



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
Universidade Federal de Alfenas. UNIFAL-MG  
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas/MG. CEP 37130-000  
Fone: (35) 3299-1000. Fax: (35) 3299-1063



**KARIN DE PAULA REIS**

**Estrutura da comunidade zooplancônica de lagos de grande altitude com  
ênfase nas alterações das populações de *Bosmina freyi* (Cladocera,  
Bosminidae) (ocorrência de macho e ovos de resistência)**

Alfenas/MG

2015



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
Universidade Federal de Alfenas. UNIFAL-MG  
Rua Gabriel Monteiro da Silva, 714. Alfenas/MG. CEP 37130-000  
Fone: (35) 3299-1000. Fax: (35) 3299-1063



Karin de Paula Reis

**Estrutura da comunidade zooplanctônica em lagos de grande altitude com ênfase nas alterações das populações de *Bosmina freyi* (Cladocera, Bosminidae) (ocorrência de macho e ovos de resistência)**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas, UNIFAL-MG. Área de concentração: Limnologia.  
Orientador: Profa. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski.  
Co-orientador: Prof. Dr Vinícius Xavier Silva

Alfenas/MG

2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Biblioteca Central da Universidade Federal de Alfenas

Reis, Karin de Paula.

Estrutura da comunidade zooplanctônica de lagos de grande altitude com ênfase nas alterações das populações de *Bosmina freyi* (Cladocera, Bosminidae) (ocorrência de macho e ovos de resistência) / Karin de Paula Reis -- Alfenas/MG, 2015.

94 f.

Orientador: Maria José dos Santos Wisniewski.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, 2015.

Bibliografia.

1. Mantiqueira, Serra da. 2. Cladocera - Reprodução. 3. Zooplâncto - Reprodução. I. Wisniewski, Maria José dos Santos. II. Título.

CDD 577.6

**KARIN DE PAULA REIS**

**Estrutura da comunidade zooplanctônica em lagos de grande altitude com ênfase nas alterações das populações de *Bosmina freyi* (Cladocera, Bosminidae) (ocorrência de macho e ovos de resistência)**

A banca examinadora, abaixo-assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas, UNIFAL-MG. Área de concentração: Limnologia.

Aprovada em: 04 de dezembro de 2015.

Profª. Dra. Maria José dos Santos  
Wisniewski  
Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura:  \_\_\_\_\_

Profª. Dra. Renata Martins dos Santos  
Instituição: IFSP

Assinatura:  \_\_\_\_\_

Profª. Dra. Tereza Cristina Orlando  
Instituição: UNIFAL - MG

Assinatura:  \_\_\_\_\_

*Dedico aos meus pais Marco Antonio e Angélica por estarem sempre presentes em minha vida, me apoiando e incentivando tornando possível a realização de muitos dos meus sonhos.*

## AGRADECIMENTOS

*Agradeço primeiramente a Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria José dos Santos Wisniewski pela confiança, por me orientar com paciência e dedicação desde 2009, sempre incentivando a superação dos meus limites.*

*Ao Prof Dr Vinícius Xavier Silva pelas orientações, conselhos, tempo dedicado e incentivo.*

*Ao Prof. Dr Célio Wisniewski pela paciência e pela disposição em ajudar. O seu auxílio foi crucial na construção deste trabalho e na minha formação.*

*Ao Prof. Dr Pedro Orival Luccas pelas sugestões na qualificação e por tornar os dias no laboratório de Limnologia muito mais agradáveis.*

*Aos docentes do programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela minha formação acadêmica em nível de Mestrado, à coordenação do Curso e a Secretaria do Programa por todo o apoio concedido.*

*Ao José Valdecir de Lucca do departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da UFSCar por de bom grado e pacientemente ter transmitido seu conhecimento, auxiliando nas análises de nutrientes dos corpos d'água.*

*A prof Dr<sup>a</sup> Tereza Cristina e a Cinthia pelo apoio, disponibilização da centrífuga, amizade e carinho com que tratam.*

*Aos motoristas Sr Henrique, Marcão e Dirceu pelo apoio e descontração durante as coletas.*

*Aos amigos de laboratório: Caue, Hugo, Luis, Rômulo, Paula e Anndreisa pelo convívio, pelo apoio, pela compreensão e pela amizade. As meninas lindas que me aturaram desde o início de meu aprendizado científico Carol e Thais (“Vocês podem dar uma olhadinha pra mim?”). As gatas, Karime e Tamires por me ouvirem, dividir meu dia-a-dia, sempre me incentivar e pelos momentos de grande alegria e descontração que passamos juntas.*

*Aos amigos que conheci na faculdade e se tornaram essenciais, Cris por sempre me fazer acreditar que é possível e os inúmeros auxílios, Josi pelos ótimos conselhos e me ouvir com tanta paciência, Carla e Dorfo que me ensinaram a aproveitar todos os momentos da vida. A minha amiga/irmã Erika, pelo apoio, carinho e cumplicidade durante esses 14 anos de amizade, nem consigo imaginar como seria sem você. Muito obrigada, vocês foram essenciais para eu chegar neste momento.*

*Agradeço imensamente aos meus pais Marco Antonio e Angélica por estarem ao meu lado em todos os momentos, por demonstrarem o seu amor incondicional, pelos seus conselhos que me guiaram e continuarão a me guiar por toda a minha vida. Agradeço aos meus irmãos Jéssica, Aleksander, Ana Luiza e Marcos Vinícius pela convivência e amor oferecido. Ao meu namorado Paulo pela compreensão e disposição em ajudar, tornando meus dias sempre melhores. A toda a minha família, por proporcionar momentos alegres e renovadores.*

*Agradeço ao Criador, que proporciona a todos a capacidade de seguir em frente, a coragem para vencer os desafios da vida e a determinação para escrever nosso próprio destino.*

*A todos aqueles que de alguma forma estiveram e estão próximos de mim, fazendo esta vida valer cada vez mais a pena.*

*“Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades, lembrai-vos de que as grandes coisas do homem foram conquistadas do que parecia impossível.”*

Charles Chaplin

## RESUMO

A Serra da Mantiqueira, considerada área prioritária de conservação, é uma região rica em açudes, córregos e riachos e têm suas nascentes na Serra, com água de boa qualidade. Estes corpos d'água estão localizados em altitude elevadas e, por isso, estão expostos a grandes alterações físicas e químicas como as diferenças de temperatura e outros eventos climáticos, ao longo do ano, que podem resultar em mudanças na comunidade zooplanctônica. Foram realizadas coletas em oito ambientes em fevereiro e junho de 2010 e em cinco ambientes em fevereiro e julho de 2014. As variáveis físicas e químicas da água foram medidas com um multisensor Horiba U-22 e, as concentrações de nutrientes e de material em suspensão foram determinadas em laboratório. Foram coletadas amostras da comunidade zooplanctônica para as análises qualitativas e quantitativas, também foram coletadas amostras de sedimento para análise dos ovos de resistência e testes de eclosão. Para a diversidade filogenética (PD) uma árvore filogenética com as espécies de Cladocera (filogenia do *pool* regional de espécies) foi construída através do comando BLADJ do software Phylocom versão 4.2. A PD foi estimada utilizando-se três índices: Phylogenetic Diversity (PD), Mean Pairwise Distance (MPD) e Mean Nearest Taxon Distance (MNTD). Os corpos d'água estudados são rasos e oligotróficos, com temperatura da água variando de 22 a 27 °C; pH oscilando entre 5 e 7,9; as águas estavam bem oxigenadas (5,3 a 7,2 mg.L<sup>-1</sup>) e houve registro de baixa condutividade (21,5 a 52,5 µS cm<sup>-1</sup>). Foram identificadas 100 espécies da comunidade zooplanctônica 40 Cladocera, 53 Rotifera e 8 Copepoda. Para as análises filogenéticas foram utilizadas 34 espécies de Cladocera identificadas nas coletas de 2010 e foi observado que a riqueza de espécies acompanhou a diversidade filogenética. A comunidade de todos os corpos d'água amostrados não teve estruturação filogenética e, portanto, aponta que a competição foi o fator estruturante mais provável. A maior riqueza foi registrada para a família Chydoridae (23) enquanto que a família Bosminidae tinha apenas duas espécies, porém a espécie *B. freyi* ocorreu em todos os ambientes e em altas densidades, com ocorrência de machos em quatro ambientes em 2010. O maior número de eclosões de ovos de resistência presentes nos sedimentos foi de representantes de Cladocera seguido pelos Rotifera. A espécie *B. freyi* chegou a representar 65% das eclosões. O banco de ovos observado nesses ambientes demonstra a capacidade de manutenção da diversidade de espécies ao longo do tempo. A grande riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica e sua importância na cadeia trófica revela a necessidade de se conservar tais ambientes.

**Palavras-chave:** Serra da Mantiqueira. Cladocera. Bosminidae. Ovos de Resistência.

## ABSTRACT

The Serra da Mantiqueira is considered a priority conservation area and is a region rich in ponds and streams, which their headwaters are in the Sierra, with good water quality. Besides of, these water bodies are located at high altitude and are exposed to great physical and chemical changes, such as, temperature differences and other weather events throughout the year, which can result in changes in zooplankton. Samples were collected in eight water bodies in February and June 2010 and five in February and July 2014. The physical and chemical parameters were measured by a Horiba U-22 multi-sensor. Nutrients and suspended material concentrations were determined in the laboratory. Zooplankton samples for qualitative and quantitative analyzes, and also, sediment samples for analyzes of resting eggs and hatching tests, were collected. For the phylogenetic diversity (PD), a phylogenetic tree with Cladocera species (phylogeny of the regional species pool) was built by the BLADJ command of Phylocom software, version 4.2. The PD was estimated using three indices: Phylogenetic Diversity (PD), Mean Pairwise Distance (MPD) and Mean Nearest Taxon Distance (MNTD). The studied water bodies were shallow, oligotrophic, with water temperature ranging from 22 up to 27 °C; pH ranging between 5 and 7.9. The water was well oxygenated (5.3 to 7.2 mg.L<sup>-1</sup>) and low conductivity (21.5 to 52.5 µS.cm<sup>-1</sup>). A hundred species of zooplankton community (40 Cladocerans, 53 rotifers and 8 copepods) were identified. For phylogenetic analyzes were used 34 species of Cladocera identified in the 2010 sampling and it was observed that the species richness followed the phylogenetic diversity. The community of all sampled water bodies had no phylogenetic structure and, therefore, the competition was the most probable structural factor. The greatest richness was recorded for Chydoridae Family (23) while the Bosminidae show only two species. However *B. freyi* occurred in high densities in all environments, besides of the males occurred in four environments, in 2010. The highest number of hatchings from the resistance eggs, present in the sediment, occurred to cladocerans followed by rotifers. The *B. freyi* species represented 65% of the hatchings. The bank eggs observed in these environments shows the species ability to maintain its diversity over time. The high species richness of this zooplankton community and its importance in the food chain become indispensable the conservation this environment.

**Keywords:** Serra da Mantiqueira. Cladocera. Bosminidae. Eggs resistance.

## ÍNDICE DE FIGURAS

**Figura 1** Localização da Serra da Mantiqueira (cor laranja) no estado de Minas Gerais. .... 23

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	14
2.1	Ecologia de pequenos corpos d'água .....	14
2.2	Comunidade Zooplanctônica .....	15
2.3	Diversidade .....	17
2.4	Ovos de resistência.....	19
2.5	Gênero <i>Bosmina</i> .....	21
2.6	Área de estudo.....	23
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	25
3.1	Objetivos específicos .....	25
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	26
<b>4</b>	<b>ARTIGOS</b> .....	36
4.1	Diversidade Filogenética de Cladocera provavelmente estruturada por competição em pequenos corpos d'água da Serra da Mantiqueira-MG.....	36
4.2	Entendendo melhor quando populações partenogenéticas de <i>Bosmina freyi</i> realizam reprodução sexuada.....	57
4.3	Comparação da comunidade zooplanctônica ativa e passiva de cinco corpos d'água da Serra da Mantiqueira-MG .....	75
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	94

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui um grande potencial hídrico, por suas características topográficas, climáticas e extensa rede de drenagem. O represamento de rios para a construção de pequenas represas e lagos artificiais (açudes) é comum em propriedades rurais e urbanas brasileiras. Estes ambientes são de grande importância ecológica e social, pois atendem à população humana e de animais e são utilizados para o armazenamento de água, abastecimento, irrigação e piscicultura (DANTAS *et al.*, 2009; SERAFIM-JUNIOR, *et al.* 2010; AMORIM, 2014). A grande quantidade de ambientes aquáticos representa diversidade de habitats, o que mantém a diversidade de espécies nesses ambientes.

Segundo a Teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1963), a diversidade de espécies está relacionada com espécie/área ou seja, quanto maior a área (terrestre ou aquática) maior a diversidade. Isto sugere que os corpos d'água de maiores proporções têm maior diversidade. Porém, estudos em pequenos corpos d'água demonstram resultados contraditórios à teoria (OERTLI, 2000; SONDERGAARD *et al.*, 2005).

Açudes pequenos e rasos têm grande influência do entorno, das flutuações do nível da água, da concentração de detritos e da grande quantidade de macrófitas, o que possibilita a existência de muitos micro-habitats, portanto, grande heterogeneidade ambiental (POMPÊO *et al.*, 1997; SCHEFFER; NES, 2007). Essas características proporcionam uma grande diversidade de organismos zooplancônicos e/ou fitófilos nestes ambientes (PIECZYNSKA, 1990; ELMOOR-LOUREIRO, 2004; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2014).

A Serra da Mantiqueira é uma região rica em açudes, córregos e riachos, que têm suas nascentes na serra com água de boa qualidade, fria, bem oxigenada e utilizada para criação de trutas. É uma região ampla que se estende pelo leste do Estado de São Paulo, sul de Minas Gerais e sudoeste do Rio de Janeiro (BRAGA, 2005). É considerada pela Fundação Biodiversitas como uma área prioritária para a conservação. Suas florestas de altitude destacam-se por notáveis endemismos propiciados pelo isolamento geográfico de conjuntos serranos (DRUMMOND *et al.*, 2005). Estes corpos d'água estão localizados em altitude elevadas e por isso estão expostos a grandes alterações físicas e químicas (BENITES *et al.*, 2003; DRUMMOND *et al.*, 2005), como as diferenças de temperatura ao longo do ano, o que pode resultar em mudanças na comunidade zooplancônica.

A comunidade zooplancônica é composta por protozoários, rotíferos, cladóceros, copépodes e larvas de insetos (MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Estudos ecológicos do

zooplâncton são importantes, pois este é a base alimentar para muitas espécies aquáticas. Estes organismos respondem às alterações ambientais devido à maior sensibilidade e são considerados bons indicadores biológicos da qualidade da água (DUSSART; DEFAYE, 1995; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI, 2005; MELO-JUNIOR *et al.*, 2007; FERDOUS; MUKTADIR, 2009).

A estrutura da comunidade zooplanctônica depende de inúmeros fatores e processos evolutivos, como a presença de predadores e outras características físicas, químicas e biológicas. De acordo com as características e condições do meio, as alterações na comunidade zooplanctônica podem ser tanto quantitativas (densidade e abundância de indivíduos) como qualitativas (composição e riqueza de espécies) em detrimento das mudanças abióticas (COELHO-BOTELHO, 2004; SILVA, 2015). A poluição, a eutrofização, o assoreamento, a construção de barragens e a introdução de espécies têm sido algumas das principais causas da diminuição da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros (AGOSTINHO; HAHN, 2005).

Em respostas às alterações extremas do ambiente como, por exemplo, alta densidade populacional, disponibilidade e qualidade do alimento, sinais químicos de predação, competição e os fatores abióticos como fotoperíodo, mudanças na temperatura e nas concentrações de oxigênio dissolvido, muitos indivíduos são induzidos a produzirem ovos de resistência (WALSH, 2013; ARÁNGUIZ-ACUÑA; RAMOS-JILIBERTO, 2014; WALCZYNSKA; SERRA, 2014). A produção de machos, fêmeas e de ovos de resistência são importantes para a manutenção da diversidade genética e a recolonização de habitats. Os ovos de resistência são encontrados nos sedimentos dos ambientes aquáticos podendo permanecer viáveis por vários anos até que uma condição favorável como, por exemplo, temperatura e fotoperíodo reativem as funções fisiológicas e promova a sua eclosão (FRYER, 1995; SANTANGELO, 2009).

A diversidade filogenética é uma medida de diversidade biológica relativamente recente, que contribui para a compreensão da composição da comunidade zooplanctônica. A diversidade filogenética leva em consideração a história evolutiva das espécies, permitindo distinguir entre causas mais próximas (ecológicas) e também distantes (históricas) para os padrões estruturadores das comunidades biológicas (MAGURRAN, 2004; CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Porém, talvez a maior contribuição da diversidade filogenética seja a possibilidade de inferir o tipo principal de efeito estruturador das comunidades: filtros ambientais ou interações entre as espécies (principalmente, competição).

Os cladóceros são organismos que utilizam essa estratégia para maximizar sua aptidão e promover o sucesso de colonização de sua população e/ou sua comunidade (HANSEN; SANTER, 2003). Outro mecanismo que auxilia nesse sucesso é o polimorfismo sazonal ou ciclomorfose, que são alterações nas taxas de alometria, das várias partes do corpo do organismo. Por taxa de alometria entende-se o crescimento de uma parte do corpo em relação ao crescimento de uma dimensão padrão (ELMOOR-LOUREIRO, 1989). As alterações morfológicas mais comuns em cladóceros são caracterizadas pela variação em estruturas como antênulas, elmos, mucros e espinhos (HOFFMANN, 2012).

*Bosmina freyi* De Melo e Hebert, 1994, uma espécie de Cladocera, tem ampla distribuição no Brasil. É uma espécie com sistemática confusa e muitos registros do gênero necessitam ser revisados. Os registros de *B. longirostris* no Brasil necessitam de revisão. Alguns destes registros provavelmente se referem a *B. freyi*, mas as duas espécies podem ocorrer no Brasil (ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004). Neste contexto, estudos sobre a reprodução, produção de ovos de resistência e ciclomorfose em *B. freyi* são necessários para ampliar os conhecimentos sobre os processos biológicos e da biota.

Portanto, estudos das respostas da comunidade zooplanctônica, como mudanças na distribuição espacial e na densidade e as respostas às variações ambientais, são importantes para compreender o funcionamento do ecossistema. Os estudos de diversidade filogenética também auxiliam na compreensão do funcionamento dos ecossistemas, pois permitem conhecer qual fator está impulsionando as mudanças nesta comunidade.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Inicialmente foi realizada uma revisão bibliográfica com a finalidade de se ter todo o embasamento teórico necessário para o desenvolvimento da dissertação. A revisão bibliográfica foi estruturada da seguinte forma: Ecologia de pequenos corpos d'água, Comunidade zooplancônica, Diversidade, Ovos de resistência e Gênero *Bosmina*.

### 2.1 Ecologia de pequenos corpos d'água

Os pequenos corpos d'água têm uma importância histórica e cultural, além da ecológica, pois representam uma fonte de água para várias atividades humanas, como reservatório de água, conservação e fins recreacionais. O desenvolvimento regional e as condições de saneamento expõem estes ambientes a muitos impactos antrópicos, o que influencia diretamente na qualidade desses corpos d'água (SILVA, 2012).

