmica, disponibilidade de nutrientes, valores favoráveis de pH e transparência (NISHIMURA, 2008; CARVALHO, 2003).

PERES & SENNA (2000) indicam que as clorofíceas constituem um dos principais grupos de algas e são encontradas em vários tipos de ambientes, desde águas oligotróficas até ambientes fortemente poluídos, isto devido a sua ampla diversidade de formas, tamanhos consequentemente de estratégias de vida.

Diversos trabalhos realizados em reservatórios do Estado de São Paulo já tinham reportado à classe Chlorophyceae como a classe com maior representatividade em riqueza, exemplo deles estão o trabalho de DOS SANTOS & CALIJURI (1998) no reservatório de Barra bonita; HENRY et al. (2006) no reservatório de Jurumirim, BORGES et al., 2008) em reservatórios do estado de Paraná, PELLEGRINI & FERRAGUT (2012) no lago das Ninféias; NISHIMURA. (2014) na represa Billings, entre outros.

A representatividade em número de espécies de diatomáceas está relacionado com a capacidade destes organismos para adaptarem-se e competir em ambientes turbulentos (REYNOLDS, 1988), situação que explica a maior riqueza deste grupo no compartimento rio. Igualmente, a representatividade da classe Bacillariophyceae no compartimento rio provavelmente está associada à entrada de diatomáceas procedentes corrente acima (reservatórios a montante) através do rio Juquery, já que em ambientes lóticos é comum encontrar este grupo de algas (REYNOLDS, 2006).

Em relação a densidade, a variação espacial e sazonal foram notórias. Espacialmente a densidade aumento no sentido montante-jusante, sendo o canal e a barragem os compartimentos com maior densidade fitoplanctônica. Segundo Esteves (2011), na zona de transição dos reservatórios, características como a redução na velocidade de fluxo d'água, da turbidez e, o aumento na disponibilidade de nutrientes e da penetração da luz favorecem a produção primária fitoplanctônica, o que pode explicar a maior densidade registradas nestes compartimentos.

A variação sazonal na densidade fitoplanctônica não foi tão marcada numericamente, mas sim pelas classes que conseguiram ser representativas deste atributo. Assim, a densidade fitoplanctônica registrada em maio esteve por volta de 2.117.824 cel/L, entanto que, em

novembro a densidade foi de 2.592.911 cel/L. Em relação as classes fitoplanctônicas, em maio (período seco), Chlorophyceae e Cyanobacteria foram as classes que apresentaram maior densidade representando respectivamente 39,1% e 38% da densidade total registrada. Entretanto na coleta de novembro (período chuvoso), Cyanobacteria e Coscinodiscophyceae foram as classes que apresentaram a maior densidade fitoplanctônica, representando 56% e 12% da densidade total, respectivamente. Aqui a classe Chlorophyceae apenas representou 9%.

A mudança nas classes representativas da densidade está associada as variações no grau de trofia entre coletas, em maio o reservatório foi considerado oligotrófico e as concentrações de fósforo estiveram abaixo do limite de detecção, no entanto, em novembro, o reservatório alcançou a mesotrofia, já que as concentrações de fósforo foram maiores, favorecendo a densidade das diatomáceas sobre as algas verdes. Estas correlações entre as variáveis químicas e a densidade fitoplanctônica foi verificada no análise de correlação de Pearson, onde observou-se uma forte correlação negativa ($C=-0,885$; $p=0,019$) entre a classe Chlorophyceae e as concentrações de fósforo inorgânico total, o que indica que frente a altas concentrações deste composto, a densidade das clorofíceas diminui, situação verificada nos resultados de densidade obtidos em novembro.

Os resultados de densidade para o período chuvoso registrados no presente estudo coincidem com aqueles encontrados por GONÇALVES (2016), que para o período chuvoso do ano 2013, reportou Cyanobacteria e Coscinodiscophyceae como as classes com maior densidade. A mesma autora, considerando todo o sistema Cantareira, encontrou que Paiva Castro apresentou a menor densidade fitoplanctônica, coincidindo com os resultados encontrados no presente estudo.

Cylindrospermopsis c.f. *raciborskii* foi a cianobactéria com maior densidade nas duas coletas. Esta cianobactéria potencialmente tóxica que é favorecida por temperaturas altas, provavelmente teve seu desenvolvimento proporcionado pelas temperaturas elevadas dos períodos, principalmente na coleta realizada no período chuvoso, onde aumenta a radiação solar e consequentemente a temperatura hídrica. *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* foi encontrada no braço Rio Grande em 1985/86 produzindo florações associadas à morte de peixes (CETESB, 1996).

Várias hipóteses tem sido traçadas para explicar o êxito na dispersão e o comportamento invasivo de *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii* (KOMÁREK 2002). Por um lado, estão as características fisiológicas que fazem dela uma melhor competidora, como a tolerância a amplas faixas de luz e temperatura (PADISAK, 1997). Estudos ecofisiológicos têm indicado que esta cianobactéria cresce a temperaturas acima dos 20°C, tem boa adaptação a baixas intensidades luminosas, fixação de nitrogênio atmosférico (heterocitos), boa plasticidade adaptativa às mudanças na disponibilidade do fosfato e presença de células de resistência (acinetos) (PADISAK, 1997; MUR et al., 1999; AUBRIOT et al., 2000), características que garantem sua boa adaptação e surgimento em um ecossistema.

As espécies *Merismopedia glauca*, *Oscillatoria* sp, *Aphanizomenon* sp, *Dolichospermum* sp e uma cianobactéria ainda não identificada ao nível de espécie, foram cianobactérias que também apresentaram uma importante contribuição à densidade neste estudo. Todas elas contêm cianotoxinas e a maioria delas foram registradas na coleta de novembro coincidindo com o aumento da trofia no reservatório Paiva Castro.

Cylindrospermopsis c.f. *raciborskii*, *Aphanizomenon* sp e *Dolichospermum* sp são espécies fixadoras de nitrogênio, porém a disponibilidade dos compostos nitrogenados dissolvidos no corpo d'água, sobretudo do íon amônio que é a forma preferencial de absorção foi boa o que sugere que o processo de fixação do nitrogênio atmosférico pode ser descartado como estratégia para o desenvolvimento destas algas, já que em ambientes com altas concentrações de nitrogênio, *Cylindrospermopsis raciborskii* não forma heterocitos (BRANCO & SENNA, 1994, HUSZAR et al., 2000).

Contudo, até hoje não tinha sido registrado em literatura sinais de alerta pela presença de florações de cianobactérias e cianotoxinas no reservatório Paiva Castro, porém, foram realizadas análises de cianotoxinas (microcistina) totais e intracelulares nas amostras desse trabalho coletadas em 29/05. Foram detectadas microcistinas intracelulares em baixas concentrações (0,07 ng/L e 0,155 ng/L) em duas estações na região do Canal e próximo a barragem (0,002 ng/L). Isso significa que mais atenção deve ser dada ao manejo que se faz nos reservatórios do Sistema Cantareira, pois a qualidade da água pode ficar comprometida. Desta forma, recomenda-se um constante e sistemático monitoramento da qualidade da água e das cianotoxinas, a fim de evitar problemas de saúde pública. Os reservatórios do Sistema Cantareira são influenciados por

crescentes atividades antrópicas no seu entorno, tais como a urbanização, atividades que geram processos de contaminação por aporte de esgoto e que finalmente podem desencadear processos de eutrofização progressiva e suas conseqüentes causas como florações de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Dentro das clorofíceas, *Choricystis minor* mostrou-se bem adaptada a condições de temperatura maior que 20°C e, à baixa transparência, diferente ao estudo realizado por TUCCI (2002) no lago de Garças em São Paulo, onde observou-se a dominância dessa espécie a baixas temperaturas, elevados valores de profundidade e presença de macrófitas, classificando-a como uma espécie como r-estrategista, sendo considerada colonizadora, oportunista e que responde rapidamente à variações ambientais. Para REYNOLDS (1988), as espécies r-estrategistas são aquelas que sobressaem em ambientes com grande mistura vertical, sendo capazes de suportar mudanças nos gradientes de luz e transportes turbulentos.

HECHMANN et al., (2001), indicou que a dominância de *Choricystis minor* pode estar associada ao tamanho de suas células, já que são células pequenas e tem a capacidade para responder rapidamente a condições nutricionais. Segundo REYNOLDS et al., (2002), a dominância das clorofíceas é esperado em lagoas rasos, claros e com misturas de camadas, sendo sensível à deficiência de luz e pastagem.

Em relação à classe Coscinodiscophyceae, *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira* c.f. *alpigena*, *Urosolenia* c.f. *eriensis*, *Discostella* sp. *Cyclotella* sp e *Aulacoseira granulata*, foram as espécies que apresentaram a maior contribuição à densidade total. Estas espécies são na maioria nanoplânctônicas com alta taxa de reprodução e capacidade para o reciclagem de nutrientes na zona epilimnética; adaptações que favorecem sua densidade. Além disso, são favorecidas pela hidrodinâmica do ambiente e conseguem se estabelecer na coluna d'água (REYNOLDS et al., 2002). A dominância de espécies do gênero *Aulacoseira* está associada às concentrações altas de nutrientes, especialmente de nitrogênio, baixas temperaturas e processos de mistura na coluna de água (BORGES et al., 2008).

A representatividade de *Urosolenia* c.f. *eriensis*, em novembro, onde o reservatório foi mesotrófico e turvo, condições diferentes à dos corpos de água oligotróficos e transparentes nos quais *Urosolenia* c.f. *eriensis* é comum sugere uma revisão da classificação desta espécie de

acordo a suas características, já que REYNOLDS et al (2002) a classificou dentro do grupo funcional A, sendo esta uma espécie comum de ambientes oligotróficos e transparentes.

A representatividade dos dinoflagelados e Cryptoficeas na densidade na época chuvosa está relacionada às múltiplas adaptações que elas tem para seu estabelecimento na coluna de água nesta época, algumas são as adaptações cromáticas que lhes possibilitam adaptação às limitações de luz (STEINBERG e HARTMANN, 1988, apud HENRY, 1999), as quais podem ser causadas pela ressuspensão, à mistura e à turbidez, processos favorecidos pela diminuição do volume da água e por tanto da profundidade. As Cryptoficeas, estão presentes praticamente ao longo de todo o ano em baixas densidades, principalmente em ambientes oligotróficos, mas também em pequenos corpos d'água e rios com altas concentrações de nutrientes, corroborando com os resultados apresentados neste trabalho referente a trofia do reservatório Paiva Castro, caracterizado como oligotrófico em maio e mesotrófico em novembro.

De acordo com CARDOSO et al. (2010) e CARDOSO & TORGAN (2007), o conhecimento da diversidade em dinoflagelados nos reservatórios brasileiros é bem limitado, especialmente em ambientes subtropicais. Esses organismos possuem a tendência de formar florações, assim como as cianobactérias, e isso pode ser explicado pelas características eco fisiológicas e por estratégias reprodutivas, que lhes permitam desenvolver e sobreviver em condições que são desfavoráveis para outras algas. Assim, sua ocorrência e densidade representativa nos reservatórios destinados ao consumo humano merece especial atenção e monitoramento, já que estes organismos podem trazer efeitos diretos na qualidade da água e finalmente a saúde pública.

Biovolume

Em virtude da heterogeneidade espacial, em ambas coletas, o biovolume total apresentou um gradiente longitudinal aumentando no sentido montante-jusante, sendo a zona de transição, o compartimento com o maior biovolume. Em virtude da sazonalidade (seca e chuva), os valores de biovolume total foram bastante distintos, obtendo maior biovolume na coleta de novembro ($2,017 \text{ mm}^3/\text{L}$) do que na coleta realizada em maio ($0,424 \text{ mm}^3/\text{L}$). Resultados similares também foram encontrados nos reservatórios Segredo e Capivari no Paraná (BORGES et al., 2008).