Segundo Sondergaard *et al.* (2005), corpos d'água de pequena extensão se diferenciam de ecossistemas maiores em várias características, entre elas o contato mais próximo com o ambiente terrestre adjacente e uma zona litorânea relativamente maior. O maior contato com o ambiente terrestre, o pequeno volume de água e baixo aporte de água resulta em maior conexão bentônico-pelágica e maior impacto do sedimento no conteúdo de nutrientes da água (TESSIER; WOODRUFF, 2002; SCHEFFER; NES, 2007), o que deixa o ambiente favorável para várias espécies de macrófitas e invertebrados (PALIK *et al.*, 2001, MAIA-BARBOSA *et al.*, 2014).

Os corpos d'água de pequeno porte normalmente são mais isolados e tem uma natureza mais insular em comparação com grandes bacias hidrográficas de grandes lagos. Nestes ambientes é comum a morte de peixes no período de seca devido à diminuição do volume de água, aumento na concentração de nutrientes e a queda da temperatura já que este também é o período de inverno, o que pode ter fortes efeitos em cascata em vários níveis tróficos do lago (WELLBORN *et al.*, 1996; JEPPESEN *et al.*, 1997). Na falta dos peixes, os predadores invertebrados passam a apresentar maior influência (BENNDORF *et al.*, 2000; HOBAEK *et al.*, 2002; MENDES *et al.*, 2014).

Corpos d'água pequenos geralmente são rasos e tem uma morfometria que os protege dos ventos, favorecendo o crescimento de macrófitas submersas e flutuantes que podem cobrir

grandes partes ou até mesmo toda a área do lago em condições favoráveis. A água relativamente estagnada favorece certas espécies da flora e fauna e muitas vezes torna o ambiente relativamente mais heterogêneo, resultando desta forma numa maior diversidade biológica global por unidade de área (OERTLI *et al.*, 2000; OERTLI *et al.*, 2002).

As macrófitas exercem importante papel na estabilização do estado da água, na alta diversidade de organismos associados e na manutenção da qualidade de abastecimento de água. As variáveis ambientais associadas à presença de macrófitas em pequenos corpos d'água é um forte preditor de condições favoráveis para manter a grande biodiversidade planctônica e da macrofauna associada a plantas (ZENG *et al.*, 2012; SIPAÚBA-TAVARES; DIAS, 2014). Estes ecossistemas contribuem para biodiversidade local (diversidade alfa), devido à presença de espécies raras e endêmicas, e também regional (diversidade alfa, beta e gama), devido à alta variação espacial e temporal na composição da comunidade (PINEL-ALLOUL; MIMOUNI, 2013).

O Brasil é considerado um dos países com maior biodiversidade de espécies terrestres e aquáticas. A grande heterogeneidade de ambientes de rios, lagoas marginais e planícies de inundação proporcionam a criação de uma elevada variedade de habitats, que oferecem alimento e refúgio, além de condições favoráveis a reprodução, crescimento e desenvolvimento de espécies aquáticas (MYERS *et al.*, 2000; HOFFMANN, 2012).

Porém, essa paisagem vem se modificando não só no Brasil, mas em todo o mundo já que pequenos açudes de propriedades rurais estão aumentando, principalmente para a criação de peixes o que tem um forte impacto sobre a comunidade zooplanctônica (MAIA-BARBOSA *et al.*, 2014). Esses ambientes são relacionados com a agricultura extensiva, pastagens e urbanização, que produzem esgoto e lixo e estão se tornando importantes em estudos ecológicos e de gestão (LEON *et al.*, 2010). São ecossistemas artificiais que fornecem uma variedade de recursos que têm fortes valores econômicos, por sua grande diversidade (RUGGIERO *et al.*, 2008).

## **2.2 Comunidade Zooplanctônica**

A comunidade zooplanctônica de água doce é composta por protozoários, rotíferos, cladóceros, copépodes e larvas de insetos, organismos incapazes de vencer as correntes, pois possuem capacidade natatória limitada (WETZEL, 1983; MATSUMURA-TUNDISI, 2005).

Esses organismos são importantes na manutenção do equilíbrio do ambiente aquático, podendo controlar a densidade da comunidade fitoplanctônica, servir de alimento para os peixes (LUBZENS *et al.*, 1989; EVJEMO *et al.*, 2003; ARAGÃO *et al.*, 2004) e assim transferir energia na cadeia trófica (ALMEIDA *et al.*, 2010) e atuar na ciclagem de nutrientes nos ambientes aquáticos (ATTAYDE; HANSSON, 1999; COLE *et al.*, 2011). Portanto, estudos sobre composição e abundância da comunidade zooplanctônica constituem uma importante ferramenta para o biomonitoramento da qualidade da água (LANSAC-TÔHA, 2004; SANTOS- WISNIEWSKI *et al.*, 2011; RUSSO; HAHN, 2006).

A estrutura da comunidade está diretamente relacionada ao nível de trofia do corpo d'água. Em ambientes aquáticos oligotróficos, os copépodos calanóides e cladóceros são mais numerosos (MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Em ambientes mais eutrofizados, copépodos ciclopóides e rotíferos aparecem em maior densidade (HART; BYCHEK, 2011). Vários autores se basearam em padrões de composição e estrutura da comunidade zooplanctônica para caracterizar o estado trófico do ambiente aquático (GANNON; STEMBERGER, 1978; SENDACZ *et al.*, 1985; SLADECEK, 1990).

A classe Copepoda é dividida em três ordens: Harpacticoida, Cyclopoida e Calanoida. Podem ser herbívoros, onívoros, carnívoros ou detritívoros. De forma geral possuem dimorfismo sexual, desenvolvimento indireto, com diferentes estágios de crescimento. São classificados como cosmopolitas, mas possuem espécies com distribuição restrita (WILLIAMSON; REID, 2009).

Os representantes dos cladóceros ocorrem tanto na região limnética quanto na litorânea dos corpos d'água. Podem ter diferentes hábitos alimentares dependendo da região onde ocorrem, como filtradores limnéticos, filtradores litorâneos e raspadores litorâneos (CASTILHO-NOLL *et al.*, 2012a). Na região limnética, predominam espécies das famílias Daphnidae, Bosminidae, Moinidae e Sididae, as quais são bem adaptadas à vida na coluna d'água (ROCHA, 2002). As famílias Chydoridae, Macrothricidae e Ilyocryptidae estão associadas às macrófitas aquáticas, com grande riqueza de espécies (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2002). Em regiões em que há presença de macrófitas, geralmente ocorre maior riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica, pois quanto maior a complexidade dos microambientes, maior a sua biodiversidade (POMPÊO *et al.*, 1997; NOGUEIRA *et al.*, 2003).

Os Rotifera colonizam vários ambientes, por isso têm grande representatividade e importância (WETZEL, 1983; SA-ARDRIT; BEAMISH, 2005; FORRÓ *et al.*, 2007; SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011). Por colonizarem diversos ambientes, apresentam

altas taxas reprodutivas e curto ciclo de vida (uma semana, em média), são considerados oportunistas (STREBLE; FROST, 1987). Várias espécies de Rotifera são apontadas como indicadoras de poluição e da qualidade da água já que estes organismos podem indicar a condição trófica do ecossistema aquático (HILLBRITCH-ILKOWSKA, 1983). São organismos invertebrados aquáticos microscópicos, pseudocelomados, não segmentados, de simetria bilateral e comprimento entre 100 e 1000 $\mu$ m, embora algumas espécies possam chegar até 3000 $\mu$ m (OLIVEIRA-NETO; MORENO, 1999; MORETTO, 2001).

Os organismos zooplanctônicos, segundo Santangelo (2009), quando estão em ambientes com condições adversas, podem apresentar alterações no comportamento, na morfologia e até mesmo na história de vida, visando em última instância a manutenção de seu genótipo e a persistência das populações.

As mudanças físicas e químicas nos ecossistemas aquáticos atingem diretamente a comunidade zooplanctônica, principalmente devido às atividades antrópicas. Os fatores que afetam e/ou alteram a comunidade também atingirão a dinâmica dos ecossistemas aquáticos, já que são organismos capazes de influenciar processos ecológicos fundamentais (WETZEL, 1983). O zooplâncton é considerado o elo entre os produtores (fitoplâncton) e os consumidores maiores da cadeia alimentar e graças a seu elevado metabolismo, possui um papel central na dinâmica de um ecossistema aquático (ARMENGOL, 1980; LAZZARO, 1987; RAMOS, 2002; RUSSO; HAHN, 2006).

### **2.3 Diversidade**

A maior parte dos estudos sobre diversidade biológica utiliza métricas clássicas como Diversidade de Shannon, Dominância de Simpson e Equitabilidade de Pielou. Essas medidas, porém, são estimativas pouco preditivas da estrutura e do funcionamento do ecossistema, pois não detectam as respostas das espécies às mudanças ambientais e levam em consideração apenas o número de espécies e a sua contribuição relativa na quantificação (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Além disso, esses índices de diversidade podem agregar valores iguais em comunidades totalmente diferentes, além de considerarem todas as espécies com o mesmo peso (REESE *et al.*, 2014).

Portanto, uma desvantagem do uso desses índices deve-se justamente à consideração de apenas uma variável para a diferenciação das espécies (abundância), considerando, assim,

que as espécies são ecologicamente idênticas, ou seja, todas possuem a mesma importância no que diz respeito à quantidade de informação que carregam, não importando sua relevância ecológica para o funcionamento do ecossistema (MAGURRAN, 2004; SILVA, 2015).

Atualmente levando em consideração os processos ecossistêmicos e assumindo que as espécies possuem grande importância na manutenção destes, surgiram outras formas de medida de biodiversidade. A diversidade pode ser analisada em nível local, regional e/ou de ecossistema ( $\alpha$ - alfa,  $\beta$ - beta e  $\gamma$ -gama) (NOGUEIRA *et al.*, 2008). Pode também ser analisada pela diversidade funcional, que corresponde ao valor das características funcionais presentes em uma comunidade (TILMAN *et al.*, 2001) e pela diversidade filogenética, que leva em consideração padrões ecológicos e históricos das comunidades biológicas (CIANCIARUSO *et al.*, 2009).

A diversidade ( $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ ) associada a índices que utilizam dados de riqueza e equitabilidade têm mostrado resultados mais convenientes. Um exemplo são os índices de diversidade funcional e diversidade filogenética que podem ser comparados local e/ou regionalmente, de acordo com a escala (diversidade alfa- $\alpha$ , beta- $\beta$  e gama- $\gamma$ ) (NOGUEIRA *et al.*, 2012).

A diversidade funcional representa as diferenças entre as espécies baseada na distinção de suas características morfológicas, fisiológicas e ecológicas (PETCHEY; GASTON, 2002). Portanto, quanto melhor a utilização dos recursos disponíveis e o funcionamento do ecossistema, maior os valores de diversidade funcional (SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012). Medir a diversidade funcional significa medir a diversidade de características (traços) funcionais que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia dos organismos (CIANCIARUSO *et al.*, 2009).

Já a diversidade filogenética é uma medida de diversidade biológica relativamente recente, que leva em consideração a história evolutiva das espécies, permitindo integrar causas mais próximas (ecológicas) e também distantes (históricas) para os padrões estruturadores das comunidades biológicas (MAGURRAN, 2004; CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Vários estudos recentes têm mostrado que esta medida de diversidade pode contribuir para estabelecer áreas de conservação, pois relaciona processos como a extinção, invasão biótica, funcionamento e serviços do ecossistema (ERWIN, 1991; WINTER *et al.*, 2013).

A diversidade filogenética também pode ser usada em medidas de diversidade funcional (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Essa relação entre as duas medidas de diversidade tem sido relatada por diversos autores atualmente, pois a diversificação evolutiva pode gerar maior variação de características, resultando em maior complementaridade de nicho (FLYNN

*et al.*, 2011). Segundo Cadotte *et al.* (2012), os fenótipos e a ecologia das espécies são produtos de sua história evolutiva, e quanto maior é a distância evolutiva entre as espécies, mais elas diferem ecologicamente, aumentando assim a diversidade filogenética e funcional do ecossistema.

Porém, talvez a maior contribuição da diversidade filogenética seja a possibilidade de inferir o tipo principal de efeito estruturador das comunidades: filtros ambientais ou interações entre as espécies (principalmente, competição) (SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012). Embora, muitas vezes citada como hipótese explicativa para muitos fenômenos, a competição é raramente testada na grande maioria dos trabalhos ecológicos (DIAMOND, 1975; KRAFT *et al.*, 2007). Comparar a diversidade filogenética de diferentes comunidades permite, assim, identificar áreas com algum efeito estruturador mais dominante. Essas áreas podem, então, ser estudadas mais especificamente para se testar hipóteses de como se deu determinada estruturação (PAVOINE; BONSALL, 2011).

## **2.4 Ovos de resistência**

As diversas alterações bióticas e abióticas em que o corpo d'água está exposto atinge diretamente o zooplâncton positiva ou negativamente. Como resposta às alterações negativas esses organismos podem alterar o comportamento, a morfologia e até mesmo a história de vida, tentando manter o seu genótipo e a persistência das populações (SANTANGELO, 2009).

Os organismos zooplanctônicos priorizam à persistência da população e manutenção de seu genótipo, assim, a capacidade de dormência é um mecanismo que permite os organismos ou a sua prole sobreviver a condições letais (GYLLSTRÖM; HANSSON, 2004). O início e o fim do estágio de dormência podem ser determinados por diversos fatores como a temperatura e fotoperíodo, podendo também estar relacionado a fatores endógenos aos estágios ativos e dormentes (SANTANGELO, 2009).

Muitos fatores podem influenciar a produção de estágios dormentes nos organismos zooplanctônicos. Entre estes estão os fatores bióticos, como alta densidade da população, disponibilidade e qualidade do alimento, sinais químicos de predação, competição (ALEKSEEV *et al.*, 2006; WALSH, 2013; ARÁNGUIZ-ACUÑA; RAMOS-JILIBERTO, 2014) e os fatores abióticos como fotoperíodo, mudanças na temperatura e nas concentrações

de oxigênio dissolvido (GYLLSTRÖM; HANSSON, 2004; ALEKSEEV, 2007; GLIPPA *et al.*, 2013; WALCZYNSKA; SERRA, 2014).

A dormência em organismos zooplancônicos pode ocorrer por dois processos independentes e exclusivos: quiescência e diapausa (RADZIKOWSKI, 2013). A quiescência é uma forma de hibernação em que a interrupção do desenvolvimento é temporária e reversível, podendo ocorrer em qualquer etapa do desenvolvimento (ALEKSEEV *et al.*, 2007). A diapausa necessita de uma forma resistente às condições adversas do ambiente, são os chamados ovos de resistência (RICCI, 2001; SCHRODER, 2005). Os ovos de resistência apresentam características distintas dos ovos produzidos por reprodução partenogenética, pois sua produção requer maior gasto energético. São produzidos em menores quantidades, às vezes um ovo para rotíferos e dois para os cladóceros (SANTANGELO, 2009).

Os ovos de resistência diferem dos ovos produzidos em condições normais por apresentarem em sua composição grande quantidade de lipídios e proteínas, ou seja, eles possuem maior reserva energética favorecendo assim a sobrevivência destes organismos sob a forma de ovos dormente por longos períodos até que as condições ótimas ambientais retornem (GILBERT, 2004; PAUWELS *et al.*, 2007). Os ovos de resistência diferem de espécie para espécie, porém geralmente são ovoides ou esféricos, opacos, escuros, possuem carapaças e membranas espessas. Às vezes possuem até conchas para proteção contra os diversos efeitos negativos resultantes dos impactos ambientais (POURRIOT; SNELL, 1983). Nos cladóceros ainda pode se observar a presença de efípio, isto é, o ovo envolto numa carapaça quitinosa, escura que protege o ovo contra os efeitos adversos do ambiente tais como, secagem, congelamento, predação e entre outros fatores (SEIDMAN; LARSEN, 1979; PIETRZAK; SLUSARCZYK, 2006).

Em condições favoráveis dos ambientes são observadas fêmeas partenogenéticas que produzem ovos diploides assexuadamente. Em situações de estresse essas fêmeas irão produzir ovos haploides (não fecundados) que vão se desenvolver e eclodir organismos machos, iniciando assim, a reprodução sexuada. Com a fecundação, as fêmeas produzem um ou dois ovos de resistência liberados no sedimento até as condições ambientais serem restabelecidas, quando então eles eclodem. Desses ovos vão eclodir fêmeas partenogenéticas retornando o ciclo natural de reprodução (DE-MEESTER *et al.*, 2006). Rotifera e Cladocera são exemplos de grupos zooplancônicos que utilizam desse tipo de reprodução (GILBERT, 1974; FRYER, 1995).

A presença de ovos de resistência e carapaças de Cladocera contribui muito para estudos paleolimnológicos. Estes estudos auxiliam na investigação das alterações antrópicas

nos lagos. As novas técnicas de análise das carapaças e dos ovos de resistência permitem agora uma avaliação mais completa das mudanças na estrutura trófica do passado e do presente e fornecem respostas evolutivas rápidas de comunidades de invertebrados aquáticos a perturbação antrópica de lagos (JEPPESEN *et al.*, 2001).

Outro importante fenômeno que ocorre em particular nos rotíferos e crustáceos é a ciclomorfose (ESTEVES, 2011). O polimorfismo sazonal ou ciclomorfose está relacionado às variações das taxas de alometria de várias partes do corpo do organismo, como antênulas, mucro, elmos e espinhos (ELMOOR-LOUREIRO, 1989). Muitos organismos zooplancônicos se diferenciam morfológicamente durante o período estacional, sendo comum observar características diferentes em populações de verão e inverno (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Dentre os fatores que regulam e controlam a ciclomorfose estão as variáveis ambientais como turbulência (LAFORSCH; TOLLRIAN, 2004), luminosidade, temperatura (KAPPES; SINSCH, 2002), disponibilidade e qualidade de alimentos (HANAZATO, 1991; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), fatores genéticos (LYNCH, 1984), ritmos endógenos e relações bióticas como a predação (quimiorfose) (HORNE; GOLDMAN, 1994; HOFFMANN, 2012).

## 2.5 Gênero *Bosmina*

O gênero *Bosmina* tem ampla distribuição no Brasil, com registros de *Bosmina freyi* em grande parte dos estados brasileiros (SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011; ROCHA *et al.*, 2010). Lansac-Tôha *et al.* (2005) estudou a estrutura das assembléias de cladóceros em reservatórios nos estados de São Paulo e Paraná em diferentes gradientes espaciais e de grau de trofia e observou que as famílias Bosminidae e Daphniidae foram as mais representativas na maioria dos reservatórios estudados. Santos- Wisniewski *et al.* (2011) também observou que entre os representantes da família Bosminidae, foram observadas as ocorrências de *Bosmina haggmanni* e *Bosmina longirostris* esses autores atribuíram a dominância de espécies desta família com sua característica planctônica, além da capacidade de várias espécies dessa família utilizarem uma grande variedade de alimentos.

Train *et al.* (2005) observaram dominância de bosminídeos em reservatórios onde os itens alimentares foram os mais diversos, destacando-se desde bactérias até cianofíceas filamentosas, pois partículas alimentares de pequeno tamanho, como as bactérias, constituem um importante recurso alimentar para espécies zooplânctônicas de menor tamanho.

A sistemática do gênero *Bosmina* Baird, 1845 é confusa e muitos registros necessitam ser revisados. Devido aos problemas na diferenciação entre *B. longirostris* e espécies do subgênero *Sinobosmina*, os registros de *B. longirostris* no Brasil necessitam de revisão, e muitos destes registros provavelmente se referem a espécie *Bosmina freyi*. Entretanto, as duas espécies também podem ocorrer em sintopia. Portanto, *B. freyi* pode ter uma distribuição muito mais ampla no Brasil (DE MELO; HEBERT, 1994; ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004). No estado de Minas Gerais observa-se a ocorrência de *B. freyi* em apenas 2 corpos d'água e de *B. longirostris* em 24 corpos d'água. Muitos destes registros possivelmente representam a ocorrência de *B. freyi* (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2011).