Em geral, os resultados obtidos para o biovolume no reservatório Paiva Castro foram baixos nas duas coletas ($<3\text{mm}^3/\text{L}$) quando comparados com os encontrados por GONÇALVES (2016) no mesmo reservatório para o ano 2013. Os valores baixos de biovolume fitoplanctônico registrados podem ser associados ao tempo de residência, o qual é baixo também (10,7 dias). Esta relação também foi observada em outros reservatórios (STRASKRABA, 1999; TUNDISI et al., 1999; PIVATO et al., 2006). Segundo VOLLENWEIDER (1968), os valores de biovolume registrados neste trabalho indicam as condições de oligotrofia para o reservatório Paiva Castro, ainda que, em relação as concentrações de fósforo total no período chuvoso, o reservatório foi mesotrófico.

A heterogeneidade temporal no biovolume não só é refletida nos valores, mas também nas classes que conseguiram apresentar a maior contribuição ao biovolume total. Assim, em maio (período seco) foram as classes Cryptophyceae (35,25%), Chlorophyceae (12,86%), Coscinodiscophyceae (12,85%), Bacillariophyceae (11,72%) e Dinophyceae (10%), as que mais aportaram ao biovolume total da comunidade fitoplanctônica. O biovolume apresentou um gradiente longitudinal; já que no caso das diatomáceas cêntricas, o biovolume aumentou desde o rio até a barragem; para a classe Bacillariophyceae, o maior biovolume foi registrado no rio e para as classes Cryptophyceae, Chlorophyceae e Dinophyceae o maior biovolume foi registrado na barragem. Já em novembro (período chuvoso), foram Dinophyceae (67,5%), Cyanobacteria (10,8%), Bacillariophyceae (8,2%) e Coscinodiscophyceae (6,7%) as classes que mais contribuíram ao biovolume total de fitoplâncton. Aqui, o biovolume aumentou no sentido montante-jusante.

Esta influência das variáveis físicas e químicas sobre o biovolume fitoplanctônico, foi indicada pelos coeficientes de correlação de Pearson, já que foram observadas correlações fortes e positivas entre o biovolume das classes Bacillariophyceae ($C=0,865$; $p=0,026$), Coscinodiscophyceae ($C=0,860$; $p=0,028$), e Dinophyceae ($C=0,848$; $p=0,033$), e as concentrações de nitrato sugerindo que maiores concentrações deste composto favorecem a densidade e portanto o biovolume destes organismos, o que foi verificado neste estudo, já que o maior biovolume dessas classes foi registrado na barragem, onde também registrou-se as maiores concentrações de nitrato

Ao nível de espécies, *Cryptomonas* c.f. *erosa* (30,4%), *Peridinium umbonatum* (10%), *Aulacoseira granulata* (7.2%), foram as espécies que mais aportaram ao biovolume total em maio, no entanto, *Peridinium umbonatum* (59.3%), *Ceratium furcoides* (8.2%), *Oscillatoria* sp (6.8%) e *Urosolenia* c.f. *eriensis* (5.4%), foram as representantes do biovolume em novembro. Resultados similares foram indicados por GONÇALVES (2016) que reportou a classe Dinophyceae, como o grupo com maior contribuição ao biovolume total, sendo *Peridinium umbonatum* a espécie descritora deste atributo.

Em relação a *Cryptomonas* c.f. *erosa*, espécie que conseguiu ser descritora da densidade e o biovolume da comunidade fitoplancônica do reservatório Paiva Castro, Lopes (2003) depois de realizar experimentos de crescimento demonstrou que esta espécie é competitivamente superior a outras espécies na utilização de baixas concentrações de fósforo e nitrogênio. *C. erosa* apresenta alta afinidade por fósforo; em condições de não limitação de nitrogênio apresenta altas taxas de absorção e armazenamento deste nutriente. Assim, os valores de densidade e do biovolume registrados para esta espécie no reservatório Paiva Castro na coleta de maio, podem ser relacionadas com a capacidade deste organismo de se-adaptar à baixa disponibilidade de fósforo. Neste estudo, a classe Dinophyceae apresentou o maior biovolume nas duas coletas referentes aos dois períodos, sendo maior no período chuvoso. Estes resultados coincidem com o reportado por Gomes et al., (2010) para o lago Bonita localizado em Brasília, onde o *Peridinium umbonatum* apresentou os valores mais altos de biovolume no começo do período chuvoso, em novembro no 2005 e os menores valores apresentaram-se em maio (Período seco).

O conhecimento sobre os dinoflagelados é ainda escasso nas águas continentais de Brasil. Cardoso & Torgan (2007), trabalharam com dinoflagelados em diferentes habitats na costa sul do Brasil e encontraram que as espécies *Peridinium umbonatum* e *Peridinium gatunense* foram bons indicadores de habitats; sugerindo a utilização destas espécies no monitoramento futuro da conservação do habitat e mudanças climáticas locais.

Ainda que *P. umbonatum* é raramente dominante, é uma espécie amplamente distribuída em lagos e reservatórios do Brasil (DELAZARI-BARROSO et al., 2007; FERRAGUT et al., 2005; FONSECA & BICUDO, 2010; GARCIA & VELEZ, 1995; NABOUT & NOGUEIRA, 2007). ODA & BICUDO (2006) registraram altas densidades de *P. umbonatum* e *P. gatunense*

em períodos de maior deficiência de nutrientes (exceto para silicatos) em um reservatório oligotrófico raso do parque estadual Fontes de Ipiranga em São Paulo.

Fonseca & Bicudo (2010) estudando as classes taxonômicas da comunidade fitoplanctônica e os atributos morfo-funcionais em dois reservatórios rasos no estado de São Paulo, registraram no lago das Ninféias, classificado como um ambiente oligo-mesotrófico as espécies *Peridinium umbonatum* e *P. gatunense*. Neste caso, foram as macrófitas os organismos que favoreceram o estabelecimento e êxito dos dinoflagelados, já que estes aproveitam os nutrientes fornecidos pelas plantas aquáticas.

Ainda que no reservatório Paiva Castro não tenham sido registradas macrófitas durante as coletas, a representatividade da classe Dinophyceae é explicada porque os dinoflagelados, são organismos que conseguem se adaptar a ambientes turbulentos, já que precisam da turbulência durante o período de ressuspensão de seus cistos, os quais são o inoculo para o surgimento de novas populações (POLLINGHER, 1988). Isto explica particularmente a representatividade de *Peridinium umbonatum* no reservatório durante as duas coletas.

A representatividade do *Peridinium umbonatum* foi maior na barragem durante as duas coletas. Isto porque neste compartimento a turbulência é reduzida e os dinoflagelados favorecidos pela mobilidade lhes permite migrar verticalmente procurando disponibilidade de luz e nutrientes presentes na coluna d'água e reduzindo a perda de nutrientes por sedimentação (GOMES et al., 2010).

Outras características tais como baixo consumo de P, capacidade de migração vertical, e tempo de vida relativamente longa confere aos dinoflagelados uma grande vantagem competitiva sobre outras algas em condições extremas de esgotamento de nutrientes. Além disso, devido ao seu tamanho relativamente grande, dinoflagelados são menos suscetíveis à pastagem zooplanctônica, minimizando as perdas (POLLINGHER, 1988). Os dinoflagelados de água doce normalmente armazenam fósforo para várias gerações em ambientes que são deficientes nesse nutriente (SERRUYA & BERMAN, 1975). Esta característica pode também ser utilizada para explicar as baixas concentrações de fósforo registradas na coleta de maio, já que *P. umbonatum* foi a espécie descritora da densidade fitoplanctônica nas duas coletas. Este resultado sugere que em maio devido à baixa disponibilidade de fósforo, *P. umbonatum* estivesse armazenando o

pouco fósforo disponível para futuras gerações, no entanto em novembro devido à maior disponibilidade do P, o dinoflagelado não estava precisando deste composto em grandes quantidades.

Ceratium furcoides também foi uma das espécies da classe Dinophyceae que alcançou representatividade no biovolume na coleta do novembro. Esta espécie tem sido reportada como uma espécie invasora em reservatórios eutrofizados do Brasil desde 2007, quando foi registrado pela primeira vez no reservatório de Furnas (SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2007). O *Ceratium furcoides* prolifera com sucesso em águas oligotróficas, alcança densidades altas em condições mesotróficas e florações dominantes em ambientes eutróficos e hipereutróficos (SILVA et al., 2012).

No caso das diatomáceas céntricas, a representatividade de *Aulacoseira granulata* e *Urosolenia* c.f. *eriensis* no biovolume da comunidade fitoplanctônica do reservatório Paiva Castro também foi reportada por SILVA et al., (2005) para o reservatório em cascata de Salto de Santiago – PR e por GONÇALVES (2016) para o reservatório Cachoeira do Sistema Cantareira. A representatividade *A. granulata* está relacionada com as altas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio total (BORGES et al., 2008). *U. c.f. eriensis* é uma diatomácea meroplanctônica pertencente ao grupo funcional MP (PADISAK et al, 2006), cuja densidade e biomassa são favorecidas pela turbulência, ressuspensão, eventos que possivelmente foram mais acentuados na segunda coleta. Além disto, o aumento das concentrações de fósforo possivelmente também têm favorecido a densidade e biovolume destas duas diatomáceas.

Neste estudo, as classes fitoplanctônicas que apresentaram a maior contribuição na densidade, não foram representativas no biovolume e vice-versa, aquelas que foram representativas para o biovolume não alcançaram uma densidade relevante no estudo. Assim, as espécies *Cylindrospermopsis* c.f. *raciborskii*, *Choricystis minor*, que dominaram a densidade fitoplanctônica, não alcançaram um biovolume representativo na comunidade fitoplanctônica, já que foram as algas flageladas; *Cryptomonas* c.f. *erosa*, *Peridinium* c. f. *umbonatum* e as diatomáceas *Aulacoseira granulata* e *Urosolenia* c.f. *eriensis*, as espécies que dominaram o biovolume.

Esta situação também foi registrada por FIGUEREDO & GIANI (2009), que observaram que quando surgiam diatomáceas como *Cyclotella* sp e *Aulacoseira granulata*, a espécie *Cylindropermopsis raciborskii*, diminuía em relação ao biovolume total. Igualmente, DIEMER & SEBASTIEN (2009), registraram a mesma situação no reservatório de Salto de Santiago-PR, onde foi verificada uma relação entre as diatomáceas e as cianobactérias, já que quando ocorria uma maior contribuição de diatomáceas havia então uma diminuição na concentração de cianobactérias e vice-versa, ou seja, ao ocorrer mais Cyanophyceae ocorria menos diatomáceas. Essa relação entre os táxons das classes Coscinodiscophyceae/Bacillariophyceae e Cyanophyceae, provavelmente ocorre como resposta a processos de competição interespecífica, onde as espécies dessas classes, disputam pelo mesmo nicho ecológico e recursos essenciais para sobreviverem.

Ainda que os resultados para a densidade e o biovolume da comunidade fitoplanctônica sugiram certa heterogeneidade espacial e temporal, para conhecer e compreender os padrões espaciais e temporais desta comunidade são necessárias coletas mais frequentes, que permitam acompanhar as rápidas variações na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, já que as alterações na composição específica do fitoplâncton são muito rápidas (TUNDISI, 1990).

7.3 Comunidade zooplanctônica

A análise de dissimilaridade de Bray-Curtis evidencio certo padrão de heterogeneidade espacial e temporal, já que o compartimento rio nas duas coletas é dissimile dos compartimentos canal e barragem em aproximadamente o 30% evidenciando a formação de dois zonas no reservatório: a) a zona influenciada pela entrada do rio Juquery e b) a zona de transição. A variação sazonal segundo a análise de agrupamento não foi muito clara e marcada. Estes resultados indicam que a heterogeneidade espacial e temporal estão mais associada à densidade e biomassa aportada pelos diferentes grupos zooplanctônicos, às famílias representativas e as espécies descritoras destes atributos ecológicos em cada coleta realizada.

A análise de correspondência canônica entre as variáveis limnológicas e as espécies descritoras da densidade e a biomassa evidencio a relação da biomassa zooplanctônica com algumas das variáveis físicas e químicas da água. Assim, *Kellicottia bostoniensis*, *Ascomorpha*

eucadis, *Keratella cochlearis*, *K. americana*, *Daphnia gessneri*, *Ilyocriptus spinifer* e *Ceriodaphnia cornuta*, espécies que foram registradas no compartimento rio, estiveram mais influenciadas pelas concentrações de material inorgânico e as concentrações de amônio, enquanto que, as demais espécies descritoras registradas no canal e a barragem estiveram maiormente influenciadas pela disponibilidade de nutrientes e/o alimento (clorofila *a*).

Neste sentido, a composição, estrutura, dinâmica e sucessão das espécies do zooplâncton nos reservatórios estão influenciadas pelos gradientes espaciais e temporais das condições físicas, químicas e biológicas próprias do sistema e por aquelas geradas por impacto antrópico sobre seus tributários ou sobre o próprio reservatório como consequência do manejo operacional (SAMPAIO et al., 2002). NOGUEIRA et al., (1999) indicam que características climáticas como a intensidade das chuvas e a produtividade fitoplanctônica regulam a estrutura do zooplâncton nos reservatórios tropicais e subtropicais.

Estudos sobre as comunidades planctônicas no Sistema Cantareira são escassos, já que a maioria deles apenas contemplou o complexo Jaguari-Jacareí. Os primeiros reportes taxonômicos para o Sistema Cantareira foram publicados no ano de 2011: MATSUMURA-TUNDISI, 2011; ROCHA et al., 2011; SILVA et al., 2011; SOUZA-SOARES et al., 2011, contudo, estes trabalhos não incluíram os reservatórios Jaguari-Jacareí. Já no ano 2013, através dos trabalhos de GAZONATO-NETO (2013) que registrou 30 táxons, HACKBART et al. (2015) que registraram 27 táxons e o estudo feito recentemente por DE CARLI (2015) que registrou 7 táxons, foi possível conhecer a composição de espécies de todos os reservatórios. Compilando a informação taxonômica anteriormente mencionada e aquelas espécies registradas no presente estudo, um total de 87 táxons foram registrados, sendo 10 copépodos, 34 cladóceros e 43 rotíferos.

No reservatório Paiva Castro, para a comunidade zooplanctônica, a maior riqueza foi registrada em maio (40 táxons) do que em novembro (36 táxons). A densidade total foi de 246.950 ind.m³, sendo maior na coleta correspondente ao período chuvoso (171.073 ind/m³) do que na coleta realizada no período seco (75.878 ind/m³).

Particularmente, o grupo Rotífera destacou-se pelo maior número de táxons registrados (28), padrão observado em ambientes aquáticos tropicais por muitos autores (ROCHA et al.,

1995; STARLING, 2001; LANSAC-TOHA et al., 2003). A densidade total de rotífera foi de 173245 ind.m³, sendo maior em novembro (138.065 ind.m³) do que em maio (35.180 ind.m³).

A representatividade em riqueza e densidade dos rotíferos está associada ao fato de que possuem uma dieta alimentícia variada, incluindo espécies fitoplanctônicas, detritos e bactérias, garantindo com isto o aproveitamento máximo da disponibilidade de alimento existente na coluna d'água (STARKWEATHER, 1980). Os maiores valores de riqueza para este grupo nas duas coletas registraram-se nos compartimentos rio e canal.

Considerando a distribuição temporal, a densidade dos rotíferos apresentou uma variação marcada entre coletas relacionada com a variação espacial da densidade e as famílias representativas deste atributo. Assim, em maio a densidade diminuiu no sentido montante-jusante, sendo a zona influenciada pelo rio Juquery, o compartimento com maior densidade de rotíferos, no entanto, em novembro a densidade aumentou no sentido montante-jusante, sendo a barragem, o compartimento com maior densidade no período chuvoso.

Os rotíferos também apresentaram a maior densidade quando comparados com os microcrustáceos. Os rotíferos contribuíram com 70% à densidade total zooplancônica. Em maio, representaram 46% e em novembro 81%. A maior densidade dos rotíferos tem sido amplamente reportada em lagos e reservatórios tropicais (MATSUMURA-TUNDISI, 1976; NOGUEIRA, 1996). A dominância de Rotífera tem sido associada ao grau de trofia dos ambientes, pelo fato de sua alimentação estar baseada em pequenas partículas como bactérias, detritos orgânicos, sendo abundantes em ambientes eutrofizados (ESTEVES & SENDACZ, 1988). Isto pode explicar a maior densidade de Rotífera registrada na coleta de novembro, quando o reservatório enquadrou-se como mesotrófico.

Em relação as famílias, Brachionidae (23%) e Conochilidae (16%), foram as famílias que apresentaram a maior densidade na coleta realizada no período seco, no entanto, na coleta do período chuvoso, Asplachnidae (31%) e Gastropidae (24%) foram as famílias com maior densidade total zooplancônica. Ainda que em maio o grau de trofia para o reservatório tenha sido descrito como oligotrófico, a família Brachionidae, associada a maiores graus de trofia, conseguiu ser uma das mais representativas nesta coleta.

ROCHA et al. (2002) apresentam uma relação da riqueza de 22 diferentes ecossistemas de água doce no estado de São Paulo e afirmaram que a riqueza de rotíferos é amplamente dependente das famílias Brachionidae e Lecanidae, e isso também foi verificado no presente estudo, já que a Brachionidae esteve representada por 9 espécies e Lecanidae por 4. Os gêneros mais comuns no presente estudo (*Brachionus*, *Keratella*, *Lecane* e *Trichocerca*) também foram os mais comuns nos reservatórios do Baixo Tietê (SANTOS, 2010). Diversos autores também verificaram a predominância destes táxons na bacia do rio Tietê, na planície de inundação do Alto Paranã (MS) e na represa do Jurumirim (SP) (LUCINDA, 2003; ABRA, 2008).

Entre as espécies descritoras da densidade, as espécies *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis* também foram comuns em outros reservatórios do sudeste brasileiro, como o reservatório de Furnas (ROSA, 2008) os reservatórios do rio Paranapanema (SAMPAIO et al., 2002) e diversos corpos de água do estado de São Paulo (LUCINDA et al., 2004). Associações entre estas espécies são indicadoras de ambientes eutrofizados (MATSUMURA-TUNDISI et al., 1990). No entanto, estas espécies foram descritoras da densidade nas duas coletas, coincidindo com as características oligo-mesotróficas do reservatório. GAZONATO-NETO (2013), também registrou a presença destas espécies nos reservatórios Jaguari-Jacarei.

Representantes do gênero *Conochilus* também foram registrados por SANTOS (2010) em reservatórios do Baixo Tietê. A relação deste gênero com o grau de trofia do ambiente são conflitantes. Para MATSUMURA-TUNDISI et al. (1990), *Conochilus unicornis* constitui indicador do processo de eutrofização no reservatório de Barra Bonita, SP. No entanto, Lucinda (2003) relaciona a elevada dominância de *Conochilus unicornis* a ambientes com menor trofia. De acordo aos resultados de densidade obtidos no presente estudo, *Conochilus unicornis* consegue ter densidade representativa nas duas coletas, sendo maior em novembro, quando o reservatório foi mesotrófico, coincidindo com o sugerido por MATSUMURA-TUNDISI et al. (2010).

A ocorrência de *Kellicottia bostoniensis*, está relacionada com maiores concentrações de nitrogênio e fósforo totais (LUCINDA, 2003). Contudo, em maio as concentrações de fósforo estiveram abaixo do limite de detecção e então a ocorrência constante e maior densidade deste rotífero micrófago pode estar associada à boa disponibilidade de nitrogênio inorgânico dissolvido e detritos neste período. Este rotífero é uma espécie planctônica comum na América do Norte e

recentemente foi introduzida no Brasil podendo representar alto potencial de invasão e ocasionar modificações na estrutura da comunidade zooplancônica (LANDA et al., 2002).

A maior riqueza e densidade dos rotíferos em ambas coletas, principalmente nos compartimentos rio e canal, está associada as vantagens competitivas que tem os rotíferos sob os outros grupos (cladóceros e copépodos). Algumas delas são seu ciclo de vida curto, os mecanismos de alimentação e metabolismo, já que são espécies r-estrategistas que possuem diversos hábitos alimentares, podendo consumir algas, bactérias e detritos de diferentes tamanhos (NOGRADY et al., 1993; PAGGI, 1995), colonizam rapidamente o ambiente, apresentam rápida reprodução e não são muito vulneráveis as características lógicas dos compartimentos rio e canal (ALLAN, 1976; DUMONT, 1977 apud SAMPAIO et al., 2002).

Em reservatórios eutrofizados, a maior proporção de rotífera está associada à altas concentrações de clorofila a, material em suspensão e fósforo (MEIRINHO, 2010). Contudo, no reservatório Paiva Castro a representatividade dos rotíferos não só está associada ao grau de trofia, está relacionada com características do ecossistema que possibilitam seu estabelecimento, como são o tempo de retenção. Já a influência do tempo de retenção da água sob a composição, abundância e distribuição da comunidade zooplancônica tem sido reportada por Zanata (2005) nos reservatórios do rio Tietê. Neste caso, muitas das espécies registradas estão adaptadas para se desenvolver em condições de rápido fluxo de água, o que explica seu estabelecimento no reservatório onde o tempo de retenção d'água é curto (10,7 dias).

No caso dos cladóceros, as espécies registradas (15 táxons) já foram reportadas para reservatórios do Médio e Baixo Tietê (Zanata, 2005; Santos, 2008). A riqueza deste grupo foi maior em maio (40), quando o reservatório apresentou características oligotróficas do que em novembro (36), e nas duas coletas aumentou no sentido montante-jusante, sendo a zona de transição o compartimento com maior riqueza.

A densidade total dos cladóceros foi 38.329 ind.m³ aportando com 15% a densidade total zooplancônica, sendo menor no período seco (7.514 ind.m³) do que no período chuvoso (30.815 ind.m³). A densidade apresentou um padrão de variação espacial diferente entre coletas. Em maio a densidade aumentou no sentido montante-jusante, sendo a zona de transição o compartimento com maior densidade, no entanto em novembro diminuiu no mesmo sentido. Esta situação é

similar à reportada por GÜNTZEL (2000) em estudos no sistema em cascata de reservatórios do Médio e Baixo Tietê, onde a variação na densidade numérica do zooplâncton foi acompanhada por variações na diversidade de espécies, ou seja os maiores valores de densidade foram acompanhados de valores mais elevados de diversidade.

As famílias Bosminidae, Moinidae, Daphnidae e Sididae apresentaram a maior densidade em ambas coletas. Estas famílias também tem sido reportadas por DE CARLI (2015) para o sistema Cantareira e em outros estudos de reservatórios das sub-bacias do rio Tietê (ZANATA, 2005; SANTOS, 2008; CAMPANELLI MORTARI e HENRY, 2015). Os gêneros mais comuns foram *Bosmina*, *Moina*, *Daphnia* e *Diaphanosoma*. A representatividade do gênero *Bosmina* tem sido indicada para os reservatórios do Médio e Baixo Tietê por Santos (2008) que encontrou ocorrência e dominância deste gênero no período seco nos reservatórios de Promissão e Nova Avanhandava, situação também reportada por Zanata (2005) para o reservatório de Barra Bonita. Neste estudo, as espécies *Bosmina Hagmanni* e *Bosminopsis deitersi* alcançaram a maior densidade nas duas coletas.