Geralmente se tem registro de *B. freyi* durante todo o ano, porém as maiores densidades ocorrem durante a estação seca (julho a novembro) começando a diminuir em dezembro. O período do ano com decréscimo nas densidades de *Bosmina* coincide com o aumento da temperatura e precipitação (SANTOS, 2010; NETO, 2013; SILVA, 2015).

A distribuição, abundância, ciclomorfose dos cladóceros podem ser influenciadas pelas mudanças de temperatura, predação, luminosidade, turbulência, disponibilidade e qualidade de alimentos (STOCKWELL; JOHANNSSON, 1997; ELMOOR-LOUREIRO, 1989). A ciclomorfose ou polimorfismo sazonal é um fenômeno de variações morfológicas das estruturas do corpo que podem ocorrer independente ou simultaneamente na população (ELMOOR-LOUREIRO, 1989; HOFFMANN, 2012). Esse fenômeno é comum em Cladocera, com estudos realizados principalmente com os gêneros *Daphnia* e *Bosmina* (BLACK, 1980). Em *Bosmina*, a ciclomorfose é observada principalmente pela variação nos comprimentos da antênula e do mucro (ELMOOR-LOUREIRO, 1989; SAKAMOTO; HANAZATO, 2008).

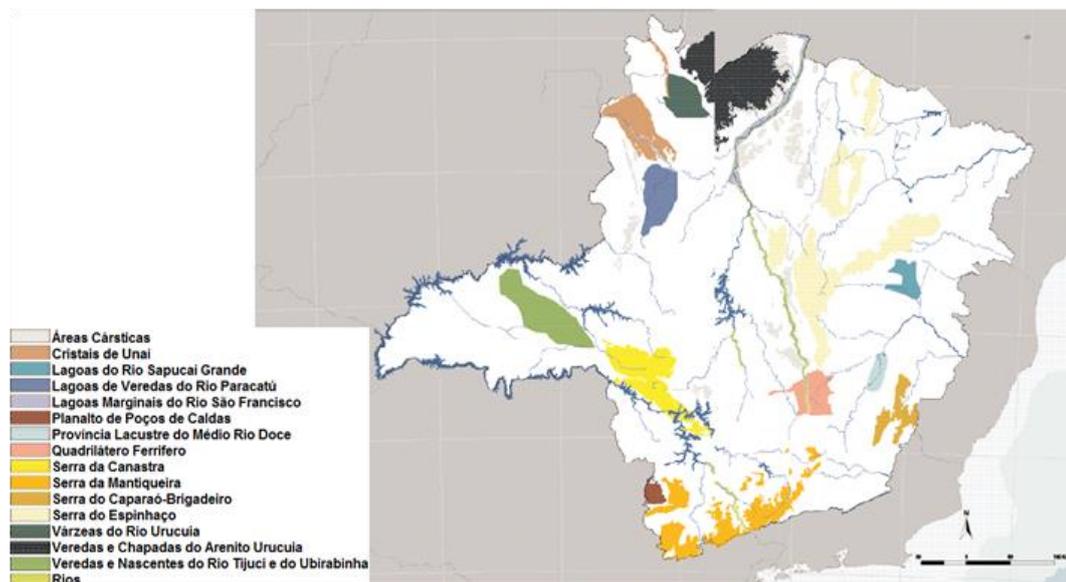
Elmoor-Loureiro (1989) estudou a ciclomorfose em *Bosmina longirostris* e *Bosmina hagmanni* oriundas do Lago Paranoá (Brasília, DF) e verificou-se que ao longo do ano as duas espécies de *Bosmina* apresentaram variações envolvendo as medidas do corpo (comprimento e largura do corpo, comprimento da antênula, diâmetro dos olhos e comprimento do mucro). Foram observadas que as variações no comprimento da antênula e mucro de *B. hagmanni* foram fortemente relacionadas com taxas alométricas e que as variações no comprimento da

antênula e no mucro de *B. longirostris* pareciam estar relacionadas a fenômenos da fase embrionária.

## 2.6 Área de estudo

A Serra da Mantiqueira estende-se pelo leste do Estado de São Paulo, sul de Minas Gerais e sudoeste do Rio de Janeiro, sendo um divisor de águas entre as bacias do rio Grande, em Minas Gerais, e a do rio Paraíba do Sul, em São Paulo e Rio de Janeiro. Segundo Ponçano *et al.* (1981), a Serra da Mantiqueira é formada por escarpas elevadas e morros, nos quais o planalto mineiro termina diante do Vale do Paraíba (BRAGA, 2004).

A região da Serra da Mantiqueira é considerada pela Fundação Biodiversitas (DRUMMOND *et al.*, 2005) como uma área prioritária para conservação com muitos córregos e riachos que têm suas nascentes na Serra com água de boa qualidade.



**Figura 1.** Localização da Serra da Mantiqueira (cor laranja) no estado de Minas Gerais.  
Fonte: Biodiversitas, 2005

Devido a suas dimensões verticais, os ambientes montanos são ambientes especiais, pois apresentam gradientes climáticos, quanto à temperatura, precipitação e insolação, que propiciam a ocorrência de ecossistemas distintos ao longo das encostas, podendo ser

considerados reservatórios de biodiversidade e espécies endêmicas. Além disso, são as principais fontes das águas superficiais. No entanto, apresentam grande fragilidade, já que são vulneráveis aos processos erosivos acelerados, que ocasionam a perda de solo, habitats e espécies (DRUMMOND *et al.*, 2005).

A Serra da Mantiqueira é uma formação geológica datada da era Arqueozóica com quase três mil metros de altitude, ao longo das divisas dos estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro. Sua maior porção (60%) está localizada no estado de Minas Gerais (TERRAS DA MANTIQUEIRA, 2008).

É uma região de difícil acesso, baixo potencial madeireiro, o que, juntamente com a criação de Unidades de Conservação, atrasaram uma destruição intensa desse complexo vegetacional. Isso contribuiu para a conservação de áreas florestadas, campestres e lagos em algumas regiões de altitude da Serra da Mantiqueira (COSTA *et al.*, 1998; MEIRELES *et al.*, 2014). Entretanto, principalmente a floresta montana, parte da floresta alto-montana e os fragmentos campestres no distrito de Monte Verde foram substituídos por pastagens, reflorestamentos monoculturais, construções urbanas, ou ainda sofreram intenso corte madeireiro (GOLFARI, 1975), assim como as demais cidades do circuito das águas que têm o turismo como fonte de renda na região, como Lambari, Heliódora e Careaçú.

Na Serra da Mantiqueira foram realizados muitos estudos enfocando a comunidade de peixes (BRAGA, 2004; BRAGA; ANDRADE, 2005; BRAGA; GOMIERO, 2009; RONDINELI *et al.*, 2011). Já para a comunidade zooplanctônica quase não há estudos e os resultados são apenas da família Chydoridae nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira na região de Campos do Jordão-SP (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2001; SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2002). Santos-Wisniewski *et al.* (2001) registraram a primeira ocorrência *Alona setigera* no Brasil. Santos-Wisniewski *et al.* (2002) analisaram a diversidade de espécies de Cladocera Chydoridae em 21 pequenos corpos d'água da unidade de gerenciamento dos recursos hídricos (UGRHI) da Serra da Mantiqueira no estado de São Paulo e observaram grande riqueza e abundância de espécies.

### 3 OBJETIVOS

Como objetivo geral o estudo visa avaliar o padrão espacial e a diversidade filogenética da comunidade zooplanctônica e, verificar ocorrência de machos e de ovos de resistência em *Bosmina freyi* nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira (MG).

#### 3.1 Objetivos específicos

- Avaliar o padrão de distribuição espacial da comunidade zooplanctônica nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira e relacionar a comunidade com as variáveis físicas e químicas.
- Avaliar a diversidade filogenética de Cladocera em oito corpos d'água.
- Avaliar a presença de ovos de resistência nos sedimentos de corpos d'água da Serra da Mantiqueira (MG) e a taxa de eclosão destes.
- Relacionar a comunidade zooplanctônica ativa com os ovos de resistência presentes no sedimento (comunidade passiva).

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 460p. Disponível em: <http://www.comitesm.sp.gov.br/serramantiqueira.php>). Acesso em: 4 out. 2013. 2005.
- ALEKSEEV, V. R.; HWANG, J. S.; TSENG, M. H. Diapause in aquatic invertebrates: what's known and what's next in research and medical application. **J Mar Sci Technol**, v. 14, n. 4, p. 269-286, 2006.
- ALEKSEEV, V. R.; RAVERA, O.; DE STASIO, B. T. Introduction to Diapause. In: ALEKSEEV, V. R.; STASIO, B.; GILBERT, J. J. **Diapause in aquatic invertebrates theory and human use** Dordrecht: Springer, v. 82, p. 3-10, 2007.
- ALMEIDA V. L. S. *et al.* O zooplâncton de água doce e seu estudo em reservatórios do Nordeste do Brasil. In: MOURA, A. N. *et al.* (eds.). **Reservatórios do Nordeste do Brasil: biodiversidade, ecologia e manejo**, Bauru: Canal 6, p. 441-475. 2010.
- AMORIM, F. Seca ameaça turismo em cidades mineiras. **Folha de São Paulo**, Ribeirão Preto, 21 mai. 2014. Caderno Cotidiano. Disponível em: <<http://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/ribeiraopreto/2014/05/1457473-seca-ameaca-turismo-em-cidades-mineiras.shtml>>. Acesso em: 15 set. 2014.
- ARAGÃO, C. *et al.* Amino acid pools of rotifers and *Artemia* under different conditions: nutritional implications for fish larvae. **Aquaculture**, v. 234, p. 429 - 445, 2004.
- ARÁNGUIZ-ACUÑA, A.; RAMOS-JILIBERTO, R. Diapause may promote coexistence of zooplankton competitors. **J. Plankton Res.**, v. 36, n. 4, p. 978-988, 2014.
- ARMENGOL, J. Colonización de los embalses españoles por crustáceos planctónicos y evolución de la estructura de sus comunidades. **Oecologia Aquatica**, v. 4, p. 45-70, 1980.
- ATTAYDE, J. L.; HANSSON, L. A. Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phytoplankton communities. **Oecologia**, v. 121, p. 47-54, 1999.
- BENITES, V. M.; CAIAFA, A. N.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFER, C. E.; KER, J. C. Solos e Vegetação nos Complexos Rupestres de Altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente**, v. 10, n. 1, p. 76-85, 2003.
- BENNDORF, J.; WISSEL, B.; SELL, A. F.; HORNIG, U.; RITTER, P.; BOING, W. Food Web Manipulation by Extreme Enhancement of Piscivory: an Invertebrate Predator Compensates for the Effects of Planktivorous Fish on a Plankton Community. **Limnologia**, v. 30, p. 235-245, 2000.
- BLACK, R.W. The nature and causes of cycломorphosis in a species of the *Bosmina longirostris* complex. **Ecology**. v.61 p. 1122-1132, 1980.
- BRAGA, F. M. S. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, v. 26, n. 1, p. 31-36, 2004.

- BRAGA, F. M. S., ANDRADE, P. M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil, *Sér. Zool.*, Porto Alegre, **Iheringia** 95(2):121-126, 30 de junho de 2005.
- BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP Francisco Manoel de Souza Braga, Leandro Muller Gomiero. **Biota Neotrop**, v. 9, n. 3, p. 207-212, 2009.
- CADOTTE, M. W.; DINNAGE, R.; TILMAN, D. Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. **Ecology**, v. 93, n. 8, p. S223 – S233, 2012.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M. *et al.* Fauna de invertebrados planctônicos e fitófilos em ambientes lênticos associados a fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. IN: NECCHI-JUNIOR, O. **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Holos: São José do Rio Preto 2012 - São Paulo. 301p. 2012a.
- CHANG, K. H.; HANAZATO, T. Seasonal and reciprocal succession and cyclomorphosis of two *Bosmina* species (Cladocera, Crustacea) co-existing in a lake: their relationship with invertebrate predators. **Journal of Plankton Research**, v. 25, n. 2, p. 141-150, 2003.
- CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A.; GASTON, K. J.; PETCHEY, O. L. Including intraspecific variability in functional diversity. **Ecology**, v.90, p. 81–89, 2009.
- COELHO-BOTELHO, M. J. Dinâmica da comunidade zooplancônica e sua relação com o grau de trofia em reservatório. Boletim da CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 16 set. 2014. 2004.
- COLE, J. J.; CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J.; PACE, M. L.; SOLOMOND, C. T.; WEIDLE, B. Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen, and hydrogen. **PNAS**, v. 108, n. 5, p. 1975–1980, 2011.
- COSTA, C. M. R.; HERMANN, G.; MARTINS, C. S.; LINS, L. V.; LAMAS, I. R. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 94p. 1998.
- DANTAS, Ê. W.; ALMEIDA, V. L. S.; BARBOSA, J. E. L.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplancônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. **Iheringia, Sér. Zool.** v. 99, n. 2, p. 132-141, 2009.
- DE MELO, R.; P. HEBERT, D.N. A taxonomic reevaluation of North American Bosminidae. **Canadian Journal of Zoology**, v. 72, p. 1808-1825, 1994.
- DE-WAARD *et al.* Probing the relationships of the branchiopod crustaceans. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 39, p. 491–502, 2006.
- DIAMOND, J. M. The Island Dilemma: Lessons of Modern Biogeographic Studies for the Design of Natural Reserves. **Biological Conservation**, v. 7, p. 129-46, 1975.

- DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais**. 2. ed. Belo Horizonte: Fund. Biodiversitas/MG, 222 p. 2005.
- DUSSART, B.H.; DEFAYE, D. Copepoda: Introduction to the copepoda. In: DUMMONT, H. J. F. **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Amsterdam: SPB Academic publishers.v.7, 277 p, 1995.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Ciclomorfose em Bosmina (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 6, n.1, p. 37-48, 1989.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. New cladoceran records from Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 64, n.3A, p. 415-422, 2004.
- ERWIN, T. L. An evolutionary basis for conservation strategies. **Science**, v. 253, p. 750–752, 1991.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. Brasil. 790p. 2011.
- FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A. K. M. A. Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 10, p. 1815-1819, 2009.
- FLYNN, D. B.; MIROTCHEV, N.; JAIN, M.; PALMER, M. I.; NAEEM, S. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity – ecosystem - function relationships. **Ecology**, v. 92, n. 8, p. 1573–1581, 2011.
- FORRÓ, L.; KOROVCHINSKY, N. M.; KOTOV, A. A.; PETRUSEK, A. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 177–184, 2008.
- FRYER, G. Phylogeny and adaptive radiation within the Anomopoda: a preliminary exploration. **Hydrobiologia**, v. 307, p. 57-68, 1995.
- GANNON, J. E.; STEMBERGER, R. S. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Transactions of the American Microscopical Society**, v. 97, n. 1, p. 16-35, 1978.
- GILBERT, J. J. Dormancy in rotifers. **Transactions of the American Microscopical Society**, v. 93, p. 490–513, 1974.
- \_\_\_\_\_. Population density, sexual reproduction and diapause in monogonont rotifers: new data for *Brachionus* and a review. **J. Limnol.**, v. 63, n. 1, p. 32-36, 2004.
- GOLFARI, L. Zoneamento ecológico do estado de Minas Gerais para reflorestamento. **Série Técnica**, Número 3. 65p, 1975.
- GYLLSTRÖM, M.; HANSSON, L. A. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. **Aquat. Sci.**, v. 66, p.274–295, 2004.

HALBACH, U. Die ursachen der Temporalvariation von *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotatoria). **Oecologia**, v. 4, p. 262-318, 1970.

HANAZATO, T. Influence of food density on the effects of a *Chaoborus*-released chemical on *Daphnia ambigua*. **Freshwater Biology**, v. 25, n. 3, p. 447-483, 1991.

HANSEN, A. M.; SANTER, B. The life cycle of *Cyclops vicinus* in Lake Sobygard: new aspects derived from sediment analyses. **Hydrobiologia**, v. 510, n. 1-3, p. 1-21, 2003.

HART, R.C.; BYCHEK, E.A. Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. **Hydrobiologia**, v. 668, n. 1, p. 61-108, 2011.

HILLBRITCH-ILKOWSKA, A. Response of planktonic rotifers to the eutrophication process and to the autumnal shift of blooms in Lake Biwa, Japan. I. Changes in abundance and composition of rotifers. **Jap. J. Limnol.**, v. 44, n. 2, p. 93-106, 1983.

HOBBAEK, A.; MANCA, M.; ANDERSEN, T. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. **Acta Oecologica**, v. 23, p. 3, p. 155-163, 2002.

HOFFMANN, P. **Análise temporal da composição, abundância, diversidade dos Cladocera e crescimento alométrico de *Daphnia* spp. O. F. Müller, 1785 na Lagoa do Camargo, lateral ao Rio Paranapanema em sua zona de desembocadura na Represa de Jurumirim.** 2012. 158f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Zoologia) - Universidade Estadual Paulista, UNESP, Botucatu, 2012.

HOFFMANN, P.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; HENRY, R. Primeira ocorrência de *Daphnia parvula* (Cladocera: Daphniidae) no Estado de São Paulo e sua distribuição temporal em lagoa lateral ao Rio Paranapanema. In: VII Congresso Brasileiro sobre Crustáceos, Belém - PA. **Anais...** Anais do VII Congresso Brasileiro sobre Crustáceos, 2012.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. **Limnology.** 2 ed. McGraw Hill, Inc. 1994.

JEPPESEN, E. *et al.* Functional ecology and palaeolimnology: using cladoceran remains to reconstruct anthropogenic impact. **Trends in Ecology & Evolution**. v. 16, n. 4, p. 191-198, 2001.

JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; SONDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T.; PEDERSEN, L. J.; JENSEN, L. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. **Hydrobiologia**, v. 342-343, n. 0, p. 151-164, 1997.

KAPPES, H.; SINSCH, U. Temperature- and predator-induced phenotypic plasticity in *Bosmina cornuta* and *B. pellucida* (Crustacea: Cladocera). **Freshwater Biology**, v. 47, n. 10, p. 1944-1955, 2002.

Kraft, N.J.B., Cornwell, W.K., Webb, C.O. & Ackerly, D.D. (2007). Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *Am. Nat.*, 170, 271–283.

LAFORSCH, C.; TOLLRIAN, R. Extreme helmet formation in *Daphnia cucullata* induced by small-scale turbulence. **Journal of Plankton Research**, v. 26, n. 1, p. 81-87, 2004.

LAGERGREN, R.; STENSON, J. A. E. Chemical cues from the invertebrate predator *Leptodora kindtii* affect the development of cyclomorphotic traits in *Eubosmina coregoni gibbera*. **Journal of Plankton Research**, v. 22, p.1213-1219, 2000.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M. Composition, species richness and abundance of zooplankton community. In: SALGADO-MALDONADO, G.; ALDRETE, A. N. G.; VIDAL-MARTÍNEZ, V. M. **Metazoan parasites in the tropics: a systematic and ecological perspective**. Universidad Nacional Autonoma (UNAM), Mexico. p. 25-60, 2004.

LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C.; VELHO, L. F. M. Estrutura da Comunidade Zooplancônica em Reservatórios. In: RODRIGUES, L. *et al.* **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima. p. 115– 127. 2005.