A espécie *Bosminopsis deitersi* é uma espécie de ampla distribuição em águas tropicais, sendo possivelmente adaptada a ambientes com elevada concentração de compostos húmicos, baixa condutividade e pH. Esta espécie é boa indicadora de ambientes oligotróficos e mesotróficos (ARCIFA, 1984), o que explica sua dominância em maio e novembro. Em relação ao gênero *Diaphanosoma*, sua ocorrência é comum em ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais em condições de eutrofia. Assim a ocorrência da espécie *Diaphanosoma polypsina* pode estar associada às mudanças no grau de trofia do Paiva Castro no mês de novembro (GHIDINI & SANTOS-SILVA, 2009). Já *Moina minuta* é uma espécie muito frequente em ambientes aquáticos brasileiros e muito sensível às baixas concentrações de oxigênio (ARCIFA, 1984). Estas espécies são filtradores cuja dominância está associada com uma alta produção primária (BOHRER et al 1988).

Cladóceros de maior porte como as *Daphnia* tem suas capacidades de alimentação reduzidas na presença de Cianobacterias filamentosas e coloniais, devido à obstrução dos seus instrumentos filtradores pela camada gelatinosa de mucilagem presente nessas algas (LEONARD & PAERL, 2005). Porém, neste estudo *Daphnia gessneri* alcançou uma densidade importante no período seco, onde a densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* foi importante.

BRITO (2003) analisou as associações de Cladóceras dos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), encontrando que cladóceros de menor tamanho, como aqueles das famílias Bosminidae, Moinidae, Ilyocryptidae, Macrothricidae e Chydoridae são dominantes em ambientes eutrofizados, enquanto aqueles das famílias Sididae e Daphnidae são mais comuns em ambientes com menores valores de índice de estado trófico. Isto pode explicar a variação no tamanho das espécies que conseguiram ser descritoras da densidade.

No caso dos copépodos, os ordens Calanoida, Copépoda e Harpacticoida estiveram representados por náuplios e copepoditos; só foram encontradas ocorrendo frequentemente o Calanoida *Notodiaptomus spinuliferus* e o Cyclopoida *Termocyclops decipiens*. A densidade de Copépoda foi de 35.376 ind.m³, aportando com o 14% à densidade total zooplanctônica sendo menor no período seco (2192 ind.m³) do que no período chuvoso (33.184 ind.m³).

Espacialmente, a densidade das formas jovens dos copépodos aumentou no sentido montante-jusante em maio e diminuiu no mesmo sentido em novembro. Nas duas coletas, as formas jovens ciclopóides dominaram sob as formas jovens dos Calanoida. As espécies *Termocyclops decipiens* e *Notodiaptomus spinuliferus* apresentaram densidades baixas e similares nas duas coletas. Semelhante aos Cyclopoida e Calanoida, o grupo Harpacticoida esteve representado só por náuplios, cujo aporte à densidade total zooplanctônica foi mínimo. A ocorrência de *Notodiaptomus spinuliferus* pode ser explicada porque em reservatórios mesotróficos e eutróficos, espécies do gênero *Notodiaptomus* podem utilizar pequenas colônias e filamentos de cianobactérias como alimento, o que estaria favorecendo sua ocorrência no reservatório (PANOSSO et al., 2003).

A representatividade das formas jovens nos copépodos (náuplios e copepoditos) na densidade total das duas coletas, é considerada como uma estratégia adaptativa dos copépodos para compensar a alta mortalidade antes de chegar à fase adulta (ESPINDOLA et al. 2000). Estudos conduzidos em vários ecossistemas aquáticos tropicais, na busca por indicadores zooplanctônicos de eutrofia, têm descrito, em geral, uma dominância de copépodos Cyclopoida sobre copépodos Calanoida, à medida que a eutrofização se estabelece e evolui (PINTO-COELHO et al. 2005). Neste estudo, os resultados mostraram para o caso dos copépodos, uma dominância das etapas jovens de Cyclopoida sob as de Calanoida, situação que mais do que estar

relacionada com a trofia do reservatório, pode estar sendo resposta das condições do ecossistema que dificulta-lhes o estabelecimento na coluna d'água como o curto tempo de retenção.

A morfometria e o tempo de retenção da água demonstram-se fatores influentes sobre a estrutura do zooplâncton e de ecossistemas (CARDOSO-SILVA, 2008; PERBICHE-NEVES et al. 2014). Segundo TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI (2008) represas de formato dendrítico apresentam acúmulo de material com a formação de compartimentos. Enquanto que reservatórios com morfologia simples apresentam circulação menos complexa, poucos compartimentos e geralmente tempo de residência curto. Esse conceito pode ser aplicado ao Cantareira, com a presença de compartimentos para as represas Jaguari-Jacarei, com maior profundidade e tempo de retenção da água (HACKBART et al. 2015) e com morfologia mais simples, baixo tempo de residência e condições mais lóticicas para o caso de Paiva Castro (DE CARLI, 2015). É importante mencionar que a ausência de chuvas também é importante, já que dentre os fatores atuantes, a precipitação pluvial tem grande influência sobre o tempo de residência que por sua vez influencia as características físico-químicas da água e a comunidade zooplanctônica (PERBICHE-NEVES, 2008).

Biomassa

Em uma população é comum encontrar um grupo ou espécie que possui maior abundância relativa, porém isto pode não expressar maior contribuição em termos de biomassa dentro da comunidade como um todo (GHIDINI & SANTOS-SILVA, 2009). Por exemplo, na grande maioria dos lagos tropicais, embora os rotíferos sejam geralmente os mais abundantes membros da comunidade zooplanctônica, os microcrustáceos contribuem em maior proporção com a biomassa total. Assim, estima-se que o peso seco de um espécime de *Daphnia* seja igual ao peso seco de 300 a 500 rotíferos (RUTTNER-KOLISKO, 1974).

A biomassa das populações de zooplâncton é uma variável fundamental para compreender o papel ecológico de cada grupo desta comunidade (PINTO-COELHO, 2004) e é considerada uma estimativa mais realista e precisa do que a densidade em estudos de estrutura, devido à ampla faixa de tamanho das espécies zooplanctônicas (MATSUMURA-TUNDISI et al., 1989). Os rotíferos e protozoários contribuem significativamente em densidade, porém tem uma baixa

representatividade em biomassa, no entanto, os de maior tamanho, copépodos e cladóceros, podem contribuir de forma importante à biomassa (BONECKER et al. 2007).

Segundo Bonecker et al. (2007) e Sendacz et al. (2006), a estrutura espacial e temporal da biomassa zooplanctônica nos reservatórios está associada ao grau de trofia e às interações biológicas que apresentam-se no próprio ecossistema. Segundo Esteves (2011) um incremento na biomassa fitoplanctônica devido ao processo de eutrofização decorre em efeitos imediatos nos heterótrofos, incrementando sua produção. Assim, a comunidade zooplanctônica em um corpo de água é o resultado de um conjunto de fatores físicos, químicos e biológicos que interatuam e favorecem a formação de diferentes associações que variam no tempo e espaço (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A biomassa de um nível trófico pode variar notavelmente, mesmo em curtos intervalos de tempo (STEELE & FROST, 1977). Comumente ocorrem variações espaciais e temporais tanto no mesmo corpo de água como entre sistemas diferentes, devido às variações no peso dos organismos em função da disponibilidade alimentar ou de trofia do ecossistema (ANDREW & FITZSIMONS, 1992). Esta situação foi verificada no presente estudo, já que a biomassa determinada para a comunidade zooplanctônica do reservatório Paiva Castro apresentou variações importantes entre coletas e entre os compartimentos do reservatório.

Neste sentido, a biomassa total para a comunidade zooplanctônica no reservatório Paiva Castro foi de 78.752 $\mu\text{gPS.m}^3$, sendo maior na coleta correspondente ao período chuvoso (70.583 $\mu\text{gPS.m}^3$) do que no período seco (8169 $\mu\text{gPS.m}^3$). Em ambas coletas, a biomassa aumentou no sentido montante-jusante, sendo o rio o compartimento com a menor biomassa durante todo o estudo, em contraposição ao canal e à barragem que apresentaram a maior biomassa. A variação espacial da biomassa está associada à disponibilidade de alimento, já que o fato de que o rio também seja o compartimento com a menor densidade e biovolume fitoplanctônico acarreta em valores baixos de biomassa zooplanctônica.

A variação longitudinal da biomassa zooplanctônica registrada neste estudo seguiu o modelo proposto por Marzolf (1990) para a distribuição da densidade ao longo do reservatório, o qual prediz que a distribuição do zooplâncton alcança os máximos valores na zona de transição, onde ocorre um balanço entre as forças hidrodinâmicas (fluxo da corrente e tempo de retenção) e

a contribuição de nutrientes (nitrogênio e fósforo) pela descarga do rio garantindo boas fontes de alimento.

Como têm sido reportado para vários reservatórios tropicais (Matsumura-Tundisi et al. 1989, Merayo e Gonzalez, 2010; Santos, 2010), os rotíferos apresentaram a maior riqueza e densidade no reservatório Paiva Castro. No entanto, os microcrustáceos, principalmente os cladóceros, dominaram em biomassa. O aporte dos cladóceros à biomassa total foi de 74,24% com uma biomassa de 2.266 $\mu\text{gPS.m}^3$ em maio e de 56.199 $\mu\text{gPS.m}^3$ em novembro. Estes resultados coincidem com aqueles encontrados por Melão (1997) na lagoa Dourada, SP, onde ocorre uma variação quantitativa da biomassa zooplancônica entre o verão e o inverno, com predominância de Cladóceras em ambos os períodos. No presente estudo, os valores de biomassa de Cladóceras no período chuvoso foram muito maiores do que os reportados por Santos (2008) para o reservatório de Nova Avanhandava, cujos valores no período chuvoso foram 9.984,7 $\mu\text{gPS.m}^3$.

Em termos de espécies, *Bosminopsis deitersi*, *Bosmina hagmanni*, *Daphnia gessneri*, *Diaphanosoma polyspina*, *Diaphanosoma brevireme*, *Ilyocryptus spinifer* e *Moina minuta* foram as espécies que apesar ainda de serem descritoras da densidade zooplancônica, também apresentaram a maior biomassa durante o estudo. Os aportes de biomassa de *Bosminopsis deitersi* foram de 1.108 $\mu\text{gPS.m}^3$ (14%) em maio e de 54.778 $\mu\text{gPS.m}^3$ (78%) em novembro, sendo a média (27.943 $\mu\text{gPS.m}^3$) mais baixa do que a reportada por Melão (1997) para a mesma espécie (42.297 $\mu\text{gPS.m}^3$) na Lagoa Dourada.

No caso de *Bosmina hagmanni*, seu aporte à biomassa foi maior em novembro (394 $\mu\text{gPS.m}^3$) do que em maio (773 $\mu\text{gPS.m}^3$); valores cuja média (583, 5 $\mu\text{gPS.m}^3$) foram muito baixos quando comparados com os reportados por Santos-Wisniewski (1998) para esta espécie (13.323 $\mu\text{gPS.m}^3$) no reservatório de Barra Bonita. De acordo com ACHARYA et al. (2004), o gênero *Bosmina* pode diferenciar a qualidade alimentícia das partículas, o que confere-lhe uma vantagem particular quando uma alta turbidez mineral interfere com o pastoreio de espécies menos seletivas.

A representatividade de *Bosmina hagmanni* também foi reportado por Bonecker et al. (2007) para o reservatório Iraí onde a biomassa do fitoplâncton foi dominada por

Cylindrospermopsis raciborskii (período seco) e *Microcystis aeruginosa* (período chuvoso). Sampaio et al. (2002) registrou a dominância de pequenos cladóceros em reservatórios eutrofizados e atribuiu este resultado à dominância de cianobactérias no ecossistema. Neste sentido, Pace & Orcutt (1981) indicaram que mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica estão associadas com a presença de cianobactérias filamentosas e coloniais, o que possibilita uma substituição de cladóceros de maior tamanho por espécies menores, isto possivelmente pela inibição que as cianobactérias ocasionam na sua maquinaria filtradora (LEONARD & PAERL, 2005). Isto pode explicar a representatividade de *Bosmina hagmanni* na biomassa zooplanctônica no presente estudo, já que no Paiva Castro *Cylindrospermopsis raciborskii* foi a cianobactéria que apesar de não ser representativa no biovolume fitoplanctônico, foi dominante em densidade no período seco.