LAZZARO, X. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding, behaviours, selectivities, and impacts. **Hydrobiologia**. v. 146, p. 97–167, 1987.

LEON, D.; PENALVER, P.; CASAS, J.; JUAN, M.; FUENTES, F.; GALLEGO, I.; TOJA, J. Zooplankton richness in farm ponds of Andalusia (southern Spain). A comparison with natural wetlands. **Limnetica**, v. 29, p. 153–162, 2010.

LUBZENS, E; TANDLER, A.; MINKOFF, G. E. Rotifers as food in aquaculture. **Hydrobiologia**, v. 186/187, p. 387-400, 1989.

LYNCH, M. Destabilizing hybridization, general-purpose genotypes and geographic parthenogenesis. **Quarterly Review of Biology**, v. 59, n. 3, p. 257-290, 1984.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, p. 73– 83, 1963.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Publishing Ltda. 213p. 2004.

MAIA-BARBOSA, P. M.; MENENDEZ, R. M; PUJONI, D. G. F.; BRITO, S. L.; AOKI, A.; BARBOSA, F. A. R. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 14, n. 1, p. 1-20, 2014.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia, Aquatic Biodiversity II**, v. 542, n. 1, p. 367-378, 2005.

S.; PARANAGUÁ, M. N.; MOURA, A. N. O estado da arte da biodiversidade de rotíferos planctônicos de ecossistemas límnicos de Pernambuco. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 109-117, 2007.

MEIRELES L. D., KINOSHITA, L. S.; SHEPHERD, G. J. Composição florística da vegetação altimontana do distrito de Monte Verde (Camanducaia, MG), Serra da Mantiqueira Meridional, Sudeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 831-859, 2014.

MORETTO, E. M. Diversidade zooplanctônica e variáveis limnológicas das regiões limnéticas e litorâneas de cinco lagoas do Vale do Rio Doce MG, e suas relações com o entorno. 2001. 310f. Dissertação (Mestrado em Engenharia das Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, USP, São Carlos, 2001.

MYERS, N; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; da-Fonseca, G. A. B.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NETO, A. J. G. **Estudo limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacareí com ênfase na comunidade zooplanctônica**. 79f Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade de Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

NOGUEIRA, I. S., NABOUT, J. C., OLIVEIRA, J. E.; SILVA K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. **Hoehnea**. v.35(2), p. 219-233, 2008.

NOGUEIRA, M. G.; GEORGE, D. G. e JORCIN, A. Estudo do zooplâncton em zonas litorâneas lacustres: um enfoque metodológico, p. 83-127. In: HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Carlos: Rimap. p. 83-127, 2003.

OERTLI, B.; AUDERSET-JOYE, D.; CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D.; LACHAVANNE, J. B. **Diversité Biologique et Typologie écologique des Etangs et Petits Lacs de Suisse**. Geneva: OFEFP, University of Geneva, 2000.

OERTLI, B.; JOYER, D. A.; CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D.; LACHAVANNE, J. B. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. **Biol. Cons.** v. 104, p. 59–70, 2002.

OLIVEIRA NETO, A. L.; MORENO, I. H. Rotíferos. In: ISMAEL, D. *et al.* **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil-Invertebrados de água doce**. São Paulo: FAPESP, cap.7, p. 39-52, 1999.

PALIK, P. B.; BATZER, D. P.; BUECH, R.; NICHOLS, D.; CEASE, K.; EGELAND, L.; STREBLOW, D. E. Seasonal pond characteristics across a chronosequence of adjacent forest ages in northern Minnesota, USA. **Wetlands**, v. 21, n. 4, p. 532 – 542, 2001.

PAUWELS, K. *et al.* Biochemical adaptation for dormancy in subitaneous and dormant eggs of *Daphnia magna*. **Hydrobiologia**, v. 594, p. 91–96, 2007.

PAVOINE, S.; BONSALE, B. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biol. Rev.**, v. 86, p. 792–812, 2011.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p.402–411, 2002.

PIECZYNSKA, P. Littoral habitats and communities. In: JORGENSEN, S. E.; LÖFFLER, H. **Guidelines of lakes management. Lake shore management. International lake environment committee**. United Nations Environment Programme, p. 39-72, 1990.

PIETRZAK, B.; SLUSARCZYK, M. The fate of the ephippia -*Daphnia* dispersal in time and space. **Pol. J. Ecol.**, v. 54, n. 4, p. 709–714, 2006.

- PINEL-ALLOUL, B.; MIMOUNI, E. A. Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments? **Hydrobiologia**, v. 715, p. 195–212, 2013
- POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R.; MOSCHINI-CARLOS, V.; PADOVANI, C. R. O papel da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock na caracterização física e química da água na zona desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim, SP. **Brasil. J. Ecol.**, v. 1, p. 44-53, 1997.
- PONÇANO, W. L.; CARNEIRO, C. D. R.; BISTRICHI, C. A.; ALMEIDA, F. F. M.; PRANDINI, F. L. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, p. 94, n. 1183. 1981.
- POURRIOT, R.; SNELL, T. W. Resting eggs in rotifers. **Hydrobiologia**, v. 104, p. 213-224, 1983.
- RADZIKOWSKI, J. Resistance of dormant stages of planktonic invertebrates to adverse environmental conditions. **J. Plankton Res.**, p. 1–17, 2013.
- RAMOS, M. E. C. **Diagnóstico da comunidade zoobentônica do infralitoral da Baía de Garapuá, Cairu - BA**. 2002. 78f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.
- REESE, G. C.; WILSON, K. R.; FLATHER, C. G. Performance of species richness estimators across assemblage types and survey parameters. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 5, p. 585-594, 2014.
- RICCI, C. Dormancy patterns in rotifers. **Hydrobiologia**, v. 446, p. 1-11, 2001.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; GÜNTZEL, A. M. A. Diversidade de Cladocera Planctônicos nas Águas Doces do Estado de São Paulo, **III Simpósio do Programa Biota Fapesp**, p.81. 2002.
- ROCHA, O.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist dos Cladocera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.** v. 11 n. 1<sup>a</sup>, p. 571-592, 2010.
- RUGGIERO, A.; CÉRÉGHINO, R.; FIGUEROLA, J.; MARTY, P.; ANGÉLIBERT, S. Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. **C. R. Biologies**, v. 331, p. 298–308, 2008.
- RUSSO, M. R.; HAHN, N. S. Importance of zooplankton in the diet of a small fish in lagoons of the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v.18, n.4, p.357-366, 2006.
- SA-ARDRIT, P.; BEAMISH, F. W. H. Cladocera, diversity, abundance and habitat in a Western Thailand stream. **Aquat. Ecol.**, v. 39, p. 353-365, 2005.
- SAKAMOTO, M.; HANAZATO, T. Antennule shape and body size of *Bosmina*: key factors determining its vulnerability to predacious Copepoda. **Limnology**. v.9, p.27–34, 2008.

SAMPAIO, E. *et al.* Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 525-545, 2002.

SANTANGELO, J. M. Produção, eclosão e implicações ecológicas e evolutivas dos estágios dormentes do zooplâncton. **LIMNOtemas**, v.7, p.1-36, 2009.

SANTOS, R.M. **Estruturadas das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, com ênfase na Produção secundária do do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos Reservatórios do Baixo Tietê, SP.** 2010. 380f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade de Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. First Record of *Alona setigera* Brehm, (Cladocera, Chydoridae) in the Neotropical Region. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 4, p. 701-702, 2001.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. **Braz. Journ Biology**, v. 62, n. 4, p. 681-687, 2002.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C.; SANTOS, R. M.; ROCHA, O. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 287-301, 2011.

SARMA, S. S. S.; RESENDIZ, R. A. L.; NANDINI, S. Morphometric and demographic responses of brachionid prey (*Brachionus calyciflorus* Pallas and *Plationus macracanthus* (Daday) in the presence of different densities of the predator *Asplanchna brightwellii* (Rotifera: Asplanchnidae). **Hydrobiologia**, v. 662, p. 179-187, 2011.

SCHEFFER, M.; NES, E. H. V. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, v. 584, p. 455-466, 2007.

SCHRODER T. Diapause in monogonont rotifers. **Hydrobiologia**, v. 546, p. 291-306, 2005.

SEIDMAN, L. A.; LARSEN, J. H. Ultrastructure of the envelopes of resistant and nonresistant *Daphnia* eggs. **Can. J. Zool.**, v. 57, p. 1773-1777, 1979.

SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M.A. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, n. 1, p. 187-207, 1985.

SERAFIM-JUNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G. B. L.; GHIDINI, A. R.; CASANOVA, S. M. C. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, v. 100, n. 3, p. 233-241, 2010.

SILVA, L. C. **A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento.** 2015. 333 Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, Ufscar, São Carlos, 2015.

SILVA L. C., NEGREIROS N. F., SANTOS R. M. Zooplâncton de um lago urbano dominado pela macrófita pistia stratiotes (araceae). **Forum Ambiental da Alta Paulista** v. 8, n 3, p. 77-89, 2012.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DIAS, S. G. Water quality and communities associated with macrophytes in a shallow water-supply reservoir on an aquaculture farm. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 420-428, 2014.

SLADECEK, V. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 169-202, 1990.

SOARES, C. E. A.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do estado de Pernambuco, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 2, p. 409-414, 2011.

SOBRAL, F.; CIANCIARUSO, M. Estrutura filogenética e funcional de assembleias: (re) montando a Ecologia de Comunidades em diferentes escalas espaciais. **Bioscience Journal**, v. 28, p. 617–631, 2012.

SONDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P. Pond or lake: does it make any difference? **Arch. Hydrobiol.**, v. 162, n. 2, p. 143–165, 2005.

STEMBERGER, R. S.; GILBERT, J. J. Multiple-species induction of morphological defenses in the Rotifer *Keratella Testudo*. **Ecology**, v. 68, n. 2, p. 370-378, 1987.

STOCKWELL, J.D.; JOHANNSSON, O.E. Temperature-dependent allometric models to estimate zooplankton production in temperate freshwater lakes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v.54, p. 2350-2360,1997.

STREBLE, J. H.; FROST, B. W. **Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida en una gota de agua**. Omega: Barcelona, p. 83-85, 1987.

Terras da Mantiqueira disponível em:

<<http://terrasdamantiqueira.blogspot.com/2008/02/serra-da-mantiqueira.html>>. Acesso em: 29 de março de 2010.

TESSIER, A. J.; WOODRUFF, P. Cryptic trophic cascade along a gradient of lake size. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1263–1270, 2002.

TILMAN, D.; REICH, P.B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, v. 294, p. 843-5, 2001.

TRAIN, S.; JATI, S.; RODRIGUES L. C.; PIVATO, B. M. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. **Biocenoses em Reservatórios: Padrões Espaciais e Temporais**. São Carlos, Rima. p. 73–85, 2005.

TUNDISI, J. G.; MATSURA-TUNDISI, T. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções, **Estudos avançados** v.22, n.63, p.7-16, 2008.

WALCZYNSKA, A.; SERRA, M. Species size affects hatching response to different temperature regimes in a rotifer cryptic species complex. **Evol Ecol**, v. 28, p. 131–140, 2014.

WALSH, M. R. The link between environmental variation and evolutionary shifts in dormancy in zooplankton. **Integrative and Comparative Biology**, v. 53, n. 4, p. 713–722, 2013.

WELLBORN, G. A.; SKELLY, D. K.; WERNER, E. E. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 337-363, 1996.

WETZEL, R.G. **Limnology**, 2 ed. Philadelphia: Saunders College Publishing, 679p, 1983.

WILLIAMSON, C. E.; REID, J. W. Copepoda, In: LIKENS, G. E. **Encyclopedia of Inland Waters**, Oxford: Academic Press. p. 633-642, 2009.

WINTER, M.; DEVICTOR, V.; SCHWEIGER, O. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 28, n. 4, 2013.

ZENG, J.; BIAN, Y.; XING, P.; WU, Q. L. Macrophyte species drive the variation of bacterioplankton community composition in a shallow freshwater lake. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 1, p. 177-184, 2012.

## 4 ARTIGOS

Para melhor organização e compreensão dos resultados o presente estudo foi dividido em três artigos: Diversidade Filogenética de Cladocera provavelmente estruturada por competição em pequenos corpos d'água da Serra da Mantiqueira-MG, Entendendo melhor quando populações partenogenéticas de *Bosmina freyi* realizam reprodução sexuada e Comparação da comunidade zooplanctônica ativa e passiva de cinco corpos d'água da Serra da Mantiqueira-MG.

### 4.1 Diversidade Filogenética de Cladocera provavelmente estruturada por competição em pequenos corpos d'água da Serra da Mantiqueira-MG

Karin de Paula Reis<sup>1</sup>, Erika dos Santos Silva<sup>2</sup>, Vinícius Xavier da Silva<sup>1</sup>, Maria José Santos–Wisniewski<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Ciências da Natureza - Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL-MG.

<sup>2</sup>Universidade Federal de São Carlos - UFSCar

**e-mail \*:** czw@uol.com.br

**running title:** Cladocera phylogen. diversity - Mantiqueira ponds

**Resumo:** A diversidade filogenética é uma medida de diversidade biológica que leva em consideração a história evolutiva das espécies, o que contribui para inferir o tipo principal de efeito estruturador das comunidades: filtros ambientais ou interações entre as espécies (principalmente, competição). As amostras foram coletadas em fevereiro e julho de 2010 em oito corpos d'água localizados na Serra da Mantiqueira - MG. Uma filogenia com todas as espécies de Cladocera encontradas (filogenia do *pool* regional de espécies) foi construída através do comando BLADJ do software Phylocom versão 4.2. A diversidade filogenética dos cladóceros foi estimada utilizando-se três índices: Phylogenetic Diversity (PD), Mean

Pairwise Distance (MPD) e Mean Nearest Taxon Distance (MNTD). Os corpos d'água analisados são pequenos, rasos e com presença de macrófitas aquáticas. Foram registradas um total de 34 espécies de Cladocera e a riqueza de espécies acompanhou a diversidade filogenética (PD). Todos os corpos d'água amostrados apresentaram comunidades sem estruturação filogenética, ou seja, as linhagens de Cladocera que persistiram em cada comunidade não diferiram de uma composição aleatória (estatisticamente foram iguais às comunidades geradas ao acaso pelos modelos nulos). Portanto, o resultado contundente do presente estudo chama a atenção e aponta a competição como fator estruturante mais provável.

**Palavras-chave:** Cladocera, Competição, Filogenia, Açudes e Zooplâncton

## **Introdução**

Os corpos d'água de pequeno porte geralmente possuem maior heterogeneidade de habitats devido à presença de várias espécies de macrófitas e à maior influência que estes ambientes sofrem do entorno (Domis *et al.* 2013). Estes ecossistemas contribuem para a diversidade biológica local (diversidade alfa), devido à presença de espécies raras e endêmicas, e também regional (diversidade beta e gama), devido à alta variação espacial e temporal na composição da comunidade (Pinel-Alloul & Mimouni 2013).

A maior parte dos estudos sobre diversidade biológica utiliza métricas clássicas (como Índices de Shannon-Wiener, Simpson e Equitabilidade). Essas medidas, porém, são estimativas pouco preditivas da estrutura e do funcionamento do ecossistema, pois não detectam as respostas das espécies às mudanças ambientais e levam em consideração apenas o número de espécies e a sua contribuição relativa na quantificação (Cianciaruso *et al.* 2009). Além disso, esses índices de diversidade são cegos para a composição de espécies, podendo

agregar valores iguais em comunidades totalmente diferentes e considerando todas as espécies com o mesmo peso (Reese *et al.* 2014).

A diversidade filogenética é uma medida de diversidade biológica relativamente recente, que leva em consideração a história evolutiva das espécies, permitindo integrar causas mais próximas (ecológicas) e também distantes (históricas) para os padrões estruturadores das comunidades biológicas (Magurran 2004; Cianciaruso *et al.* 2009). Vários estudos recentes têm mostrado que esta medida de diversidade pode contribuir para estabelecer áreas de conservação, pois relaciona processos como extinção, invasão biótica, funcionamento e serviços de ecossistema (Erwin 1991; Winter *et al.* 2013).

A diversidade filogenética também pode ser usada em medidas de diversidade funcional. Essa relação entre as duas medidas de diversidade tem sido relatada por diversos autores atualmente, pois a diversificação evolutiva pode gerar maior variação de características, resultando em maior complementaridade de nicho (Flynn *et al.* 2011). Segundo Cadotte *et al.* (2012), os fenótipos e a ecologia das espécies são produtos de sua história evolutiva, e quanto maior é a distância evolutiva entre as espécies, mais elas diferem ecologicamente, aumentando assim a diversidade filogenética e funcional do ecossistema.

Porém, talvez a maior contribuição da diversidade filogenética seja a possibilidade de inferir o tipo principal de efeito estruturador das comunidades: filtros ambientais ou interações entre as espécies (principalmente, competição) (Sobral & Cianciaruso 2012). Embora, muitas vezes citada como hipótese explicativa para muitos fenômenos, a competição é raramente testada na grande maioria dos trabalhos ecológicos (Diamond 1975; Kraft *et al.* 2007). Comparar a diversidade filogenética de diferentes comunidades permite, assim, identificar áreas com algum efeito estruturador mais dominante. Essas áreas podem, então, ser estudadas mais especificamente para se testar hipóteses de como se deu determinada estruturação (Pavoine & Bonsall, 2011).

Existem poucos estudos com a comunidade zooplanctônica nos corpos d'água de pequeno porte em regiões montanhosas, menos ainda testando efeitos estruturadores das comunidades. Santos-Wisniewski *et al.* (2008) analisaram a riqueza e distribuição geográfica do gênero *Chydorus* e *Pseudochydorus* em 223 corpos d'água e registraram pela primeira vez *Chydorus parvireticulatus* no estado de São Paulo. Dois estudos foram conduzidos na Serra da Mantiqueira e estão restritos ao estado de São Paulo (Santos-Wisniewski *et al.* 2001; 2002). Santos-Wisniewski *et al.* (2001) em um estudo de seis corpos d'água na Serra na Mantiqueira, registraram a primeira ocorrência da espécie *Alona setigera*. Já Santos-Wisniewski *et al.* (2002) realizaram um estudo sobre as espécies de Cladocera Chydoridae em corpos d'água de grandes altitudes na Serra da Mantiqueira, São Paulo.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo descrever a estrutura filogenética da comunidade zooplanctônica em pequenos corpos d'água da Serra da Mantiqueira.

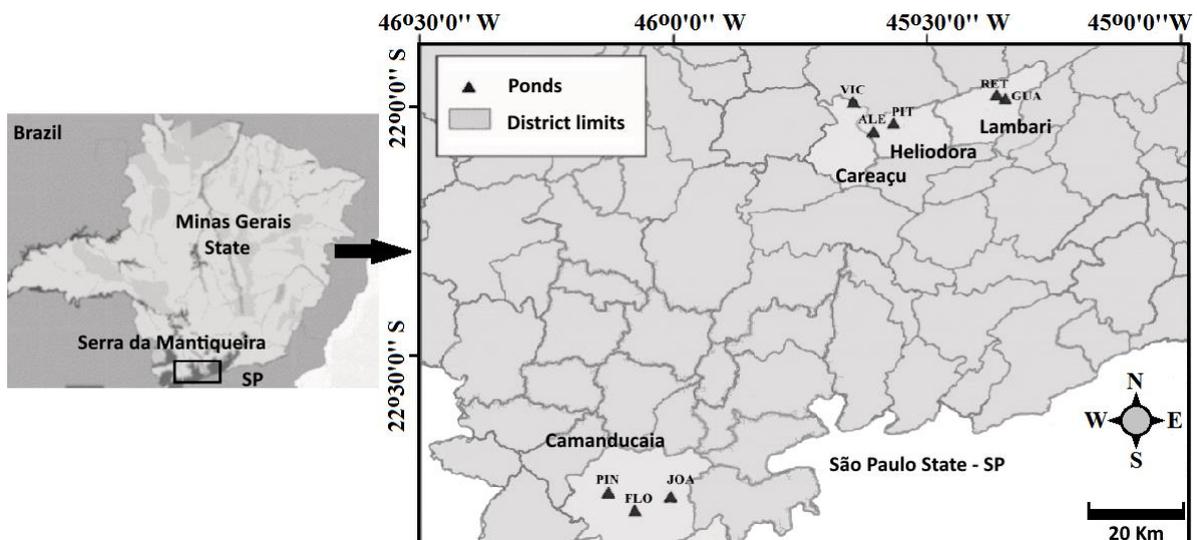
## **Materiais e Métodos**

### *Área de estudo*

A Serra da Mantiqueira estende-se pelo leste do Estado de São Paulo, sul de Minas Gerais e sudoeste do Rio de Janeiro, sendo um divisor de águas entre as bacias do rio Grande, em Minas Gerais, e do rio Paraíba do Sul, em São Paulo e Rio de Janeiro. É formada por escarpas elevadas e morros, nos quais o planalto mineiro termina diante do Vale do Paraíba (Braga & Andrade 2005; Ponçano *et al.* 1981). É uma região que devido ao isolamento geográfico possui diferentes gradientes climáticos quanto à temperatura, precipitação e insolação, que propiciam a ocorrência de ecossistemas distintos ao longo das encostas,

podendo ser considerados reservatórios de biodiversidade e espécies endêmicas (Benites *et al.* 2003; Drummond *et al.* 2005).

**Figura 1.** Localização dos oito corpos d'água amostrados na Serra da Mantiqueira: lago Guanabara-GUA, Rancho Alegre-ALE, a São Vicente-VIC, Retiro Feliz-RET, Fazenda Pitangueiras-PIT, Fazenda Floresta Negra-FLO, Pinga da Banana-PIN e João Costura-JOA, no ano de 2010.



No geral, esses corpos d'água apresentaram características homogêneas (rasos, com presença de macrófitas e expostos a atividades agropecuárias). São sistemas artificiais de pequeno porte, com forte ação antrópica e estão localizados em propriedades rurais, exceto o lago Guanabara (GUA), localizado no centro da cidade de Lambari, com maior extensão e heterogeneidade de habitats.

Na região de Camanducaia-MG, os três corpos d'água amostrados possuem as maiores altitudes (1.366, 1.042 e 1.004m, respectivamente). O açude Fazenda Floresta Negra (FLO) está localizado em um Hotel Fazenda, com ausência de macrófitas e vegetação exótica em seu entorno. O açude João Costura (JOA) está próximo de sua nascente, tem grande quantidade de macrófitas, além da agricultura e urbanização no seu entorno, o que contribui para a degradação deste ambiente. O açude Pinga da Banana (PIN) é pequeno, com presença de

macrófitas (*Polyanthes* sp e *Ludwigia* sp), seu entorno tem influência da agropecuária e um fragmento de mata ao fundo.

Os corpos d'água amostrados no Planalto da Mantiqueira estão em menores altitudes, entre 837 e 889m. Dos corpos d'água selecionados, o Lago Guanabara é o maior dos ambientes e está localizado na cidade de Lambari-MG. É utilizado para a recreação, turismo e despejos de esgoto sanitário, conseqüentemente é o corpo d'água sob maior impacto antrópico. Este corpo d'água possui entradas de água de outros ambientes hídricos e devido à sua maior extensão, comporta maior diversidade de habitats. O açude Retiro Feliz (RET) também na região de Lambari possui em seu entorno atividades agropecuárias, um fragmento de mata ao fundo e não possui macrófitas.

Na região de Heliódora-MG foram feitas coletas em dois açudes em propriedades rurais distintas. O açude Rancho Alegre (ALE) corresponde a um pequeno represamento com muitas gramíneas, macrófitas e pastagem ao redor. Na primeira coleta de 2010, foram observados peixes mortos na superfície deste açude. Já o açude Fazenda Pitangueiras (PIT) é utilizado para as necessidades da propriedade: abastecimento da casa e das criações e irrigação agrícola. No seu entorno, foi registrado banco de macrófitas (*Typha* sp.), atividades agropecuárias e muito capim seco, provavelmente pela utilização de herbicida.

O açude São Vicente (VIC) está localizado na cidade de Careáçu-MG. Tem grande quantidade de gramíneas na borda e ocorrência de macrófitas em seu interior. Ao redor há sinais de início da urbanização e atividades agropecuárias.

#### *Coleta dos dados*

As amostras foram coletadas em fevereiro e julho de 2010. Foram realizadas sempre próximas à margem e superficiais devido à pequena profundidade dos corpos d'água. As

medidas de temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH foram obtidas com um multisensor Horiba U-22. O índice de estado trófico foi calculado para cada corpo d'água baseado na metodologia descrita em Carlson, modificado por Toledo *et al.* (1983), que adaptaram este índice às variáveis climatológicas e ambientais para regiões tropicais e subtropicais. Esse índice foi obtido a partir das médias ponderadas das concentrações de clorofila *a*, de fósforo total e de fósforo total dissolvido. As categorias e critérios para classificação do estado trófico foram: oligotrófico ( $IET \leq 44$ ), mesotrófico ( $44 < IET < 54$ ) e eutrófico ( $IET \geq 54$ ).

Para a análise da comunidade zooplanctônica, foi coletado um volume de 100 litros de água utilizando-se um balde graduado de 10L, passando a água por uma rede de plâncton com abertura de 68 $\mu$ m. Os organismos passaram por processo de narcotização com saturação de CO<sub>2</sub> (adição de água gaseificada) e posteriormente foram fixados com formol em concentração final de 4% saturado com açúcar. As contagens dos cladóceros foram realizadas em placas de acrílico quadriculadas sob microscópio estereoscópico com aumento de 50x, sendo a identificação baseada em bibliografia especializada (Smirnov 1974; Smirnov 1992; Elmoor-Loureiro 1997; Kotov *et al.* 2009; Elmoor-Loureiro & Souza 2008; Damme *et al.* 2010).

### *Diversidade filogenética*

Uma filogenia com todas as espécies de Cladocera encontradas nos oito corpos d'água, e referida como filogenia do *pool* regional (total) de espécies, foi construída manualmente a partir da proposta de De-Waard *et al.* (2006) para os crustáceos Branchiopoda. Este artigo também forneceu as datações para alguns dos nós da filogenia do *pool* regional, as quais foram extrapoladas para a filogenia como um todo através do comando BLADJ do

software Phylocom versão 4.2 (Webb *et al.* 2008). A edição final da filogenia utilizou o programa FigTree versão 1.40 (Rambaut 2007).

A diversidade filogenética dos cladóceros foi estimada utilizando-se três índices: diversidade filogenética de Faith (*Phylogenetic Diversity*, PD), distância filogenética média par a par (*Mean Pairwise Distance*, MPD) e distância filogenética média do táxon mais próximo (*Mean Nearest Taxon Distance*, MNTD). A métrica PD calcula o comprimento total dos ramos que conectam as espécies presentes em cada localidade a partir da filogenia do *pool* regional (total) de espécies registradas (Faith, 1992). A métrica MPD calcula a distância filogenética média entre todas as combinações de pares de espécies presentes em cada comunidade, enquanto a métrica MNTD calcula essa distância apenas em relação ao parente mais próximo de cada espécie presente na amostra. A partir dos valores de MPD e MNTD foram calculados, respectivamente, os índices de parentesco em rede (*Net Relatedness Index*, NRI) e do táxon mais próximo (*Nearest Taxon Index*, NTI). NTI e NRI indicam se existe ou não estrutura filogenética e, no primeiro caso, de qual tipo. São estimados a partir de aleatorizações da planilha de ocorrência de espécies de cada amostra (localidade), seguindo diferentes modelos nulos, o que permite testar sua significância (valor  $p$  associado) (Webb *et al.* 2008). Em geral o NRI considera mais as informações da filogenia como um todo, enquanto o NTI enfatiza mais as relações entre os terminais da filogenia (Webb 2000; Webb *et al.* 2002).

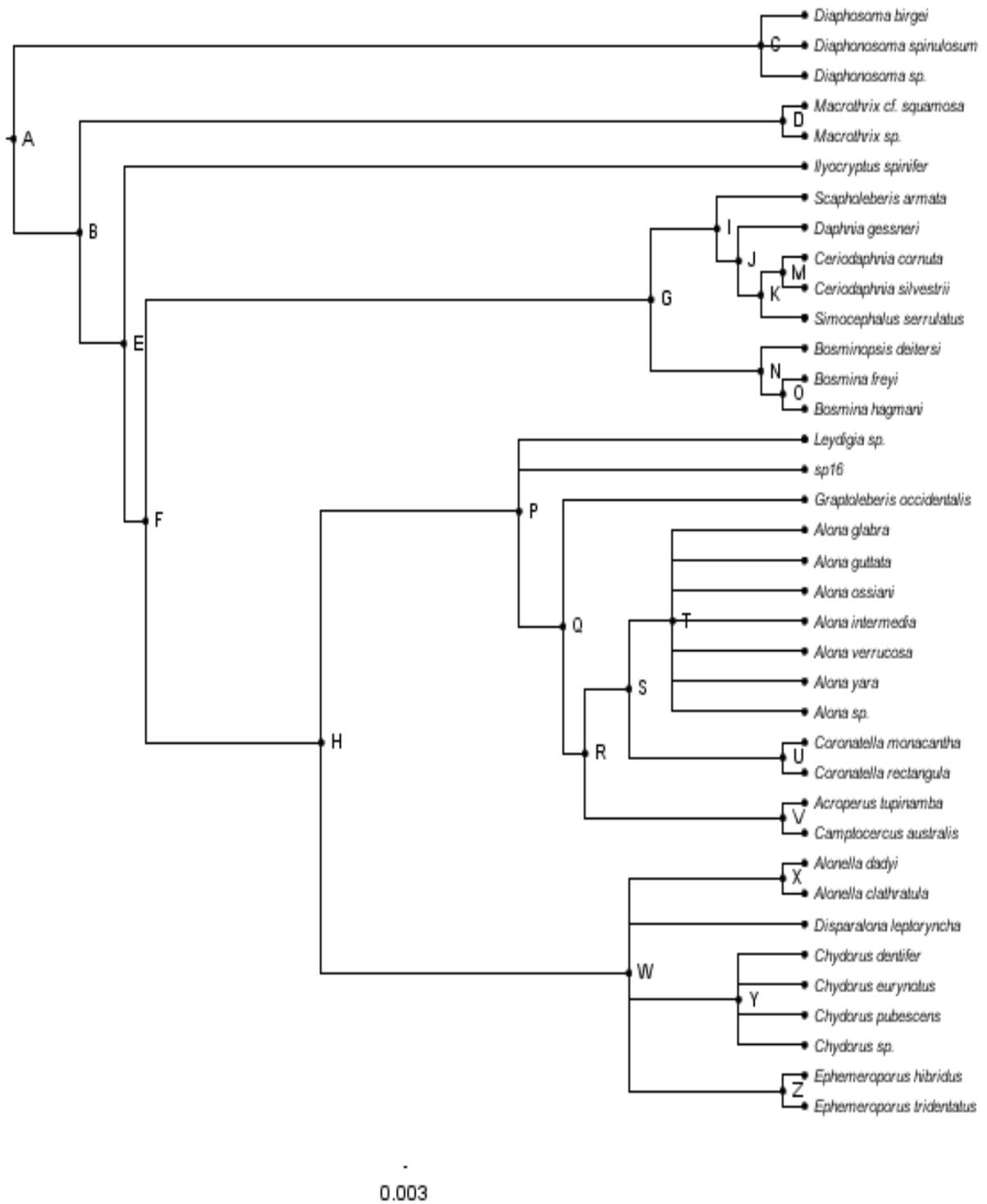
Valores de NRI e NTI negativos ( $p > 0.95$ ) indicam dispersão filogenética das espécies presentes em determinada localidade (espécies mais distantes que o esperado ao acaso). Valores positivos ( $p < 0.05$ ) indicam concentração filogenética (espécies mais próximas que o esperado ao acaso). Valores de NRI e NTI que estatisticamente não diferem das aleatorizações dos modelos nulos ( $0.05 < p < 0.95$ ) indicam que as relações filogenéticas das espécies presentes em determinada comunidade não são estruturadas, ou seja, que essa

comunidade apresenta estruturação nula ou ao acaso. Enquanto comunidades estruturadas filogeneticamente (concentração ou dispersão) podem ter sido geradas por filtro ambiental ou por competição, aquelas sem estruturação geralmente são resultantes apenas de competição (Webb 2000; Webb *et al.* 2002; Pausas & Verdú 2010).

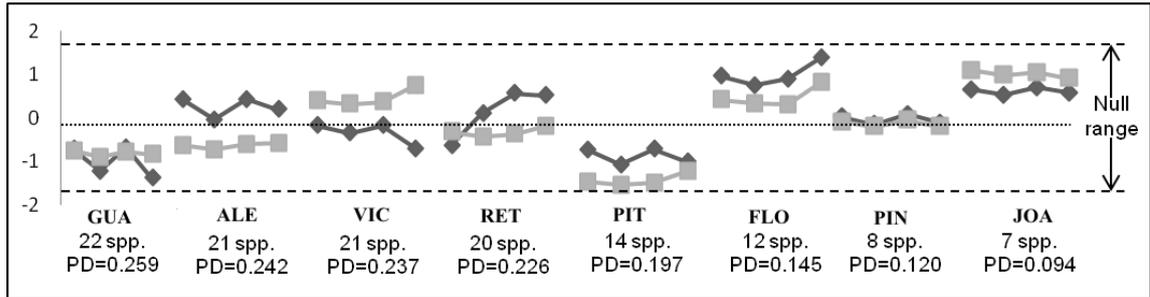
Em todas as análises realizadas foram considerados apenas dados de presença ou ausência das espécies em cada amostra (corpo d'água), não abundância, sempre no software Phylocom versão 4.2 (Webb *et al.* 2008). Para o cálculo dos índices de estruturação filogenética (NRI e NTI) foram utilizados os quatro modelos nulos de aleatorização (de 0 a 3) do programa, com 999 randomizações.

## **Resultados**

Registramos um total de 34 espécies de Cladocera nos oito ambientes analisados (Figura 2). Dados de NRI, NTI, PD e riqueza de espécies de cada corpo d'água são apresentados na Figura 3. A riqueza de espécies acompanhou a diversidade filogenética (PD), portanto, os corpos d'água que tiveram maior PD também apresentaram mais espécies. Os três corpos d'água localizados na região de Monte Verde (FLO, JOA e PIN) que possuem maior altitude, tiveram menor diversidade filogenética. Os demais corpos d'água localizados no Planalto da Mantiqueira tiveram valores de PD semelhantes, sendo o Lago Guanabara o de maior diversidade filogenética (0,259) e o açude Fazenda Pitangueiras com o menor valor (0,197). Já em relação aos valores de NRI e NTI, todas as amostras ficaram dentro do intervalo considerado estatisticamente nulo, indicando que nenhum corpo d'água apresentou estruturação filogenética das comunidades de Cladocera. Isso ocorreu com os quatro modelos nulos testados.



**Figura 2.** Filogenia do *pool* regional com a escala do tempo evolutivo das 34 espécies de Cladocera registradas nos oito corpos d'água amostrados na Serra da Mantiqueira em março e julho de 2010, baseada em De-Waard *et al.* (2006).



**Figura 3.** Valores estimados de *Net Relatedness Index* (NRI), *Nearest Taxon Index* (NTI) e *Faith's Phylogenetic Diversity* (PD) das espécies de Cladocera dos oito corpos d'água amostrados na Serra da Mantiqueira em março e julho de 2010. Losangos pretos: valores de NRI. Quadrados cinzas: valores de NTI. A sequência dos pontos de NRI e NTI da esquerda para a direita em cada corpo d'água corresponde, respectivamente, aos valores obtidos para cada modelo nulo (0 a 3) do software Phylocom 4.2 (Webb *et al.* 2008).

Quanto aos parâmetros físicos e químicos, em geral os corpos d'água apresentaram características relativamente homogêneas: temperaturas médias similares, variando de 22,2 a 27 °C, com águas bem oxigenadas, baixa condutividade e pH ácido. Os açudes Floresta Negra e Pinga da Banana foram mesotróficos e o Lago Guanabara, próximo a mesotrofia; os demais corpos d'água foram oligotróficos (Tabela 1).

**Tabela 1.** Tabela 1. Variáveis físicas e químicas médias dos oito corpos d'água amostrados na Serra da Mantiqueira no ano de 2010.

	GUA	ALE	VIC	RET	PIT	FLO	PIN	JOA
Temperature (°C)	22.2 ± 0.3	23.7 ± 2.4	27 ± 5.6	23.8 ± 0.7	23.7 ± 2.4	22.8 ± 8.0	26.3 ± 3	27 ± 8.5
Dissolved Oxygen Concentration (mg.L <sup>-1</sup> )	6.8 ± 0.2	6.4 ± 1.2	5.8 ± 1.4	5.35 ± 0.07	6.2 ± 1.1	7.2 ± 1.1	6.9 ± 1.1	5.8 ± 0.7
Electrical Conductivity (µS.cm <sup>-1</sup> )	52.5 ± 3.5	25 ± 1.4	21.5 ± 0.7	40.5 ± 4.9	27.5 ± 0.7	27.5 ± 2.1	47 ± 1.0	31 ± 1.4
pH	5.3 ± 0.4	5.1 ± 0.2	5.2 ± 0.2	5.3 ± 0.2	5.0 ± 0.1	4.7 ± 0.2	5.1 ± 0.1	4.5 ± 0.3
Trophic State Index (TSI)	44,0	23.4	36.9	36.5	39.3	54.1	53.7	38.7

## Discussão

Todos os corpos d'água amostrados apresentaram comunidades sem estruturação filogenética. Em outras palavras, as linhagens de Cladocera que persistiram em cada comunidade não diferiram de uma composição aleatória (estatisticamente foram iguais às comunidades geradas ao acaso pelos modelos nulos). Para alguns autores (Webb 2000; Webb *et al.* 2002; Pausas & Verdú 2010), essa falta de estruturação geralmente é decorrente de interações competitivas entre as espécies, nas quais as melhores competidoras acabam excluindo suas concorrentes. As características físicas e químicas razoavelmente homogêneas entre os corpos d'água aparentemente não influenciaram neste padrão aleatório.

Devido à maior altitude em que os ambientes analisados se encontravam, havia uma expectativa inicial quanto à possibilidade de um filtro ambiental estruturando essas comunidades. Assim, esperávamos valores de NRI e/ou NTI positivos (agrupamento filogenético), ou mesmo negativos (dispersão filogenética), desde que traços das espécies fossem convergentes (sem sinal filogenético). Essas combinações de resultados indicariam a possibilidade de algum filtro ambiental, ou seja, alguma característica abiótica desses ambientes com uma influência tão forte a ponto de selecionar as espécies que persistiram nessas comunidades (Webb 2000; Webb *et al.* 2002; Pausas & Verdú 2010). Porém, as evidências encontradas apontaram para falta total de estruturação filogenética dessas comunidades provavelmente moldadas apenas por competição. Este fator foi tão determinante, que não houve exceção nem de corpo d'água, nem de modelo nulo testado. Este padrão aleatório aparentemente também não foi influenciado pelo grau de impacto ambiental, nem pela presença ou ausência de macrófitas, um dos poucos aspectos que variaram entre os ambientes amostrados.