Apesar da espécie *Daphnia gessneri* não ocorrer nas duas coletas, sua densidade em maio (período seco) foi importante e devido ao seu maior tamanho também conseguiu fazer parte das espécies descritoras da biomassa zooplanctônica. Sua contribuição à biomassa foi de 118 $\mu\text{gPS.m}^3$, aporte muito baixo comparado com os valores de biomassa registrados por Santos (2010) para esta espécie (6.337 $\mu\text{gPS.m}^3$) no reservatório de Nova Avanhandava em maio de 2009. No período chuvoso, o menor tempo de retenção d'água não deixa espaço para o recrutamento de populações de crescimento lento ou grandes cladóceros estritamente cinéticos como *Daphnia spp* (LANDA et al. 2002).

Dodson (1984) sugere que o tamanho, a forma e a textura do corpo e a integridade da concha favorecem a taxa de mortalidade como resultado da depredação do zooplâncton, o que supõe que as populações de *D. gessneri* estão submetidas a esta pressão no Paiva Castro, o que decorre que ainda sua biomassa é favorecida pelo tamanho, sua morfologia impediu que tivesse uma densidade representativa.

Os Rotífera foram o segundo grupo mais representativo em termos de biomassa no reservatório Paiva castro, seu aporte à biomassa total foi de 18%, com valores de 591 $\mu\text{gPS.m}^3$ em maio e de 13.602 $\mu\text{gPS.m}^3$ em novembro. Seus valores médios (7096,5 $\mu\text{gPS.m}^3$) são semelhantes aos reportados por Santos-Wisniewski (1998) no reservatório de Barra Bonita, onde foram obtidos valores de 4.421 $\mu\text{gPS.m}^3$ no período seco e de 4.222 $\mu\text{gPS.m}^3$ em no período chuvoso do ano 1995.

Nas duas coletas, a biomassa para os rotíferos diminuiu no sentido montante-jusante, sendo o rio o compartimento com maior aporte à biomassa por parte dos rotíferos. Esta situação sugere que a biomassa rotífera não depende só da distribuição da biomassa fitoplanctônica, já que o rio é o compartimento com menores valores de biovolume fitoplanctônico. Porém, em alguns sistemas tem sido encontrado que os detritos podem ser uma forma importante de alimento para o zooplâncton (PINTO COELHO et al. 2005) e os rotíferos aproveitam esta fonte quando o fitoplâncton encontra-se em menores concentrações, pois não só as algas satisfazem todos os requerimentos nutricionais (MARZOLF, 1990; MERAYO & GONZALEZ, 2010)

É importante considerar que as diferenças no tamanho e o peso das espécies deste grupo influenciam sob as forças *top/down* e portanto na dinâmica da sua biomassa, já que espécies de maior tamanho são vulneráveis à predação e ao mesmo tempo, tem maior eficiência nas taxas de pastoreio de uma ampla faixa de organismos e partículas, o que é determinante no fluxo de matéria e energia (MASSON et al. 2004).

Em termos de espécies, *Conochilus unicornis* (314 $\mu\text{gPS.m}^3$); *Gastropus hyptopus* (88 $\mu\text{gPS.m}^3$) *Synchaeta pectinata* (72 $\mu\text{gPS.m}^3$) e *Kellicottia bostoniensis* (53 $\mu\text{gPS.m}^3$) foram as espécies que reportaram maior contribuição à biomassa zooplanctônica. A representatividade destas espécies verifica a relação da biomassa dos rotíferos com as zonas do reservatório que apresentam menor biomassa fitoplanctônica, já que são espécies de hábitos tróficos detritívoros.

Os resultados da densidade e biomassa de *Kellicottia bostoniensis* registrados neste estudo não coincidem com os encontrados no trabalho de LANDA et al. (2002), que reportaram a maior densidade e biomassa de *Kellicottia bostoniensis* no período chuvoso, devido à disponibilidade de alimento em decorrência do aporte de material alóctone proveniente de lixiviação de áreas adjacentes, que é incorporado ao sistema (BOZELLI & ESTEVES, 1991). No presente estudo, este rotífero foi dominante em densidade e biomassa no período seco, o que supõe que no ambiente o aumento dos matéria orgânica e inorgânica na coluna d'água favoreceram o desenvolvimento de detritívoros como *Kellicottia bostoniensis*. A qualidade e quantidade de alimento representam para os rotíferos fatores mais importantes para o crescimento e reprodução (DUNCAN, 1984; GALINDO et al. 1993). A maioria das espécies de rotífera é r-estrategista, podendo rapidamente desenvolver populações numerosas quando as condições ambientais se tornam favoráveis (NOGRADY et al., 1993).

Os maiores valores de biomassa de Rotífera ocorreram no período chuvoso. Esta sazonalidade também foi registrada por SANTOS-WISNIEWSKI (1998), CASANOVA (2005) e MELÃO (1997) que obtiveram os maiores valores médios de biomassa para Rotífera no período chuvoso e seco respectivamente. Com exceção do reservatório Três irmãos, cujos valores médios de biomassa estiveram por volta de 10, 2 $\mu\text{gPS.m}^3$; a biomassa do grupo Rotífera no presente estudo foi aproximadamente cinco vezes menor do que a biomassa registrada para o grupo Rotífera nos reservatórios do Médio e Baixo Tietê (SANTOS, 2010). Porém, os valores de biomassa deste estudo foram muito altos quando comparados com os valores de biomassa para Rotífera do estudo de CASANOVA (2005) na represa de Jurumirim, SP.

De acordo com ROSSA et al. (2007) vários fatores podem influenciar a biomassa de rotíferos, desde os métodos de preservação das amostras até os fatores físicos, químicos do ambiente, como a condutividade da água, a concentração de oxigênio dissolvido, o tempo de retenção da água, o pH, temperatura, ou biológicos como a qualidade e quantidade de alimento, pressão de predação e/ou competição por recursos. MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI (1976) mostraram que, em um reservatório com curto tempo de retenção de água, a biomassa de organismos planctônicos é reduzida devido à perda dos mesmos através de perdas de massa de água (ROSSA et al. 2007).

Por último, a menor contribuição em biomassa foi a do grupo Copépoda, cujo aporte à biomassa total foi de 7,7%, com valores de 5312 $\mu\text{gPS.m}^3$ em maio e de 782 $\mu\text{gPS.m}^3$. Estes valores são muito baixos quando comparados com os reportados por MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI (1986) que estudou três lagos de diferentes graus de trofia no Vale do Rio Doce registrando valores de biomassa de 26.57053 $\mu\text{gPS.m}^3$ para o lago Dom Helvécio (ambiente oligotrófico) onde predominaram os copépodos Calanoida.

No reservatório Paiva Castro, o grupo Copépoda esteve representado principalmente pelas formas jovens (náuplios e copepoditos). A biomassa das únicas espécies representantes do grupo Copépoda foi de 111 $\mu\text{gPS.m}^3$ para o *Termocyclops decipiens* e de 366 $\mu\text{gPS.m}^3$ para o *Notodiaptomus spinuliferus*. A dominância das formas jovens deste grupo está relacionada com o curto tempo de retenção da represa Paiva Castro (10,7 dias), o qual dificulta o desenvolvimento destes organismos, já que não chegam a alcançar a etapa adulta influenciando sob a dinâmica populacional do zooplâncton. BROOK & WOODWARD (1956) sugerem que o tempo de

retenção acima de 18 dias propiciam desenvolvimento significativo destes organismos, e afirma que para alguns microcrustáceos o tempo é superior a 16 dias.

A estrutura da comunidade zooplanctônica no Paiva Castro resulta ser diferente da estrutura zooplanctônica avaliada em outros reservatórios. Os resultados de biomassa reportados neste estudo são menores quando comparados com os valores de biomassa reportados para os reservatórios da sub-bacias do rio Tietê, onde a maior contribuição foi feita pelos rotíferos, seguida dos copépodos e cladóceros (SANTOS, 2010). Assim, nos reservatórios do Baixo Tietê, e Promissão, os Copépoda foram o segundo grupo mais representativo em termos de biomassa ($25.336,4 \mu\text{gPS.m}^3$) no período seco. Este padrão sazonal diferiu do encontrado por SANTOS-WISNIEWSKI (1998) no reservatório de Barra Bonita, onde os maiores valores foram registrados no período chuvoso.

De acordo com ROCHA et al. (1995), os Copépoda são dominantes em reservatórios com trofia variando de condições oligotróficas a mesotróficas e mesmo ocorrendo em densidades menores que os Rotífera, estes geralmente contribuem com uma fração maior para a biomassa devido ao seu maior tamanho. Isto pode explicar os resultados encontrados no presente estudo, já que em maio, o reservatório apresentou características oligotróficas, as quais somadas ao tempo de retenção d'água e à disponibilidade de alimento, propiciaram que a contribuição dos copépodos à biomassa zooplanctônica fosse maior do que em novembro.

Considerando os vários aspectos abordados neste estudo, o reservatório Paiva Castro evidencia a existência de heterogeneidade espacial a qual é consequência da compartimentalização do reservatório. As variações das características físicas, químicas, biológicas e da densidade e biomassa das comunidades planctônicas estabelecem a compartimentalização do reservatório, sugerindo que o compartimento rio separa-se da zona de transição que compreende o canal e a barragem do reservatório. Esta separação esteve relacionada principalmente às diferenças na temperatura, sólidos suspensos totais, disponibilidade de nutrientes e à estrutura das comunidades planctônicas em função da sua densidade e biomassa.

Em relação a heterogeneidade temporal, devido ao curto tempo de residência do reservatório Paiva Castro, o rápido desenvolvimento dos organismos planctônicos e a vulnerabilidade destes às mudanças físicas e químicas é importante acrescentar em estudos

futuros o esforço de amostragem, isto com o propósito de avaliar com certeza as mudanças que acontecem nas comunidades planctônicas em decorrência da variabilidade ambiental.

No entanto, ainda que o reservatório Paiva Castro não tenha apresentado um padrão de heterogeneidade temporal. Variáveis climáticas (período de estiagem atípico), hidrológicas e do regime de operação das barragens do sistema Cantareira que aconteceram durante o ano 2014, desencadearam mudanças temporais no reservatório relacionadas com a disponibilidade de nutrientes, ocorrência de cianobactérias tóxicas e possíveis processos de eutrofização, fato que sugere maior atenção por parte das entidades reguladoras da gestão dos recursos hídricos.

8 CONCLUSÕES

O levantamento das variáveis limnológicas e a estrutura das comunidades planctônicas permitiram verificar que o reservatório Paiva Castro apresenta-se compartimentado, já que a zona influenciada pela entrada do rio Juquery é diferente da zona de transição integrada pelos compartimentos canal e barragem.

Variações nas características físicas e químicas no reservatório Paiva Castro são decorrência de processos físicos, químicos e operacionais que acontecem nos reservatórios a montante.

Apesar das variações no grau de trofia observado, entre maio e novembro, em relação à qualidade da água, o reservatório Paiva Castro, apresenta-se em conformidade à Resolução CONAMA 357, Classe I.

A disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo) não é só um fator limitante para a produtividade primária de um reservatório, mas também é um fator limitante para a tomada de decisões relacionadas com a gestão dos recursos hídricos; valores altos nas concentrações de nitrogênio ou fósforo incidem em possíveis problemas de eutrofização e deterioração da qualidade d'água.

O curto tempo de residência d'água no reservatório Paiva Castro é um fator que explica a oligotrofia do reservatório, assim como a estrutura descrita para as comunidades planctônicas, que foram representadas por organismos r-estrategistas.

A variação na disponibilidade de nutrientes, assim como na carga de material em suspensão na coluna d'água influenciaram as classes fitoplanctônicas e sua representatividade na densidade.

Em relação à estrutura da comunidade fitoplanctônica, o reservatório Paiva Castro apresentou um padrão comum dos reservatórios tropicais, particularmente aqueles oligotróficos das sub-bacias do rio Tietê, onde as clorofíceas e diatomáceas dominam em riqueza e densidade e as Cryptomonas e dinoflagelados os grupos mais representativos no biovolume.

Em relação à estrutura da comunidade zooplancônica, o reservatório Paiva Castro apresenta o padrão comum dos reservatórios tropicais. Os rotíferos dominam em riqueza e densidade mas tem pouca representatividade na biomassa, atributo ecológico no qual foram bons representantes os cladóceros e copépodos.

Ainda que as variáveis ambientais, como as flutuações nos níveis pluviométricos influenciam na dinâmica do reservatório Paiva Castro, também sugerem diferenças temporais na dinâmica das comunidades planctônicas. No entanto, é necessário aumentar o esforço de amostragem para observar padrões de heterogeneidade temporal mais visíveis.

9 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. O Reservatório do Juqueri, na área de Mairiporã: estudos básicos para defesa ambiental e ordenação dos espaços envolventes. **Geogr. e Planej.**, v. 32, p. 1-28. 1978.

ABRA, J. **Variação sazonal da composição, abundância e diversidade de rotíferos na Lagoa do Coqueiral, lateral ao Rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa Jurumirim, SP.** 2008. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu – SP.

ACHARYA, K.; KYLE, M.; ELSER, J. J. Effects of stoichiometric dietary mixing on Daphnia growth and reproduction. **Oecologia**, v. 138, p. 333–340. 2004.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. **Dados de referência acerca da outorga do Sistema Cantareira.** 2013. Disponível em: <<http://www.agua.org.br/editor/file/Cantareira/Dados.pdf>>. Acesso em: 18 abr. 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Série de dados hidrológicos do Sistema Cantareira (Outorga) de 2004 a 2012.** 2013. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/saladesituacao/v2/SistemaCantareira.aspx>>. Acesso em: 28 abr. 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. 2015. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA – DAEE. **Abastecimento urbano de água. Região Metropolitana de São Paulo. 2015.** Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/analise/RegiaoMetropolitana.aspx?rme=24>>. Acesso em: 18 abr. 2016.

ALLAN, J. D. Life history parameters in zooplankton. **American Naturalist**, v. 110, p. 165-180. 1976.

ANDREW T. E.; FITZSIMONS G. A. Seasonality, population dynamics and production of planktonic rotifers in Lough Neagh, Northern Ireland. **Hydrobiologia**, v. 246, p. 147-164. 1992.

ARCIFA, M. D. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 137-145. 1984.

AUBRIOT L.; WAGNER, F.; FALKNER, G. The phosphate uptake behavior of phytoplankton communities in eutrophic lakes reflects alterations in the phosphate supply. **European Journal of Phycology**, v. 35, p. 355-262. 2000.

AZEVEDO, F.; DIAS, J.; MAGALHÃES, L.; BONECKER, C. Length-weight regressions of the microcrustacean species from a tropical floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 01-11. 2012.

BALCER, M. D., KORDA, N. L. & DODSON, S. I. **Zooplankton of the Great Lakes**. University of Wisconsin Press. Madison, W. I. 1984.

BECKER, V., et al. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research**, v. 44, n. 11, p. 3345-3354. 2010.

BEGHELLI, F. G. S. et al. Caracterização e análise de metais nos sedimentos da região litorânea de represas do Sistema Cantareira/SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5, 2014, Belo Horizonte. **Anais dos Congressos Brasileiros de Gestão Ambiental**. Belo Horizonte, 2014b, v. 5, p. 1-5.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006.

BLETTLER, M. C. M.; BONECKER, C. C. Avaliação da biomassa de microcrustáceos em ambientes aquáticos continentais. **Interciencia**, v. 31, p. 591-597. 2006.

BOHRER, M. B. C.; ROCHA, M. M.; GODOLPHIM, B. F. Variações espaço-temporais das populações de Cladóceras (Crustácea, Branchiopoda) no Saco de Tapes, Laguna dos Patos, RS. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 2, p. 549-570. 1988.

BONECKER, C. C.; NAGAE, M.; BLETTER, M. C. M.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 115-123. 2007.

BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum**, v. 30, p. 57-65. 2008.

BOTTRELL, H. H. et al. Review of some problems in zooplankton production studies. **Norw. J. Zool.**, v. 24, p. 419-560. 1976.

BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A. Influência da flutuação do nível d'água sobre a densidade da comunidade zooplancônica do lago Mussurá e rio Trombetas, Oriximiná, PA, **Brasil. An. Sem. Reg. Ecol.**, v. 6, p. 47-66. 1991.

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

BRASIL. Portaria MS n.º 518, de 26 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. n.º 59. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, p. 266-270. 2005.

BRASIL. Portaria n.º 2,914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, p. 39-46. 2011.

BRITO, S. L. **Composição, distribuição espacial e biomassa do zooplâncton total do lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce-MG**. 2003. 46p. Monografia. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.

BROOK, A.J.; WOODWARD, B. Woodward. Some observations on the effects of water inflow and outflow on the plankton of small lakes. **Journal of Animal Ecology**, v. 25, p. 22-35. 1956.

CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. Comparative limnology of Lobo (Broa) and Barra Bonita Reservoirs. São Paulo State: functioning mechanisms and basin for management. **Rev. Brasil. Biol. = Braz. J. Biol.**, v. 50, no. 4, p. 893-913. 1990.

CALIJURI, M. C., DEBERDT, G.L.B. & MINOTI, R.T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In HENRY, R., ed. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fundibio/Fapesp. p 109-148. 1999.

CAMPANELLI MORTARI, R. & HENRY R. Horizontal distribution of Cladóceras in a subtropical lake marginal to a river. **Journal of limnology** 75(1):109-120. 2015.

CAMPOS, J. R. Alternativas para tratamento de esgotos. In: CATELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (Eds.). **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Carlos: EESC-USP. p 87-106. 2000.

CAPBLANCQ, J. & J. CATALAN. Phytoplankton: Which, and how much? in: R. Margalef (ed.). **Limnology now**. 1994. Elsevier. p 9-31.

CARDOSO, L.S. & TORGAN, L.C. Dinoflagelados em diversos habitats e hidroperíodos na zona costeira do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 411-419. 2007.

CARDOSO-SILVA, S.C. Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga. 2008. 100f. Dissertação (Mestrado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARDOSO-SILVA, S. Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ^{210}Pb , biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos. 2013. 166p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.

CARDOSO-SILVA et al. Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at paiva castro reservoir (são paulo, brazil). *Environmental Earth Sciences (Internet)* 75:9. 2016.

CARLSON, R. E. A Trophic State Index for Lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 22, p. 361-369. 1977.

CARVALHO, M. C. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de monitoramento de reservatórios no estado de São Paulo. 2003. Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo – SP.

CASANOVA, S. M. C. Análise da estrutura da comunidade zooplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim (SP), com ênfase na dinâmica populacional de Rotífera. 2005.. 255p. Tese de Doutorado- Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, campus de Botucatu – SP.

CASANOVA, S. M.; HENRY, R. Longitudinal distribution of Copepoda population in the transition zone of Paranapanema River and Jurumim Reservoir (São Paulo, Brasil) interchange with two lateral lakes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 11-26, 2004.

CHAUDHRY, F. H. Aproveitamento de recursos hídricos. In: CATELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (Eds.). **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Carlos: EESC-USP. p 27-37. 2000.

CMR. COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS. **Represas y desarrollo: un nuevo marco para la toma de decisiones**. Cape Town: Comisión Mundial de Represas. 404 p. (Reporte Final). 2000.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Comunidade planctônica e clorofila-a do complexo Billings (out. 92 a out. 93). São Paulo: CETESB, 1996.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, 2001. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – Cetesb, São Paulo. 2002

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. SP. 327p. 2007.

DE-CARLI, B. P. **Heterogeneidade espacial e temporal da comunidade zooplanctônica do sistema Cantareira, SP**. 2015. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Campus Experimental de Sorocaba, UNESP - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba-SP.

DELAZARI-BARROSO, A.; SANT'ANNA, C.L.; SENNA, P.A. Phytoplankton from Duas Bocas reservoir, Espírito Santo State, Brazil (except diatoms). **Hoehnea**, v. 34, n. 2, p. 211-229. 2007.

DIEMER, O., SEBASTIEN, N. Y. Estrutura e dinâmica do fitoplâncton no reservatório e na jusante de Salto Santiago, PR, Brasil. Em: Anais do I Seminário Internacional de Ciência, Tecnologia e Ambiente. UNIOESTE. Cascavel-Paraná-Brasil.

DOS SANTOS; CALIJURI M.C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 367, p. 139-152. 1998.

DUMONT H.J.; VAN DE VELDE I.; DUMONT S The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. **Oecologia**, v.19, p. 75-97. 1975.

DUNCAN, A. Assessment of factors influencing the composition, body size and turnover rate of zooplankton in Parakrauma Samudra, an irrigation reservoir in Sri Lanka. **Hydrobiologia**, v, 113, p. 201-215. 1984.

EL MOOR-LOUREIRO, L. M.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. New Cladoceran records from lake Paranoá, central brazil. **Braz. J. Biol**, v. 64, p. 415-422. 2004.

EMPLASA. Empresa Metropolitana Da Grande São Paulo S/A. Sistema Cartográfico Metropolitano. Coordenadoria de informações geográficas. EMLASA, 2008.

ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. **Rev. Bras. Biol.**, v. 60, p. 179-194. 2000.

ESTEVES, F.A.; BARBOSA, F.A.R. A doença dos lagos; *Ciência Hoje*, v. 5, n. 27. 1986

ESTEVES, FRANCISCO DE ASIS (org). **Fundamentos de Limnología**. 3ª Rio de Janeiro: Interci[encia, 2011. 826p.

ESTEVEES, K. E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatório do Estado de São Paulo. **Acta. Limnol. Brasil.**, v.2, p. 587-604. 1988.

FERRAGUT, C.; LOPES, M.R.M.; BICUDO, D.C.; BICUDO, C.E.M.; VERCELLINO, I.S. Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (lago do IAG, São Paulo). **Hoehnea**, v. 32, p. 137-184. 2005.

FONSECA, B. M.; C. E. M. BICUDO. How important can the presence/absence of macrophytes be in determining phytoplankton strategies in two tropical shallow reservoirs with different trophic status? **Journal of Plankton Research**, v. 32, p. 31-46. 2010.

FRACÁCIO, R. **Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com *Danio rerio* (Cypriniforme, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação ambiental dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê (SP).** São Carlos: 2001. 233 p. [Dissertação de Mestrado]- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

FRANÇA, R S. A comunidade de invertebrados bentônicos nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos (Baixo rio Tietê – SP). São Carlos, SP. 2006 [Dissertação de Mestrado]- Universidade Federal de São Carlos.

GALINDO M.D, GUISANDE C, TOJA J. Reproductive investment of several rotifer species. **Hydrobiologia**, v. 255/256. V. 317-324. 1993.

GARCIA, M.; VÉLEZ, E. Algas planctônicas da Lagoa Emboaba, Planície Costeira do Rio Grande do sul: avaliação qualitativa. **Boletim do Instituto de Biociências**, v. 54, p. 75-114. 1995.

GAZONATO-NETO, A. J. Estudo limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacaré com ênfase na comunidade zooplânctônica. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

GHIDINI, A.R. & SANTOS-SILVA, E.N. Biomassa de quatro espécies de Cladóceras (Crustácea: Branchiopoda) e sua variação nictemeral no Lago Tupé, Amazonas, Brasil. In SANTOS-SILVA, EM. & SCUDELLER, V.V., orgs. *Diversidade Biológica e Sociocultural do Baixo Rio Negro, Amazônia Central*. Manaus: UEA Edições. p. 53-62. 2009.

FIGUEREDO, C.C. & GIANI, A. 2009. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologia* v. 39, p. 264-272.