Segundo Sobral & Cianciaruso (2012), quando as características ecológicas ou funcionais das espécies de uma determinada comunidade são convergentes, a similaridade limitante (competição) restringirá a co-ocorrência de espécies filogeneticamente distantes, o que produz diferentes padrões filogenéticos dependendo do resultado das interações entre as espécies. O padrão resultante é, portanto, aleatório.

Embora a situação mais comum seja mesmo a de comunidades sem estrutura filogenética (Webb 2000), Kembel & Hubbell (2006) verificaram diferenças na estrutura filogenética em três comunidades de árvores de uma floresta Neotropical, com agrupamento filogenético em alguns habitats e escalas espaciais e dispersão em outros. O agrupamento sugere comunidades estruturadas por filtro ambiental, mas vários processos podem levar as comunidades à dispersão filogenética, como a competição (Webb *et al.* 2002), a natureza filogenética hierárquica do traço, a evolução do nicho (Ackerly *et al.* 2006, Silvertown *et al.* 2006), a história filogenética das associações das espécies com seus habitats (Brooks & McLennan 1991) e as taxas de dispersão e de colonização-extinção de espécies (Sobral & Cianciaruso 2012). Apesar da competição e do filtro ambiental serem as duas hipóteses mais citadas como prováveis processos estruturadores de comunidades em estudos ecológicos (Pausas & Verdú 2010), existem críticas a essa dicotomia simplista (Mayfield & Levine 2010).

De acordo com Mouquet *et al.* (2012), diferentes processos ecológicos e evolutivos podem gerar os mesmos padrões similares. Outra dificuldade adicional é que diferentes grupos de organismos podem ser mais susceptíveis a diferentes processos estruturadores. Leibold *et al.* (2010), por exemplo, usaram a informação filogenética para relacionar a distribuição de cladóceros (Daphniidae) e copépodos Calanoida em um lago para metacomunidades estruturadas por filtros ambientais. Eles descobriram que os cladóceros eram influenciados principalmente por filtros ambientais e não pela história biogeográfica, ao

passo que o inverso ocorria para os copépodos. Uma vez que as espécies destes dois grupos coexistem no mesmo ambiente, estes resultados sugerem que processos evolutivos-biogeográficos podem fortemente interagir com os processos ecológicos.

A definição quanto ao principal processo estruturador (ou principais) também pode ser influenciada pela escala espacial do estudo (Gómez *et al.* 2010; Pavoine & Bonsall 2011; Sobral & Cianciaruso 2012). No presente estudo, como os corpos d'água analisados distam dezenas de quilômetros entre si, trata-se de uma escala mais local (Sobral & Cianciaruso 2012). Este aspecto e a baixa variabilidade observada nos parâmetros abióticos tornam menos prováveis as hipóteses de filtro ambiental e de fatores históricos. Uma alternativa para refinar o teste dessas hipóteses seria a inclusão da análise de determinados traços dessas comunidades. De fato, o conceito de Ecofilogenética vai além da utilização da informação filogenética para explicar a estrutura da comunidade apenas em termos de competição ou filtro ambiental, pois concilia abordagens evolutivas, ecológicas e funcionais em uma ecologia mais integradora (Mouquet *et al.* 2012).

Uma possibilidade poderia ser a presença de algumas características morfológicas associadas ao tipo de alimentação. A maior parte dos estudos sobre as relações filogenéticas de Cladocera (Anomopoda) são baseados nas características morfológicas desses organismos (Elmoor-Loureiro 2004). Com base nestes trabalhos, um ancestral hipotético bentônico de Macrothricidae deu origem aos Macrothricidae atuais e à linhagem de Daphniidae. As famílias Chydoridae e Bosminidae foram derivadas independentemente do antepassado hipotético Anomopoda. Embora Daphniidae e Bosminidae tenham hábitos planctônicos, essas famílias foram derivadas de organismos ancestrais de vida bentônica (Fryer 1995). Portanto, segundo Fryer (1995), a verdadeira alimentação por filtração e retenção de partículas muito finas não ocorreu no Anomopoda ancestral.

No presente estudo, foram registradas espécies de Cladocera pertencentes a essas famílias, que possuem diferentes hábitos alimentares e que podem ocupar diferentes nichos. Chydoridae foi a que teve maior representatividade de gêneros e espécies. Esta família ainda é objeto de muitos estudos, pois ainda há muitas dúvidas quanto à classificação e identificação. Segundo Elmoor-Loureiro (2004), em um estudo sobre a filogenia de Cladocera, as relações entre os gêneros de Chydoridae não foram totalmente resolvidas, tornando necessária uma investigação mais aprofundada desta família. Esses organismos são raspadores, sendo fitófilos, vivendo associados às macrófitas aquáticas. Na região litorânea ocorre a proliferação de vegetação marginal (macrófitas), que proporcionam um habitat complexo e diverso, gerando maior variedade de nichos ecológicos (Henry 2003), o que favorece a ocupação deste ambiente por uma grande diversidade de espécies de zooplâncton raspadores e fitófilos (Sousa & Elmoor-Loureiro 2008). A maior parte dos ambientes analisados são habitados por macrófitas, porém esse fato aparentemente não foi determinante para os maiores valores de diversidade filogenética. O corpo d'água que teve maior valor de PD foi o Lago Guanabara, ambiente com características um pouco mais distintas dos demais, por ser o maior, mais antropizado e poucas macrófitas.

A Serra da Mantiqueira é uma área prioritária de conservação com endemismos propiciados pelo isolamento geográfico, o que também dificulta o acesso aos corpos d'água, resultando em poucos estudos sobre a comunidade zooplanctônica nessa região (Santos-Wisniewski *et al.* 2001; 2002). A escassez de trabalhos é ainda maior se levarmos em conta a diversidade filogenética de Cladocera e a procura pelos principais processos estruturadores dessas comunidades. A maior parte dos estudos adotam medidas de diversidade tradicionais ou funcionais (Barnett *et al.* 2007) e, quando abordam filogenias de comunidades zooplanctônicas, geralmente utilizam características morfológicas. Ainda são raros os estudos desses organismos com ferramentas moleculares e/ou considerando escala de tempo

evolutivo. Quando presentes, esses trabalhos são restritos a uma ou algumas famílias apenas (Fryer 1995; Elmoor-Loureiro 2004). Este reduzido número de trabalhos provavelmente está relacionado à dificuldade na manutenção das espécies em laboratório e em extrair o DNA de organismos que medem entre 0,2 e 3,0 mm.

Apesar dessas dificuldades, o resultado contundente do presente estudo (todos os corpos d'água em todos os modelos nulos testados) chama a atenção e aponta a competição como fator estruturante mais provável. Muitos trabalhos indicam isso, mas poucos testam essa hipótese. A grande contribuição deste trabalho foi chegar a essa conclusão de um modo independente: através da estrutura filogenética de comunidades que ainda não são muito exploradas a partir desse ponto de vista (estrutura/diversidade filogenética). Refinamentos desse teste de hipótese podem caminhar no sentido de aumentar o número de amostras testadas e em escalas geográficas mais amplas, novas propostas filogenéticas (com maior abrangência taxonômica e mais marcadores moleculares), análises de traços e testes específicos de competição ou exclusão competitiva em laboratório (como no trabalho de VIOLLE *et al.*, 2011 com protistas).

### **Agradecimentos**

Agradecemos a FAPEMIG pelo financiamento e suporte (Biota-Minas APQ 03549-09).

### **Referências Bibliográficas**

Ackerly D. D., Schwilk D. W. & Webb C. O. (2006) Niche evolution and adaptive radiation: testing the order of trait divergence. *Ecology* 87, S50–S61.

Barnett A. J., Finlay K. & Beisner B. E. (2007) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology* 52, 796–813.

- Benites V. M., Caiafa A. N., Mendonça E. S. *et al.* (2003) Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. *Floresta e Ambiente* 10, 76 - 85.
- Braga F. M. S. & Andrade P. M. (2005) Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia* 95, 121-126.
- Brooks, D. R. & McLennan D. A. (1991) *Phylogeny, ecology, and behavior: a research program in comparative biology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Cadotte M. W., Dinnage R. & Tilman D. (2012) Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. *Ecology* 93, S223 – S233.
- Cianciaruso M. V., Silva I. A. & Batalha M. A. (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*. 9, 93-103.
- Damme K. V., Kotov A. A. & Dumont, H. J. (2010) A checklist of names in *Alona* Baird 1843 (Crustacea: Cladocera: Chydoridae) and their current status: an analysis of the taxonomy of a lump genus. *Zootaxa* 2330, 1-63.
- De-Waard J. R., Sacherova V., Cristescu M. E.A. *et al.* (2006) Probing the relationships of the branchiopod crustaceans. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 39, 491–502.
- Diamond J. M. (1975) Assembly of species communities. In: *Ecology and evolution of communities* (eds M. L. Cody & J. Diamond) pp. 342-444. Cambridge, Harvard University Press.
- Domis L. S., Elser J. J., Gsell A. S. *et al.* (2013) Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology* 58, 463–482.
- Drummond G. M., Martins C. S., Machado A. B. M. *et al.* (2005) *Biodiversidade em Minas Gerais*. Vol. 2. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Elmoor-Loureiro L. M. A. (1997) *Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil*. Universa, Brasília.

- Elmoor-Loureiro L. M. A. & Souza F. D. R. (2008) Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota Neotropica* 8, 159-166.
- Elmoor-Loureiro L. M. A. (2004) Phylogenetic relationships among families of the order Anomopoda (Crustacea, Branchiopoda, Cladocera). *Zootaxa* 760, 1–26.
- Erwin T. L. (1991) An evolutionary basis for conservation strategies. *Science* 253, 750–752.
- Faith D. P. (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61, 1-10.
- Flynn D. F. B., Mirotnick N., Jain M. *et al.* (2011) Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity – ecosystem - function relationships. *Ecology* 92, 1573–1581.
- Fryer G. (1995). Phylogeny and adaptative radiation within the Anomopoda: A preliminary exploration. *Hydrobiologia* 307, 57-68.
- Gómez J. P., Bravo G. A., Brumfield R. T. *et al.* (2010) A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. *Journal of Animal Ecology* 79, 1181-1192.
- Henry R. (2003) Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim. In: *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos* (eds R. Henry) pp. 1-28. Rima Editora, São Carlos.
- Kembel S. W., Hubbell S. P. (2006) The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. *Ecology* 87, S86–S99.
- Kotov A. A., Ishida S. & Taylor D. J. (2009) Revision of the *Bosmina* Baird, 1845 (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characteres and molecular phylogenies. *Zoological Journal of the Linnean Society* 156, 1-51.

- Kraft N. J. B., Cornwell W. K., Webb C. O. *et al.* (2007) Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *The American Naturalist* 170, 271-283.
- Leibold M. A., Economo E. P. & Peres-Neto P. (2010). Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. *Ecology Letters* 13, 1290–1299.
- Magurran A. E. (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford.
- Mayfield M. M. & Levine J. L. (2010) Opposing effects of competition exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters, Montpellier* 13, 1085-1093.
- Mouquet N., Devictor V., Meynard C. N. *et al.* (2012) Ecophylogenetics: advances and perspectives. *Biological Reviews* 87, 769-785.
- Pausas J. G. & Verdú M. (2010) The Jungle of Methods for Evaluating Phenotypic and Phylogenetic Structure of Communities. *BioScience* 60, 614-625.
- Pavoine S. & Bonsall M. B. (2011) Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews* 86, 792-812.
- Pinel-Alloul B. & Mimouni E. (2013) Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments? *Hydrobiologia* 715, 195–212.
- Ponçano W. L., Carneiro C. D. R., Bistrichi C. A. *et al.* (1981) *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo*. Vol.1, pp. 38-41. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo.
- Rambaut A. (2007) *FigTree Figure Drawing Tool. Version 1.4.0*. Institute of Evolutionary Biology, University of Edinburgh.
- Reese G. C., Wilson K. R. & Flather C. G. (2014) Performance of species richness estimators across assemblage types and survey parameters. *Global Ecology and Biogeography* 23, 585-594.

- Santos-Wisniewski M. J., Rocha O., Guntzel A. M. *et al.* (2008) Species richness and geographic distribution of the genera *Chydorus* and *Pseudochydorus* (Cladocera, Chydoridae) in São Paulo State. *Biota Neotropica* 8, 21-23.
- Santos-Wisniewski M. J., Rocha O., Guntzel A. M. *et al.* (2002) Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62, 681-687.
- Santos-Wisniewski M. J., Rocha O. & Matsumura-Tundisi, T. (2001) First record of *Alona setigera* Brehm (Cladocera, Chydoridae) in the neotropical region. *Brazilian Journal of Biology* 61, 701-702.
- Silvertown J., Dodd M., Gowing D. *et al.* (2006) Phylogeny and the hierarchical organization of plant diversity. *Ecology* 87, S39-S49.
- Sobral F. L. & Cianciaruso M. V. (2012) Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re) montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Bioscience Journal* 28, 617-631.
- Sousa F. D. R & Elmoor-Loureiro L. M. A. (2008) Cladóceros fitófilos (Crustacea, Branchiopoda) do Parque Nacional das Emas, estado de Goiás. *Biota Neotropica* 8, 159-166.
- Smirnov N. N. (1974) *Crustacea: Chydoridae*. Program for Scientific Translation, Jerusalém.
- Smirnov N. N. (1992) *The Macrothricidae of the world*. SPB Academic Publishing. III - Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world 1, The Hague.
- Toledo A. P., Talarico M., Chinez S. J. *et al.* (1983) A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 12, Santa Catarina. Anais... Balneário Camboriú.

- Violle C., Nemergut D.R., Pu Z.C. L. *et al.* (2011) Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. *Ecology Letters* 14, 782–787.
- Webb C. O. (2000) Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist* 156, 145-155.
- Weeb C. O., Ackerly D. D., McPeck M. A. *et al.* (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual review of ecology and systematics* 33, 475-505.
- Webb C. O., Ackerly D. D. & Kembel, S. W. (2008) Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics* 24, 2098-2100.
- Winter M., Devictor V. & Schweiger O. (2013) Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology and Evolution* 28, 199-204.

#### 4.2 Entendendo melhor quando populações partenogênicas de *Bosmina freyi* realizam reprodução sexuada

**Resumo:** A reprodução de *Bosmina freyi* (Cladocera), na maioria das vezes, é assexuada por meio de fêmeas partenogênicas. Quando as condições ambientais não são favoráveis, há ocorrência de reprodução sexuada verificada pelo aparecimento de machos e ovos de resistência. O objetivo deste estudo foi testar a relação entre a ocorrência dos ovos de resistência, de fêmeas partenogênicas e machos, de *B. freyi* com as variáveis físicas, químicas e a densidade de cladóceros. Foram realizadas coletas em fevereiro e junho/julho de 2010 e de 2014, em 5 corpos d'água da Serra da Mantiqueira, porém somente nas coletas de 2014 foram coletadas amostras de sedimento dos corpos d'água. *B. freyi* ocorreu nos 5 corpos d'água analisados, com o registro de machos em quatro destes ambientes em julho de 2010. Em 2014 a espécie foi muito abundante chegando a representar 99,53% dos cladóceros no açude Retiro Feliz. A ocorrência de machos esteve relacionada ao período seco, quando foram observadas menores temperaturas e maiores densidades de algumas espécies de cladóceros. A taxa de eclosão dos ovos de resistência variou de 0,25% a 24,5%, com as maiores taxas de eclosão no lago Guanabara (24,5%) e no açude São Vicente (14,5%). Nos testes com a eclosão de *B. freyi*, verificou-se a alta proporção desta espécie em relação ao total de espécies que eclodiram, representou 65% do total de eclosão do açude São Vicente. A espécie *B. freyi* foi ausente na maioria dos corpos d'água no período chuvoso e no período seco presente e em grandes densidades. Portanto, a diversidade de espécies destes ambientes provavelmente depende da reprodução sexuada e do banco de ovos armazenados no sedimento dos corpos d'água.

**Palavras-chave:** Serra da Mantiqueira. Cladocera. Bosminidae. Ovos de Resistência.

## INTRODUÇÃO

Os representantes dos cladóceros ocorrem tanto na região limnética quanto na litorânea dos corpos d'água. Podem ter diferentes hábitos alimentares dependendo da região onde ocorrem, como filtradores limnéticos e filtradores ou raspadores litorâneos (CASTILHO-NOLL *et al.*, 2012). Na região limnética predominam espécies das famílias Daphniidae, Bosminidae, Moinidae e Sididae, as quais são bem adaptadas à vida na coluna

d'água (ROCHA, 2002). A família Bosminidae é herbívora suspensívora que se alimenta a partir de cerdas filtrantes (SILVA, 2015).

Os Bosminidae normalmente reproduzem-se partenogeneticamente, porém quando as condições ambientais se tornam desfavoráveis, ocorre a reprodução sexuada com a produção de machos, fêmeas e ovos de resistência (SANTANGELO, 2009). Fatores como temperatura, fotoperíodo, densidade populacional e disponibilidade de alimento podem induzir a reprodução sexuada (ZADEREEV, 2003, WALSH, 2013; ARÁNGUIZ-ACUÑA; RAMOS-JILIBERTO, 2014; WALCZYNSKA; SERRA, 2014).

Dentre os cladóceros da família Bosminidae, o gênero *Bosmina* é distribuído globalmente em corpos d'água de diversos tamanhos e profundidades, o que resulta em uma grande variabilidade fenotípica. Essa grande variabilidade é dividida em quatro subgêneros: *Bosmina*, *Eubosmina*, *Neobosmina* e *Sinobosmina*. As espécies *Bosmina freyi* e a *Bosmina liederi* estão classificadas no mesmo subgênero e ocorrem em grandes lagos, porém apenas *Bosmina freyi* ocorre em pequenos corpos d'água (DE MELO; HEBERT, 1994). Taylor *et al.* (2002), em seu estudo molecular, e Kotov *et al.* (2009), em análise dos machos, confirmaram a posição de *B. liederi* e *B. freyi* no subgênero *Bosmina*.

O Gênero *Bosmina* tem ampla distribuição no Brasil, com registros de *B. freyi* em quase todos os estados brasileiros (SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011; ROCHA *et al.*, 2011, SILVA, 2015). A sistemática do gênero *Bosmina* Baird, 1845 é confusa e muitos registros necessitam ser revisados (KOTOV *et al.*, 2009). Devido aos problemas na diferenciação entre *B. longirostris* e espécies do subgênero *Sinobosmina*, os registros de *B. longirostris* no Brasil necessitam de revisão, pois alguns destes registros podem se tratar de *B. freyi*. Portanto, esta última pode ter uma distribuição muito mais ampla no Brasil do que se têm registro (ELMOOR-LOUREIRO, 1998, 2000; ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004; DE MELO; HEBERT, 1994). No estado de Minas Gerais observou-se a ocorrência de *B. freyi* em apenas 2 corpos d'água, porém há o registro de *B. longirostris* em 24 corpos d'água no estado de Minas Gerais (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2011).

No Brasil, geralmente se tem registro de *B. freyi* durante todo o ano, porém as maiores densidades ocorrem durante a estação seca (julho a novembro) começando a diminuir em dezembro. O período do ano com decréscimo nas densidades de *Bosmina* coincide com o aumento da temperatura e precipitação (SANTOS, 2010; NETO, 2013; SILVA, 2015).