GIATTI L. Reservatório Paiva Castro–Mairiporã (SP): Avaliação da Qualidade das Águas sobre alguns Parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos (1987/1998). Tese. Universidade de São Paulo. Brasil. 2000. 140p.

GOMES, P. P.; RODRIGUES-IBAÇEZ, M. S.; SPRINGER DE FREITAS, J. Spatial and temporal variation of *Peridinium umbonatum* F. Stein, 1883 (Dinophyceae) and its relationship with total phytoplankton of a shallow, oligotrophic lake in central Brazil (Lagoon Bonita, Distrito Federal). **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 22, n. 3, p. 317-324. 2010.

GÜNTZEL, A. M. Variações espaço-temporais da comunidade zooplancônica nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê/Paraná. 2000, 445p. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

HACKBART, V.C.S. et al. Avaliação expedita da heterogeneidade espacial horizontal intra e inter reservatórios do sistema Cantareira (Represas Jaguari-Jacareí, São Paulo). In: POMPEO et al. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In **Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton**. (C.D. Sandgren, ed.). Cambridge University Press Cambridge, p.175-226. 1988.

HECHMANN, A.; KRIENITZ, L.; RAINER, K. Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top down manipulated humic lake. **Hydrobiologia**, v. 448, p. 83-96. 2001.

HELLAWELL, J. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management-(Pollution monitoring series). **Elsevier Science Publishers LTD**. London. 1986.

HENDERSON-SELLERS, B. & MARKLAND, H. Z. Decaying Lakes: the origins and control of cultural eutrofication. **Wiley-Blackwell**. New York: Wiley. 264p. 1987.

HENRY, R. Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP. 800p. 1999. ISBN 85-901129-1-8.

HENRY, R.; USHINOHAMA, E.; FERREIRA, R.M.R. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. **Rev. Bras. Bot.**, v. 29, n. 3, p.399-414. 2006.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424. 1999.

HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M.M., DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C.L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In: Reynolds, C.S.; Dokulil, M. & Padisák, J. (Eds.). The trophic spectrum revisited the influence of trophic state on the assembly of phytoplankton communities. Dordrecht, Academic Publishers. 67-77 pj. 2000

INAG, I. P. Manual para a avaliação da qualidade biológica da água. Protocolo de amostragem e análise para o Fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, Instituto de I.P. 67p. 2009.

INFANTE, A. G. de. El plancton de las aguas continentales. Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad central del oeste. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, 130p. 1988.

JEFFREY, S.W.; HUMPHREY, G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 e c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. **Physiol. Pflanzen (BPP)**. Bd., v. 167, p. 191-194. 1975.

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

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 1: Chroococcales. In Süßwasserflora von Mitteleuropa (H. Ettl, G. Gardner, H. Heynig & D. Mollenheuer, eds.). Gustav Fischer, Jena, p.1-548. 1999.

KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 2: Oscillatoriales. In Süßwasserflora von Mitteleuropa (B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärdner & M. Schagerl, eds.). Elsevier, München, p.1-759. 2005.

KOMÁREK, J., & FOTT, B.. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 1983.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients: method of seawater analysis. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Method of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim. p 125-31, 1976.

KOSTE, W. Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Überordnung Monogononta. Berlin (Alemania): Gebruder Bornträger. 673p. 1978.

KOTOV, A.A.; VAN DAMME, K.; ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. Differentiation between African *Leydigia ciliata* Gauthier, 1939 and Neotropical *L. cf. striata* Birabén, 1939 (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). **Hydrobiologia**, v 505, p. 179-197. 2003.

KOTOV, A.A. A revision of *Leydigia* Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus. **Zootaxa**, v. 2082, p. 1-68. 2009.

LAMPARELLI, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado em Ecossistemas Aquáticos e Terrestres) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 235 p. 2004.

LANDA, G.G.; DEL AGUILA, L.M.R.; PINTO-COELHO, R.M. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório

tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum**, v 24, p.313-319. 2002.

LANSAC-TÔHA, F. A. et al. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p 231-242. 2003.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology, Second English Edition. Elsevier. Amsterdam. 1998.

LEONARD, J. A.; PAERL, H. W. Zooplankton community structure, microzooplankton grazing impact, and seston energy content in the St. Johns River system, Florida as influenced by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Hydrobiologia**, v. 537, p. 89-97. 2005.

LOPES, J. M. **Avaliação experimental da capacidade competitiva de *Oocystis lacustris* (Chlorophyceae), *Microcystis viridis* (Cyanobacteria) e *Cryptomonas erosa* (Cryptophyceae) em diferentes razões Nitrogênio: Fósforo, com ênfase nas suas interrelações em um reservatório urbano eutrófico**. 2003. 77 p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

LUCINDA, I. **Composição de Rotífera em corpos d' água da bacia do rio Tietê – SP, Brasil**. 2003. 182p. Dissertação (Mestrado em ecologia e recursos naturais) Universidade Federal de São Carlos – SP.

LUCINDA, I. et al. Rotifers in freshwater habitats in the upper Tietê river basin, São Paulo State, **Brazil. Acta. Limnol. Bras.**, v. 16, n. 3, p.203-224. 2004.

MACEDO, C. C. L. 2011. **Heterogeneidade Espacial e Temporal das águas superficial e das macrófitas aquáticas do Reservatório Paiva Castro (Mairiporã – SP- Brasil)**. 2011. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba.

MACKERETH, J.F.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association**, n. 36, p.121. 1978.

- MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. Cambridge: University Press, 179 p. 1998
- MAIA-BARBOSA, P. M.; BOZELLI, R. L. Length-Weight Relationships for five cladoceran species in an Amazonian Lake. Brazil. **Arch. Biol. Technol.**, v. 48, n. 2, p. 303-308. 2005.
- MARGALEF R. **Limnología**. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 1010p. 1983.
- MARGALEF, R. **Teoría de los Sistemas Ecológicos**. Publicaciones de la Universidad de Barcelona, España. 290 p. 1991.
- MARIANI, C. F.; POMPEO, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 284-8. 2008.
- MARTINS A. Sistema Cantareira e a Crise da água em São Paulo: A falta de Transparência no acesso à informação. Department for International Development. São Paulo. 48p. 2014.
- MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. eds. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York, Wiley Interscience Publication, v. 7, p.195-208. . 1990.
- MASSON, S.; PINEL-ALLOUL, B.; MÉTHOT, G.; RICHARD, N. Comparison of nets and pump sampling gears to assess zooplankton vertical distribution in stratified lakes. **J. Plankton Res.**, v. 26, p. 1199-1206. 2004.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. **Rev. Brasil.Biol.**, v 46, n.3, p. 527-553. 1986.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; AGUENA, L.S.; MIYAHARA, J. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotífera. **Revista Brasileira de Biologia**, v 50, p. 923-935. 1990.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 215-222. 2003.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. **Oecologia**, v. 25, p. 265-270. 1976.

MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. Biomass and zooplankton community structure of three lakes of River Doce Valley (MG, Brazil). Fifth Japan-Brazil Symposium on Science and Technology, Tokyo, Japan. 1986.

MATSUMURA-TUNDISI, T; RIETZLER, A.C.; TUNDISI, J.G. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton crustacean from Broa reservoir (São Carlos, S.P.-Brazil) and its fluctuation across one year. **Hydrobiologia**, v. 179, p. 229-236. 1989.

MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 542, p. 367-378. 2005.

MCCAULEY E. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In DOWING J.A, RIGLER F.H (Eds.) **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**. Blackwell. Londra, RU. 1984. p. 228-261.

MEIRINHO, A. M. **Compartimentalização da comunidade zooplancônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)**. 2010. 89f. Dissertação (Mestrado em ciências, na área de Ecologia de ecossistemas terrestres e aquáticos. Universidade de São Paulo-SP.

MELÃO, M.G. **A comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico**. 1997. 151p. Tese (Doutorado) – UFSCar, São Carlos. SP.

MERAYO, S.; GONZÁLEZ, E. Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 2, p. 603-619. 2010.

MINILLO, A. **Análise da distribuição, densidade e toxicidade de florações de cianobactérias e suas toxinas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (SP) e relação com as características limnológicas do sistema.** 2005. 394p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo. São Carlos – SP.

MUR L; SKULBERG O.; UTKILEN H. Cyanobacteria in the environment. In: CHORUS I.; BARTRAM J. [eds.], **Toxic cyanobacteria in water: A guide to public health significance, consequences, monitoring and management.** E&FN SPON, London. 1999, p. 5–40.

NABOUT, J.C.; NOGUEIRA, I.S. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton functional group in a blocked valley (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19; p. 305-314. 2007.

NAVARRO, E. et al. Limnological characterization and flow patterns of a three-coupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period. **Lake and Reservoir Management**, v.22; n. 4; p. 293-302. 2006.

NISHIMURA, P.Y. et al. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)?. **Limnética**, v. 33, n. 2, p. 263-280. 2014.

NOGRADY, T., WALLACE, R. & SNELL, T. (eds.). Rotifera. Vol. 1: Biology, Ecology and Systematics. Em: DUMONT, H. (Coord. Ed.) Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. The Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing, 1993. 298p.

NOGRADY, T.; H. SEGERS (eds), Rotifera 6; The Asplanchnidae, Gastropodidae, Liniidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In DUMONT, H. J. (ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18. Backhuys Publishers BV, Dordrecht, The Netherlands. 2002.

NOGUEIRA, M. G. et al. Reservatório em Cascata e os efeitos na limnologia e Organização das Comunidades Bióticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Zoobentos) - Um Estudo de Caso no Rio Paranapanema (SP/PR). In NOGUEIRA, M. G., HENRY, R. and JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de Reservatórios.** São Carlos: Ed. Rima. 2005. 459 p.

NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; MARICATTO, FE. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoir Management**, v. 4, p. 107-120. 1999.

NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho - São Carlos, SP): dinâmica das populações fito e zooplanctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 149-168. 1996.

ODA, A.C.R.; BICUDO, C.E.M. Ecology of *Peridinium gatunense* and *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae) in a shallow, tropical, oligotrophic reservoir (IAG Pond), São Paulo, southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, p. 165-180. 2006.

ODUM, E. P. Ecologia. Tercera edición. Editorial Interamericana, Georgia. 1971.

PACE, L.M.; ORCUTT, J.D. Jr. The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. **Limnol. Oceanogr.**, v. 26, p. 822-830. 1981.

PADISÁK J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium : worldwide distribution and review of its ecology. **Algol. Stud.**, v. 107, p. 563-593. 1997.

PADISÁK, J.; BORIC, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14. 2006

PÁDUA, V. L (Coor). Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Disponível em: <[hpt://www.unoeste.br/site/biblioteca/documentos/Manual-Normalizacao.pdf](http://www.unoeste.br/site/biblioteca/documentos/Manual-Normalizacao.pdf)>. Acesso em: 02 feb. 2016.

PAGGI, J. C. Rotíferos–aspectos metodológicos. **Workshop. Invertebrados de água doce neotropicais**. 1995.

PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GRANÉLI, E. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1169-1175. 2003.

PELLEGRINI, B.G.; FERRAGUT, C. Variação sazonal e sucessional da comunidade de algas perifíticas em substrato natural em um reservatório mesotrófico tropical. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, p. 807-818. 2012.

PERBICHE-NEVES. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda) dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). 2008. 250p. Dissertação (Mestrado) do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista – Zoologia.

PERBICHE-NEVES, G.; PREVIATTELLI, D.; PIE, M.R.; DURAN, A.; SUÁREZ-MORALES, E.; BOXSHALL, G. A.; NOGUEIRA, M.G.; ROCHA, C.E.F. Historical biogeography of the neotropical Diaptomidae (Crustacea: Copepoda). **Frontiers in Zoology**, v. 11, n 36(a). 2014.

PERBICHE-NEVES, G.; BOXSHALL, G.A.; PREVIATTELLI, D.; NOGUEIRA, M.G.E.; ROCHA C.E.F. Identification guide to some Diaptomid species (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) of “de la Plata” River Basin (South America), **Zookeys**; v. 497, p. 1–111. 2015.