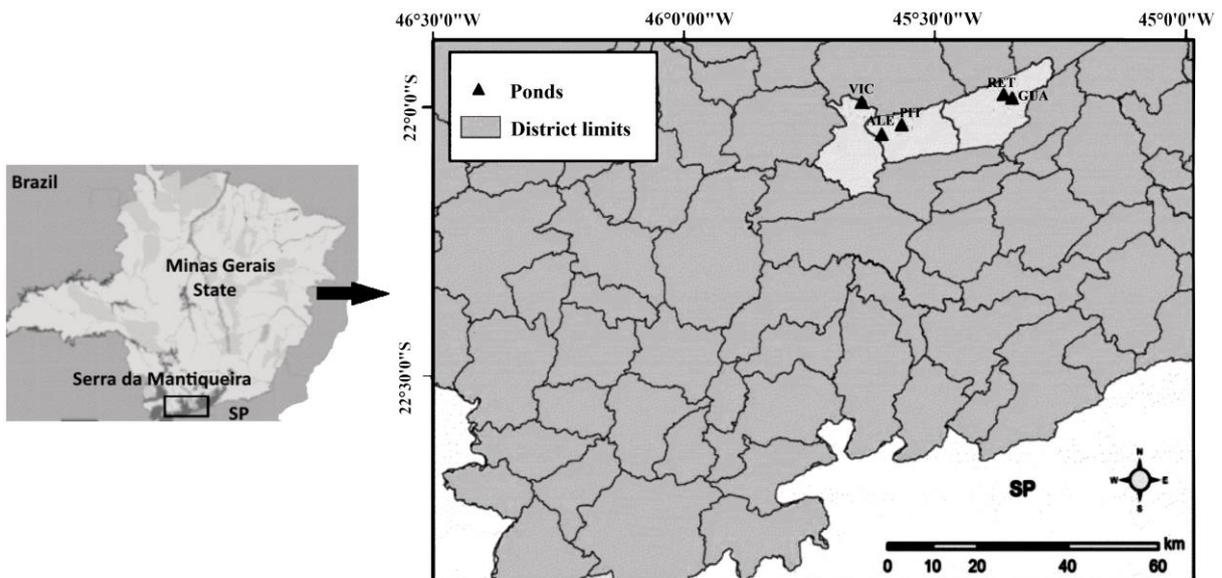
A comunidade zooplanctônica dos corpos d'água da Serra da Mantiqueira é pouco conhecida (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2001; 2002), embora esta região seja considerada prioritária para a conservação devido a endemismos propiciados pelo isolamento geográfico

(DRUMMOND *et al.*, 2005). As massas de água da Serra da Mantiqueira são, em sua maioria, lagos pequenos e rasos, em grandes altitudes e alguns colonizados por macrófitas. Estes corpos d'água são caracterizados pela alta produtividade e heterogeneidade de habitats, favorecendo o desenvolvimento de uma diversificada comunidade zooplanctônica (SANTOS-WISNIEWSKI *et al.*, 2002).

Este trabalho fez parte do projeto “Inventário e estabelecimento de coleções da biodiversidade aquática e terrestre do sul de Minas Gerais”, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e visou o estudo da distribuição de *B. freyi* nos corpos d'água da região da Serra da Mantiqueira, com enfoque em testar se a ocorrência de machos e produção de ovos de resistência está relacionada a densidade de outros cladóceros da comunidade e com a redução da pluviosidade, temperatura da água.

## ÁREA DE ESTUDO

Os corpos d'água amostrados estão localizados no Planalto da Mantiqueira, em altitudes entre 837 e 889 m. Dentre eles, o lago Guanabara tem maior extensão, está localizado na cidade de Lambari e é utilizado para a recreação, turismo e despejos de esgoto sanitários, conseqüentemente foi o corpo d'água estudado com maior ação antrópica. Os demais corpos d'água são rasos, com menor extensão e estão localizados em propriedades rurais, com presença de macrófitas e mais expostos às atividades agropecuárias (Figura 1).



**Figura 1:** Localização dos cinco corpos d'água onde foram realizadas as coletas de Cladocera. Lago Guanabara (GUA), 886 m; Açude Retiro Feliz (RET), 889 m; Açude Fazenda Pitangueiras (PIT), 837 m; Açude Rancho Alegre (ALE), 846 m; Açude São Vicente (VIC), 847 m.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Os corpos d'água foram georreferenciados por um GPS Garmin Etrex e as coletas realizadas em março/junho de 2010 e fevereiro/julho 2014.

As medições de temperatura da água, de concentração de oxigênio dissolvido, da condutividade elétrica e de pH foram realizadas na superfície da água, com um multisensor Horiba U-22. A concentração do material em suspensão foi determinada pelo método gravimétrico descrito por Teixeira *et al.*, (1965). O índice de estado trófico (IET) foi calculado baseado em Carlson, modificado por Toledo *et al.* (1983) e os critérios utilizados para classificação foram: oligotrófico  $\leq 44$ ; 44 < mesotrófico < 54; e eutrófico  $\geq 54$ . As determinações da concentração de clorofila *a* foram realizadas pelo método de extração com acetona 90% (GOLTERMAN *et al.*, 1978). As concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico foram determinadas por espectrofotometria, segundo metodologia específica descrita no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” da APHA, AWWA e WEF (2012). As amostras de água para a análise da concentração de material em suspensão, clorofila *a* e nutrientes foram coletadas na superfície da coluna d'água.

As coletas de zooplâncton foram próximas à superfície e a margem de cada corpo d'água, para a análise qualitativa foram realizadas por meio de arrastos horizontais, com uma rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ). Para amostras quantitativas foram coletados 100 litros de água da superfície com um balde, devido à pequena profundidade do corpo d'água (< 2,5 metros), e filtrados em rede de plâncton. A preservação foi feita com formol em concentração final de 4%, saturado com açúcar. As contagens de Cladocera foram realizadas em microscópio estereoscópio (aumento de até 50x), assim como a separação de exemplares de *Bosmina*, os quais foram identificados sob microscópio óptico (aumento de até 1000x) e bibliografia especializada (ELMOOR-LOUREIRO, 1997; DE MELO; HEBERT, 1994). As amostras do zooplâncton encontram-se depositadas na coleção do Laboratório de Limnologia da UNIFAL-MG, Brasil.

Para a análise dos ovos de resistência foram realizadas coletas apenas em 2014 de sedimento com o auxílio de um testemunhador modelo Kajak-Brinkhurst (K-B corer) de 0-50 cm de volume. Para melhor representatividade dos ambientes foram selecionados 4 pontos aleatoriamente nas regiões litorânea e limnética de cada corpo d'água. Destes, foram separados os 5 cm mais superficiais, misturados e convertidos em única amostra de sedimento

do corpo d'água. Em laboratório, foram retirados 100 gramas deste sedimento, que foi diluído em solução de sacarose-água destilada (1:1) e centrifugado a 3.600 rpm, durante 5 minutos (ONBÉ, 1978).

Os ovos de resistência foram contados e posteriormente colocados em recipientes, com capacidade de 1L, e mantidos em câmara de incubação para os testes de eclosão. Alguns foram fotografados e colocados separadamente para identificar a espécie correspondente. Foi utilizada água proveniente de uma fonte natural, sem aditivos ou poluentes, com as seguintes características, em média: pH = 5,9; oxigênio dissolvido = 6,2 mg L<sup>-1</sup>, condutividade elétrica = 112 µS cm<sup>-1</sup> e sólidos totais dissolvidos = 0,072 g L<sup>-1</sup>. A água foi filtrada com uma rede (20 µm) e mantida sob aeração. O experimento foi observado durante 30 dias, com trocas de água a cada cinco dias, e realizados com réplica.

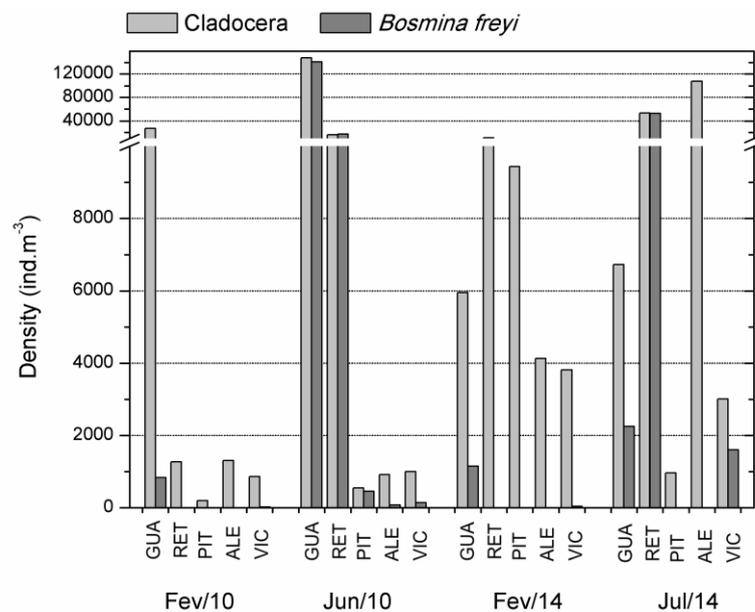
A análise de correspondência canônica foi obtida a partir das densidades de indivíduos da comunidade zooplancônica e das variáveis físicas e químicas, com o *software* CANOCO versão 4.5.

## RESULTADOS

Os ambientes estudados são rasos (0,5 a 2,5 m), colonizados por macrófitas e com ação antrópica no entorno. Ao longo do estudo a temperatura do ar oscilou bastante (12,6 a 37°C), durante as manhãs de junho/julho de 2010 e 2014 (inverno) foi observado neblina. As águas estavam bem oxigenadas (5,3 a 8,8 mg L<sup>-1</sup>), com a condutividade elétrica baixa (21 a 55 µS cm<sup>-1</sup>). A temperatura da água também teve grandes oscilações (22 a 31°C) e o pH variou de ácido a alcalino (4,9 a 7,9). Os ambientes foram caracterizados como oligotróficos, exceto o lago Guanabara na amostragem de julho de 2010, o qual esteve próximo a mesotrofia, com altas concentrações de clorofila *a* (0,15 a 3,09 µg L<sup>-1</sup>), fósforo total (17,70 a 71,86 µg L<sup>-1</sup>) e fósforo total dissolvido (0,05 a 9,61 µg L<sup>-1</sup>). No lago Guanabara e no açude Rancho Alegre ocorreram as maiores concentrações de material em suspensão.

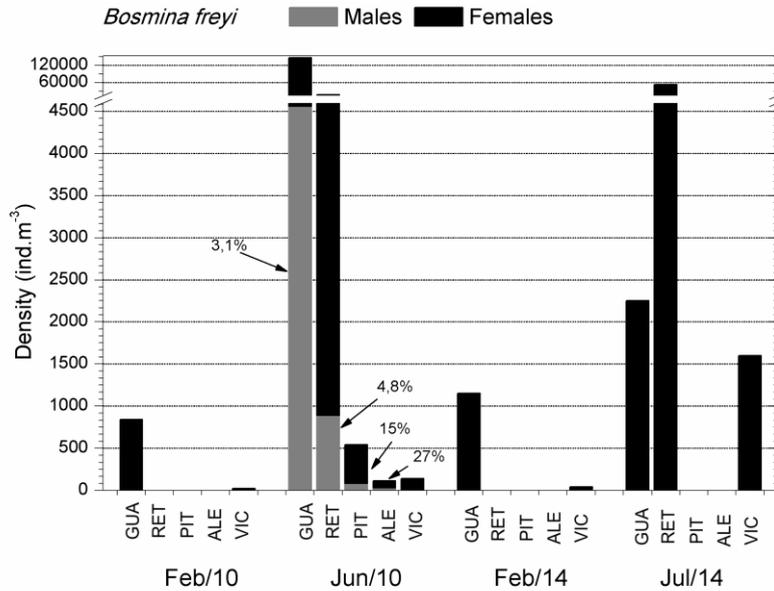
Em todos os ambientes foi observada grande riqueza em espécies, com o registro de 100 táxons da comunidade zooplancônica: 40 cladóceros, 8 copépodos e 53 rotíferos. A maior riqueza de espécies foi registrada em junho de 2010 no lago Guanabara (36). Dentre os cladóceros, a família Chydoridae teve a maior riqueza, com 23 espécies e a família Bosminidae, a menor, com apenas 2 espécies (*Bosmina freyi* e *Bosminopsis deitersi*).

*Bosmina freyi* foi registrada em todos os ambientes em junho de 2010 e em três corpos d'água (lago Guanabara, açude Retiro Feliz e açude São Vicente) em julho de 2014. Em fevereiro de 2010 e de 2014 a espécie foi observada apenas no açude São Vicente e no lago Guanabara (Figura 2). As maiores densidades de *B. freyi* foram observadas nas amostragens referentes ao período seco (junho de 2010 e julho de 2014). A espécie chegou a representar 99,53% dos cladóceros no açude Retiro Feliz, em julho de 2014.



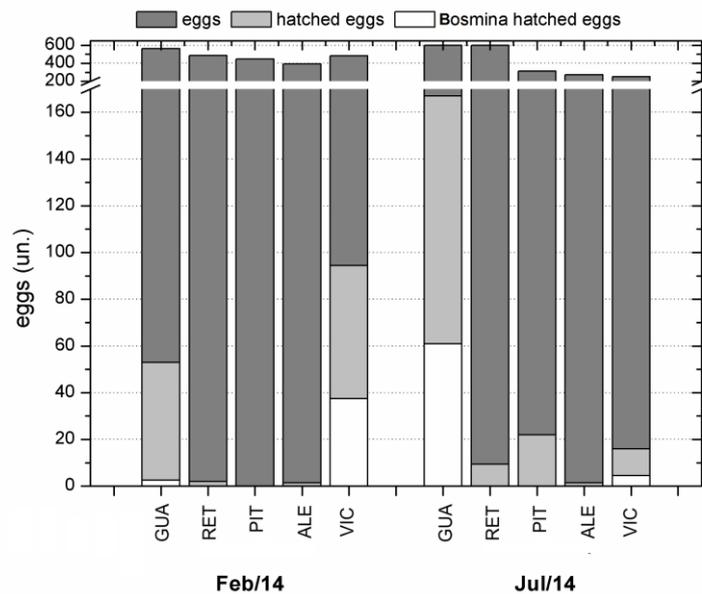
**Figura 2.** Densidade de Cladocera e de *Bosmina freyi* nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, nas coletas de 2010 e 2014.

A ocorrência de machos de *B. freyi* esteve relacionada a altas densidades desta espécie na amostragem de junho de 2010, em quatro dos cinco corpos d'água em estudo (lago Guanabara, açude Retiro Feliz, açude Fazenda Pitangueiras, açude Rancho Alegre) (Figura 3). A maior densidade de machos foi registrada no lago Guanabara onde também foram registradas as maiores densidades de fêmeas de *B. freyi*. No açude Rancho Alegre e no açude São Vicente ocorreram as maiores proporções de machos em relação as fêmeas partenogênicas.



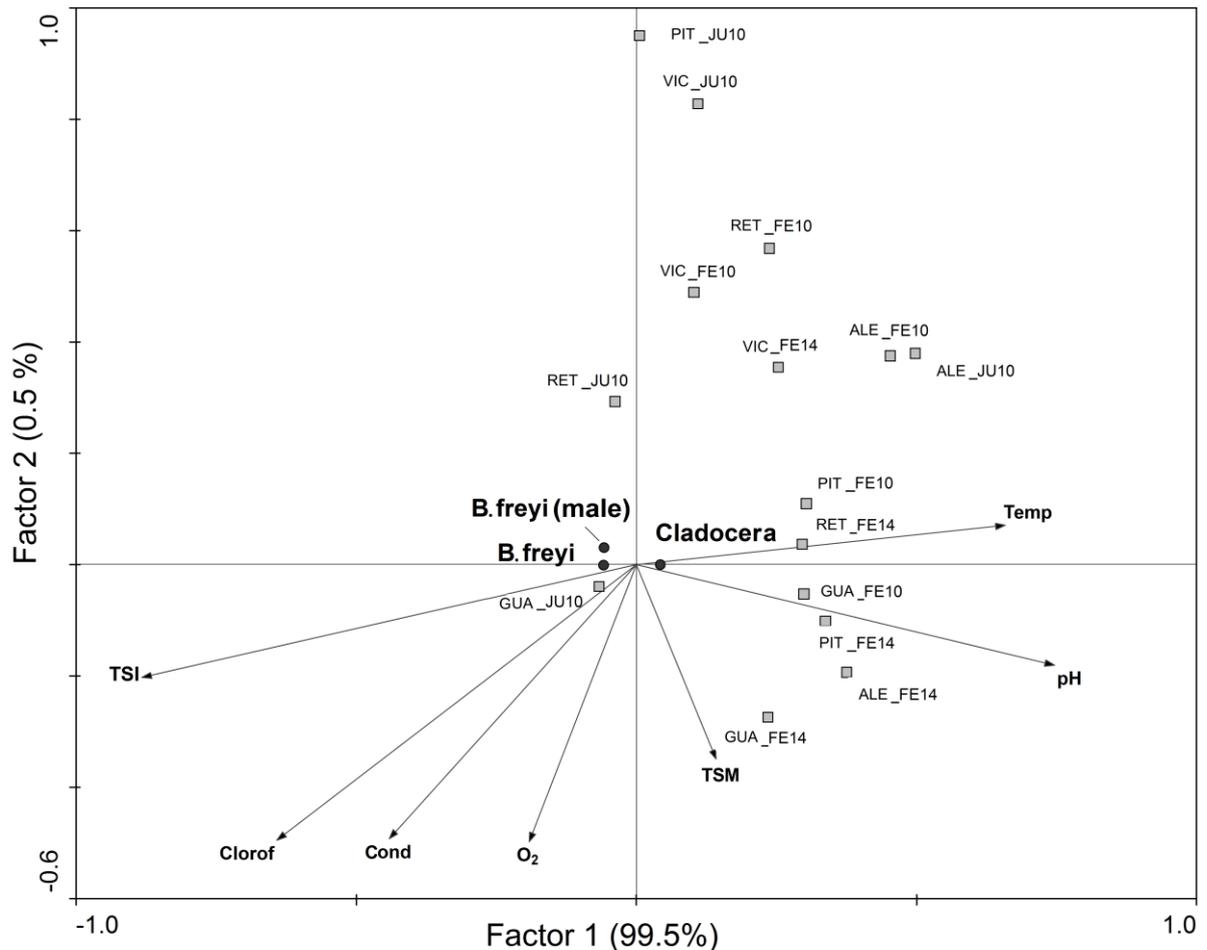
**Figura 3.** Densidade de *Bosmina freyi* (machos e fêmeas partenogênicas), nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, nas coletas de 2010 e 2014.

Devido as grandes densidades de fêmeas partenogênicas, de machos e de ovos de resistência de *B. freyi* na coluna d'água em 2010, optou-se por coletar sedimentos nas amostragens de 2014 para análise dos ovos de resistência. Nestas amostragens foram observadas grandes densidades de ovos de resistência em todos os corpos d'água, variando de 3,89 a 5,11 ovos g<sup>-1</sup> de sedimento em fevereiro de 2014 e 2,35 a 5,87 ovos g<sup>-1</sup> em julho de 2014 (Figura 4). A taxa de eclosão variou de 0,25% (PIT) a 24,5% (GUA), com as maiores taxas de eclosão no lago Guanabara (24,5%) e no açude São Vicente (14,5%). Apenas nesses ambientes eclodiram espécimens de *Bosmina*. Nos testes com a eclosão de *B. freyi*, verificou-se a alta proporção desta espécie em relação ao total de espécies que eclodiram. Dos ovos de resistência provenientes do açude São Vicente em fevereiro de 2014, 37 das 57 eclosões foram de *B. freyi*, ou seja, 65% do total.