PERES, A.C.; SENNA, P.A.C. Estudo quantitativo e estatístico do fitoplâncton da lagoa do Diogo em um ciclo hidrológico (1995-1996). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. **Estação ecológica de Jataí**. São Carlos: RIMA 2000. v.2, p.483-495.

PIERIZ, M. L. D. **O reservatório Paiva Castro (Mairiporã SP) no contexto do saneamento e saúde pública: uma abordagem crítica da ocupação do entono**. 2001. 77 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Publica) – Universidade de São Paulo, São Paulo–SP.

PINTO-COELHO, R. et al. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, p. 348-361. 2005.

PINTO-COELHO, R. M. Métodos de Coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C. E.; BICUDO, D. de C. **Amostragens em limnologia**. São Carlos: RIMA 2004. p.149-166.

PINTO-COELHO, R.; PINEL-ALLOUL, B.; METHOT, G.; HAVENS, K. E. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, p. 348-361. 2005.

PIVATO, B.M.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Dinâmica nictemeral das assembléias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá – GO), em dois períodos do ciclo hidrológico. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 28, p. 19-29, 2006.

POLLINGHER, U., 1988. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction, strategies, and population dynamics. In: SANDGREN, C. G. **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. New York: Cambridge University Press 1988. p. 134-174.

POMPÊO, M. L. M. **Contaminação por metais pesados no sedimento de reservatórios do Sistema Cantareira (São Paulo): perspectiva ou realidade?** São Paulo: FAPESP, 2012. 17 p. (Projeto FAPESP, Processo: 2012/11890-4).

PRESCOTT, G. W.; BICUDO, C. E. M.; VINYARD, W. C. A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermæ. Section 4. In: PRESCOTT, G. W. ed. **Desmidiales**. Lincoln: University Nebraska Press 1982. p. 698.

REID, J. W.; PINTO-COELHO; R. M.; GIANI, A. Uma apreciação da fauna de copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 11, p. 527-547, 1988.

REID, J. W.; PINTO-COELHO; R. M.; GIANI, A. Uma apreciação da fauna de copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 11, p. 527-547, 1988.

REYNOLDS, C. S. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C. D. ed. **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press 1988. p. 388-434.

REYNOLDS, C.; HUSZAR, V.; KRUK C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, p. 417-428. 2002. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>

REYNOLDS, C.S. Phytoplankton periodicity: the interactions of form function and environmental variability. **Freshwater Biology**, v. 14, p. 111-142. 1984.

REYNOLDS, C.S. Ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press. 2006.

ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M. (Eds.). Algae and environment: a general approach. São Paulo: SBFic/CETESB, p. 34-52. 1992..

ROCHA, M.I.A. et al. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio De Janeiro). **Acta Limnol. Bras.**, v. 14, p. 73-86. 2002

ROCHA, O., SENDACZ, S. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil, p. 151-166. In: J. G. TUNDISI, C. E. M. BICUDO & T. MATSUMURA-TUNDISI (eds.), Limology in Brazil. ABC/SBL, Rio de Janeiro, 376p. 1995.

ROSA, PG., 2008. Comunidade Zooplanctônica de Cinco Reservatórios Tropicais do Sistema Furnas S.A. Brasil: Abundância e Biomassa de Carbono. 2008. 113 p. Dissertação de Mestrado em Ecologia - Universidade Federal de Juiz de Fora.

ROSSA, D.C.; BONECKER, C.C.; FULONE, L.J.F. Biomassa de rotíferos em ambientes dulcícolas: Revisão de métodos e fatores influentes. **Interciência**, v. 32, n. 4, p. 220-226. 2007.

RUTTNER-KOLISKO, A. Suggestions for biomassa calculations of plankton rotifers. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, v. 8, p. 71-76. 1977.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. Metodologías simplificadas para evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Relatório CEPIS. 60p. 2001.

SAMPAIO, E. V. et al. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema river, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 3, p. 525-545. 2002.

SANT'ANNA, C. L. et al. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Interciência, Rio de Janeiro. 58p. 2006.

SANTOS, L. G. O fitoplâncton como discriminador ambiental dos reservatórios do Sistema Cantareira. Sorocaba-SP; 2016. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais – Universidade Estadual Paulista - Câmpus Experimental de Sorocaba, SP.

SANTOS, L.E. & PAULO, M.S. Limnologia de reservatórios do sudeste do estado de São Paulo, Brasil. I. Climatologia. Boletim do Instituto de Pesca, v. 1; n. 12; p:1-10. 1985.

SANTOS, R. M. et al. Biomass and production of Cladóceras in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Braz. J. Biol.** v. 70, n. 3, p. 879-887. 2010.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.A.; SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; LAUDARES-SILVA, R.B; ROCHA, O. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 791-793. 2007. PMid: 18278340. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400033>.

SEGRS, H. The Rotifera: Lecanidae (Monogononta). En: NOGRADY T. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. 2nd ed. Belgica (Holanda): SPB Academic publishing; p.4-203. 1995.

SEGRS, H.; DUMONT, H.J. 102+ rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP, Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. **Hydrobiologia**, v. 316, p. 183–197. 1995.

SENDACZ, S., CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the State of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1B, p. 337-350. 2006.

SERAFIM-JÚNIOR, M. et al. Rotifers of the upper Paraná river floodplain: additions to the checklist. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63; n. 2; p. 207-212. 2003

SERRUYA, C.; BERMANN, T. Phosphorus, nitrogen and growth of algae in Lake Kinneret. **Journal of Phycology**, v. 11, p. 155-162. 1975.

SHIELD, R.J.; KOSTÉ, W. Rotifera from Australian inland waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). **Royal Society of South Australia Inc**, v. 1, n. 7, p. 111-139. 1992.

SILVA, L. C. et al. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotropica**, v. 12, no. 2012.

SILVA, W. M. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. 2003. 154p. Tese (doutorado). Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR, São Carlos, SP.

SILVA, W. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 3, p. 521-531. 2005.

SOMMER, U.; PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S.; JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity- disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 249, p. 1-7. 1993.

SOUZA-SOARES, F., J.G. TUNDISI AND T. MATSUMURA-TUNDISI. Checklist de Rotifera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11(1a): in press.. 2011.

STARKWEATHER, P. L., 1980, Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. *Hydrobiologia*, v. 73 p. 63-72.

STARLING, F. L. R. M. Comparative study of the zooplankton composition os six lacustrine ecosystems in Central Brazil during the dry season. *Braz. J. Biol.*, v. 60, n. 1, p. 101-111, 2001.

STEELE, J.H.; FROST, B.W. The structure of plankton communities. **Phil. Trans. R. Soc. (B)**, v. 280, p. 485 -534. 1977.

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. ed. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos, ILEC/IEE. v.9, 280p. 2000.

STRAŠKRABA, M. & TUNDISI, J.G. Reservoir ecosystem functioning: theory and application.. In: TUNDISI, J.G & STRAŠKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**, São Carlos: ABC, IIE, Backhuys Publishers, p. 565-597. 1999.

STRICKLAND, J.D.; PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. 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**, v. 25, p. 1331-1346. 2003.

TEIXEIRA, C.; KUTNER, M.B. Plankton studies in a mangrove environment. I - First assessment of standing stock and ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 12, p. 101-124. 1962.

TOLEDO, A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú. 1983.

TUCCI, A. Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório urbano e eutrófico, São Paulo. 2002. 274p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro – SP.

TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represa: fatores limitantes e controladores. **Brazilian Journal of Biology**, v. 50, p. 937-55. 1990.

TUNDISI, J. G. et al. America, International Journal of Water Resources Development, V. 14; N: 141-155. 1998.

TUNDISI, J. G. et al. Comparações do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J. G. (ed.). **Limnologia e Manejo de Represas**. São Paulo: Editora da USP, v. 1, p. 165-204. 1988.

TUNDISI, J. G. et al. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. p203-240. In: REBOUÇAS A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (org.). **Águas Doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. Escrituras Editora, São Paulo, 46p. 2006.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO, p. 19-38. 2007.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. Água no século 21. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE D. S.; ROCHA. O. & STARLING, F. 2006. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. Pp 203;240. In: A. C. Rebouças, B. BRAGA, B. & J. G. TUNDISI (org.). **Águas Doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação** Escrituras Editora, São Paulo, 46p.

TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In **Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais (R. HENRY, ed.)**. Fundbio / Fapesp, Botucatu / São Paulo, p.19-38. 1999.

Tundisi, J.G. Reservoirs as complex systems. **Ciênc. Cult.**, v. 48, n.5/6, p. 383-387. 1996.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI T.; TUNDISI J.E.M. Reservoir and human well being: New challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 (Suppl.), p. 1133-1135. 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI T.; TUNDISI J.E.M. Reservoir and human well being: New challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4 (Suppl.), p. 1133-1135. 2008.

TUNDISI, JG. MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology and eutrophication of Barra Bonita Reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, vol. 33, p. 61-676. 1990.

TUNDISI, JG. MATSUMURA-TUNDISI, T., 1990. Limnology and eutrophication of Barra Bonita Reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, vol. 33, p. 61-676.

TUNDISI, JG. Et al. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, São Paulo State. *Verhandlungen International Verein Limnology*, v. 24, no. 5, p. 1489-1496. 1991.

TUNDISI, JG., MATSUMURA-TUNDISI, T., CALIJURI, MC. and NOVO, EML. 1991. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê River, São Paulo State. *Verhandlungen International Verein Limnology*, vol. 24, no. 5, p. 1489-1496.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. Ciência, tecnologia, inovação e recursos hídricos: oportunidades para o futuro. In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENTSUL, M. C. (Org.). *Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências; Instituto Botânica, 2010. p. 179-197

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. Ciência, tecnologia, inovação e recursos hídricos: oportunidades para o futuro. In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENTSUL, M. C. (Org.). *Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências; Instituto Botânica, 2010. p. 179-197

UTERMÖHL H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* v. 19: p1-38. 1958.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, n. 9, p 1-38. 1958

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

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

VOLLENWEIDER, R. A. 1968. Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication. Paris, Rep. Organization for Economic Cooperation and Development, DAS/CSI/68.27, 192 p.; Annex, 21 p.; Bibliography, 61 p. 1968

VOLLENWEIDER, R.A. Eutrophication. Notes distributed during the II Meeting of the regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes. Cepis, Brazil. 1983.

WEHR, J. D. & SHEATH, R. G. 2003. Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification Academic Press, San Diego

WEHR, J.D. & Sheath, R.G. Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. Academic Press, USA. 935 p. 2003.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. Limnological analyses, 3rd edition, New York: Springer, 429 p. 2000.

WETZEL, R. G. Limnology. Philadelphia, 3rd edition, W.B. Saunders. 743 p. 2001.

WHATELY, M.; CUNHA, P. Um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo - SP. São Paulo: Instituto Socioambiental, 68p. 2006.

ZAGANINI, R.L.; PERBICHE-NEVES, G. NALIATO, D.A.O.; CARVALHO, E.D. Baixa diversidade de zooplâncton na desembocadura de uma represa eutrófica (SP, Brasil): reflexo da poluição? Estudos de Biologia (Curitiba), 32/33(76-81):17-24

ZANATA, L. H. Heterogeneidade ambiental do Reservatório de Salto Grande (Americana, SP) com ênfase na distribuição das populações de Cladóceras. 1999. 218p. Dissertação (Mestrado) _ Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

ZANATA, L. H. Heterogeneidade ambiental do Reservatório de Salto Grande (Americana, SP) com ênfase na distribuição das populações de Cladócera. 1999. 218p. Dissertação (Mestrado) _ Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

ZANATA, L.H. Distribuição das populações de Cladócera (Branchiopoda) nos reservatórios do médio e baixo Tietê: uma análise espacial e temporal. 2005. 279f. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos –USP – SP.