**Figura 4.** Número de ovos de resistência em 100g de sedimento, número total de eclosões e número de eclosões de *Bosmina freyi*, a partir de amostras dos sedimentos dos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, nas duas coletas de 2014.

Na análise de CCA, considerando a densidade total de Cladocera, as densidades de fêmeas partenogênicas e machos de *B. freyi*, pode-se observar uma forte correlação destes indivíduos com o lago Guanabara, em junho de 2010 (GUA\_Jul10). Neste ambiente ocorreram as maiores densidades de fêmeas partenogênicas e machos de *B. freyi*. Pode-se ainda observar que densidades de Cladocera estiveram mais correlacionadas positivamente com clorofila *a* e índice de estado trófico (TSI), e negativamente com a temperatura e pH. Isto evidencia que *B. freyi* esteve sempre associada a maior concentração de clorofila *a* e, portanto, ao ambiente com maior grau de trofia. A correlação negativa ocorreu na estação seca (inverno) quando as densidades de Cladocera foram maiores. Nesta amostragem também ocorreram as maiores densidades de fêmeas partenogênicas e de machos de *B. freyi*. As menores densidades de cladóceros estiveram correlacionadas as maiores temperaturas e negativamente correlacionadas ao estado trófico (isto é, à clorofila *a* e condutividade elétrica). A concentração de oxigênio dissolvido não teve impacto significativo, mas pode-se observar a correlação desta, como esperado, à concentração clorofila *a* e negativamente à temperatura. Com relação às coletas do período chuvoso, a densidade de *B. freyi* não foi significativa, quando comparado aos cladóceros, os quais estiveram associados à temperatura e pH. A maior contribuição para a variabilidade do ambiente foi da temperatura e pH, e negativamente do índice de estado trófico (Figura 5).



**Figura 5.** Análise de correspondência canônica da comunidade zooplancônica dos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, nas coletas de 2010 e 2014.

## DISCUSSÃO

Os ambientes estudados na Serra da Mantiqueira, por serem pequenos, são mais rasos e isolados, de natureza insular, apresentando gradientes climáticos, quanto à temperatura, precipitação e insolação, o que propiciam a ocorrência de ecossistemas distintos ao longo das encostas (DRUMMOND *et al.*, 2005).

O clima da Serra da Mantiqueira é marcado por uma sensível diminuição das temperaturas médias em relação ao clima tropical típico, caracterizando-se um clima tropical de altitude, podendo ser enquadrado no tipo Cwb na classificação de Köppen (MARQUES NETO; PEREZ FILHO, 2012). Em regiões tropicais não há variações marcantes na temperatura, mas nos ambientes de maior altitude, esta variação pode ocorrer como a observada no presente estudo.

A pequena extensão e profundidade dos corpos d'água estudados possibilitaram que as ações externas do ambiente, como o clima e a ação antrópica, influenciasses os corpos d'água. Os ambientes pequenos e rasos, são influenciados mais rapidamente pelas variações climáticas e à ação antrópica do que ambientes de grande porte (SCHEFFER; VAN NES, 2007).

No presente estudo na análise de correspondência canônica as variáveis físicas e químicas: temperatura da água e pH foram responsáveis por 99,5% da variabilidade na comparação dos ambientes. A temperatura da água no presente estudo teve uma amplitude de variação de até 9°C. A temperatura da água pode influenciar o metabolismo, desenvolvimento e crescimento de vários organismos aquáticos, podendo diminuir a diversidade e densidade das espécies zooplanctônicas (MORAES, 2001).

O pH pode ser influenciado por vários fatores, como a geologia local, a decomposição da matéria orgânica e os demais processos biológicos, fazendo com que ele aumente ou diminua (ESTEVES, 2011; CASTILHO-NOLL *et al.*, 2012). O caráter ácido das águas provém dos solos turfosos resultantes da vegetação alpina e matas de altitude encontrada na Serra da Mantiqueira (FRANÇA; STEHMANN, 2004). Este caráter ácido também foi verificado neste estudo, onde foram registrados valores mais baixos de pH e por Santos-Wisniewski *et al.* (2002) que também encontraram pH com valores entre 4,3 a 6,7, nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, no estado de São Paulo.

Todos os ambientes amostrados foram caracterizados como oligotróficos, mas estavam expostos a algumas ações antrópicas como agropecuária, agricultura e urbanização, portanto, em processo de eutrofização. Por serem oligotróficos e com águas mais frias, estes ambientes tem águas bem oxigenadas. O lago Guanabara, localizado no centro da cidade de Lambari, foi o único ambiente próximo a mesotrofia, provavelmente devido às ações antrópicas resultantes da urbanização no entorno, da recreação, da pesca, e da grande entrada de material alóctone (MELO, 2015).

Nas amostragens de junho de 2010 e julho de 2014 as concentrações de fósforo total e fósforo total dissolvido foram maiores, provavelmente com a diminuição das chuvas no inverno os nutrientes ficaram mais concentrados devido ao menor volume de água. Conseqüentemente com a maior disponibilidade de nutrientes, houve maior produtividade primária, o que resultou no aumento da clorofila *a* (TUNDISI; MATSURA-TUNDISI *et al.*, 2008; SANTOS, 2014).

Os corpos d'água em estudo estavam colonizados por diversas espécies de macrófitas. Estas plantas são amplamente distribuídas, pois tem grande capacidade de adaptação e grande

amplitude ecológica (TRINDADE *et al.*, 2010). As macrófitas desempenham um papel funcional importante no metabolismo de ecossistemas límnicos principalmente nos ambientes de pequeno porte, onde ocorrem muitas trocas entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente (PALIK *et al.*, 2001, ESTEVES, 2011; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2014). As variáveis ambientais associadas à presença de macrófitas em pequenos corpos d'água é um forte preditor de condições favoráveis para manter a grande biodiversidade planctônica associada as plantas (ZENG *et al.*, 2012; SIPAÚBA-TAVARES; DIAS, 2014), como a família Chydoridae que provavelmente foi beneficiada com a grande quantidade de macrófitas presente nos ambientes (NOGUEIRA *et al.*, 2003).

A família Bosminidae, que foi abundante em vários ambientes deste estudo, é comum em todo o Brasil com registros durante todo o ano e em diversos ambientes (ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004). Outros autores também registraram a espécie *B. freyi* ao longo do ano e observaram que, durante os meses de seca (julho a novembro) e com as baixas temperaturas, as densidades da espécie são bem maiores que no restante do ano (SANTOS, 2010; ROCHA *et al.*, 2011; SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011; NETO, 2013, SILVA, 2015). Pode-se então observar que a queda da temperatura durante o inverno é um estímulo para o crescimento populacional de *B. freyi* que em consequência aumenta sua densidade no ambiente, como o observado no presente estudo. Nestes estudos esta espécie esteve distribuída desde pequenos ambientes até represas de grande porte, o que demonstra que *B. freyi* se adapta aos diversos ambientes.

As variações que ocorrem nos ambientes aquáticos ao longo do ano como temperatura, pH, índice de estado trófico e superpopulação podem conduzir à reprodução sexuada, com formação de efípios em muitas espécies de cladóceros (HUTCHINSON, 1967; ALEKSEEV, *et al.*, 2006; CACERES; SCHWALBACH, 2001; NAUMOV *et al.*, 1997), que é uma adaptação para sobreviver nos períodos desfavoráveis tanto em regiões temperadas como em regiões tropicais de altitude (DUMONT; NEGREA, 2002). Isto foi observado em vários ambientes estudados (KAPPES; SINSCH, 2002; SANTANGELO, 2009), onde foram registrados além de fêmeas partenogênicas, fêmeas efípias, machos e ovos de resistência.

As maiores densidades de machos de *B. freyi* registradas no lago Guanabara estiveram relacionadas com a maior concentração de clorofila *a* e ao maior índice de estado trófico no período seco, como se pode observar na CCA. A grande densidade de organismos provavelmente levou a superpopulação e consequente indução da reprodução sexuada de *B. freyi* no lago Guanabara. Crispin e Watanabe (2000, 2001) relataram que a superpopulação

afeta a disponibilidade de recursos e consequente produção de machos e ovos de resistência, o que provavelmente ocorreu neste ambiente.

Nos açudes Fazenda Pitangueiras e Rancho Alegre, que tem extensões bem menores que o lago Guanabara, houve baixas concentrações de clorofila *a* e menor índice de estado trófico em junho de 2010, características que podem indicar ambientes pobres em recursos (baixa produtividade primária, baixa concentração de matéria orgânica, baixas concentrações de fosforo total) (WILLIAMSON *et al.*, 1999; HESTIR *et al.*, 2015), o que provavelmente resultou na grande proporção de machos de *B. freyi* em relação a fêmeas partenogênicas.

A ocorrência de machos de cladóceros na época de seca também foi relatada por Di Genaro (2010) num estudo realizado na Lago das Garças, em São Paulo, o qual relaciona este fato às condições ambientais observadas nessa época do ano. A vida de um macho adulto parece estar ligada a uma única tarefa: a reprodução sexual. Sua expectativa de vida é menor do que das fêmeas e as estruturas utilizadas para proteção e alimentação são menos desenvolvidas. Os investimentos energéticos são voltados principalmente para estruturas reprodutivas (SANTANGELO, 2009).

Além disso, nos quatro pontos de ocorrência de machos pode-se constatar um aumento considerável na densidade de espécies de cladóceros na segunda coleta de 2010. No Lago Guanabara, cuja densidade de machos foi maior, a riqueza de espécies de cladóceros passou de 9 no período chuvoso para 20 no período seco. O aumento da densidade populacional, a presença de predadores, disponibilidade de alimento e flutuações das condições abióticas (temperatura, pH e oxigênio dissolvido) podem conduzir num primeiro momento para o crescimento acentuado das populações, o que vai conduzir ao esgotamento de recursos (CRISPIM; WATANABE, 2000, 2001) o que pode induzir o início do estágio de diapausa nos organismos zooplancônicos.

O número de ovos de resistência nas duas coletas de 2014 provavelmente não é referente apenas à época das coletas, pois os ovos podem resistir durante longos períodos até que as condições ambientais sejam favoráveis a eclosão (DE-MEESTER *et al.*, 2006). Os ovos de resistência produzidos podem permanecer viáveis no sedimento por longo tempo e poderá recolonizar o ambiente quando as condições estiverem favoráveis (CRISPIM; WATANABE, 2000; FRYER, 1996; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2003). Nos dois ambientes onde foram registradas maiores densidades de *Bosmina* (lago Guanabara e açude Retiro Feliz) também foram observadas as maiores densidades de ovos de resistência em 2014.

A eclosão dos ovos de resistência observada por outros autores geralmente é baixa em testes de laboratório. Brandão, *et al.* (2014) estudaram a eclosão de *Daphnia laevis* em um

lago tropical e encontraram uma taxa de eclosão de no máximo 8% em laboratório enquanto que nos testes *in situ* eles registraram valores bem maiores (58%). Santangelo *et al.* (2011) observaram uma taxa de eclosão de 18% de *Moina micrura* e 6% *Diaphanosoma birgei*, quando testaram métodos de incubação para as duas espécies. A taxa de eclosão no presente estudo foi de 0,25% a 24,5%, valores próximos ao encontrado por Santangelo *et al.* (2011), anteriormente citados. O pequeno número de ovos eclodidos nos testes em laboratório pode ser explicado pelo fato de que espécies diferentes podem ter diferentes reações ao impulso do ambiente (CÁCERES; TESSIER, 2004). As condições de laboratório são normalmente estáveis, enquanto que o estímulo para eclosão envolve diversos distúrbios ambientais (PANARELLI *et al.*, 2008). Por isso, algumas espécies se beneficiariam com as condições dos experimentos e outras permaneceriam em um estado de diapausa.

Entre as espécies que eclodiram, *B. freyi* foi a espécie que melhor respondeu aos estímulos em laboratório. Os estímulos como luz e temperatura e características da água utilizada, que foram regulados nos testes em laboratório, provavelmente foram favoráveis a eclosão desta espécie.

O banco de ovos observado nesses ambientes demonstra a capacidade de manutenção da diversidade de espécies ao longo do tempo. A espécie *B. freyi* foi ausente na maioria dos corpos d'água no período chuvoso e no período seco presente e em grandes densidades, isso provavelmente é possível a partir da eclosão dos ovos presentes no banco (SANTANGELO, 2009). Os dois ambientes onde foram registradas maiores densidades de *Bosmina* (lago Guanabara e açude Retiro Feliz) também foram observadas as maiores densidades de ovos.

Portanto, a diversidade de espécies destes ambientes provavelmente depende da reprodução sexuada e do banco de ovos armazenados no sedimento dos corpos d'água. Em trabalhos futuros deverão ser testadas outras condições de cultivo para verificar a resposta de *B. freyi* às condições do experimento, o que permitirá uma correlação maior com as condições ambientais.

## REFERÊNCIAS

- ALEKSEEV, V. R.; HWANG, J. S.; TSENG, M. H. Diapause in aquatic invertebrates: what's known and what's next in research and medical application. **J Mar Sci Technol**, v. 14, n. 4, p. 269-286, 2006.
- ARÁNGUIZ-ACUÑA, A.; RAMOS-JILIBERTO, R. Diapause may promote coexistence of zooplankton competitors. **J. Plankton Res.**, v. 36, v. 4, p. 978-988, 2014.
- APHA, AWWA e WEF. “**Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater is a joint publication of the American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF)**”. 1.496 p. **Hardcover**. 2012.
- BRANDÃO, L.P.M.; PUJONI, D.G.F.; MAIA-BARBOSA, P.M. Seasonal dynamics of *Daphnia laevis* Birge, 1878 ephippia in a tropical lake with a description of a new methodology for in situ evaluation. **Braz. J. Biol.**, vol. 74, no. 3, p. 642-648, 2014.
- CÁCERES, C.E.; SCHWALBACH, M.S. How well do laboratory experiments explain field patterns of zooplankton emergence? **Freshwater Biology**. 46:1179-1189. 2001.
- CÁCERES, C. E.; TESSIER, A. J. To sink or swim: Variable diapause strategies among *Daphnia* species. **Limnol. Oceanogr.**, v. 49 (4, part, 2), p. 1333-1340, 2004.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M. *et al.* Fauna de invertebrados planctônicos e fitófilos em ambientes lênticos associados a fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. IN: NECCHI-JUNIOR, O. **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Holos: São José do Rio Preto 2012 - São Paulo. 301p. 2012.
- CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de águas do rio São Francisco: 1–Zooplâncton. **Acta Limnol. Bras.** v.12,Ed.2, p.93-103, 2000.
- CRISPIM, M.C.; WATANABE, T. What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? **Hydrobiologia**. v.442, ed.1-3, p.101-105. 2001.
- COELHO, P. N.; OLIVEIRA, E. B. B.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. Comunidade zooplanctônica em um pequeno corpo d'água associado a um fragmento florestal e pastagem no município de alfenas – MG. **X Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 3, p. 85-100, 2014.
- DE MELO, R.; P. HEBERT, D.N. A taxonomic reevaluation of North American Bosminidae. **Canadian Journal of Zoology**, v. 72, p. 1808-1825, 1994.
- DE MEESTER, L., VONOVERBEKE, J.; DE GELAS, K.; RTELIS, R.; SPAAK, P. Genetic structure of cyclic parthenogenetic zooplankton populations- a conceptual framework. **Arch Hydrobiol.** v.167, p.217-244, 2006.
- DI GENARO, A.C. **Mudanças na comunidade zooplanctônica após remoção de macrófitas em um lago urbano (Lago das Garças, PEFI, SP)**. 2010. 78f . Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Pesca). Instituto de Pesca, São Paulo, 2010.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais**. 2. ed. Belo Horizonte: Fund. Biodiversitas/MG, 222 p. 2005.

DUMONT, H.J.; NEGREA, S.V. Introduction to the Class Branchiopoda. **Leiden, Backhuys Publishers**, p.398. 2002.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. Brasília: **Editora Universa**. 156 p. 1997.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Branchiopoda. Freshwater Cladocera. In: YOUNG, P.S. (ed.). **Catalogue of Crustacea of Brazil**. p. 15-41. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 1998.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Brazilian cladoceran studies: where do we stand? **Nauplius**, v. 8, n. 1, p. 117-131, 2000.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L.; PADOVESI-FONSECA, C. New cladoceran records from Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 64, n.3A, p. 415-422, 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. Brasil. p.790. 2011.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil., **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, p.19-30, 2004.

FRYER, M. Creative teaching and learning. London: Paul Chapman Publishing Ltd. 1996.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO. R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Blackwell Scientific Publications, 213p, 1978.

HESTIR, E.L.; BRANDO V.; CAMPBELL,G.; DEKKER A.; MALTHUS, T. The relationship between dissolved organic matter absorption and dissolved organic carbon in reservoirs along a temperate to tropical gradient. **Remote Sensing of Environment** v.156, p.395–402, 2015.

HUTCHINSON,G.E. Introduction to biology and limnoplankton. A treatise on limnologyII. John Wiley and sons. New York, p.1115, 1967.

KAPPES, H.; SINSCH, U. Morphological Variation in *Bosmina longirostris* (O. F. Müller, 1785) (Crustacea: Cladocera): Consequence of Cyclomorphosis or Indication of Cryptic Species? **Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research**, v.40, p.113-122, 2002.

KOTOV, A.A., ISHIDA, S., TAYLOR, D.J. Revision of the genus *Bosmina* Baird, 1845 (Cladocera: Bosminidae), based on evidence from male morphological characters and molecular phylogenies. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v.156, p.1-51, 2009.

KOSTE, W.. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. Berlin: **Gebriider Bernträger**, 1010 p. 1978.

MAIA-BARBOSA, P. M.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; VALADARES, C. F.; PESSOA, G. C. D. The resting eggs of zooplankton from a tropical, eutrophic reservoir (Pampulha Reservoir, south-east Brazil). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. v. 8, p. 269-275, 2003.

MAIA-BARBOSA, P. M.; MENENDEZ, R. M.; PUJONI, D. G. F.; BRITO, S. L.; AOKI, A.; BARBOSA, F. A. R. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 14, n. 1, p. 1-20, 2014.

MARQUES NETO, R.; FILHO, A.P. Relevos tectônicos no meio tropical: questões sobre a fisiologia da paisagem nas terras altas do sudeste brasileiro. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.2, n.4, p.646 – 658, 2012.

MELO, R. R. R. **Alterações na estrutura da comunidade zooplanctônica e na morfologia de cladóceros relacionadas ao aumento no grau de trofia do reservatório da UHE de Furnas – MG**. 2015. 97f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL, Alfenas-MG. 2015.

MORAES, A.J. **Manual para avaliação da qualidade da água**. São Carlos: Rima. v. 500, 45 p. 2001.

NAUMOV, D.A.; HUMMEL, H.; SUKHOTIN, A. A.; RYLAND, J. S. Interactions and Adaptation Strategies of Marine Organisms. **Hydrobiologia** v.355, p.159–165, 1997.

NETO, A.J.G. Estudo limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacaré com ênfase na comunidade zooplanctônica. 79f Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade de Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

NOGUEIRA, M. G.; GEORGE, D. G. e JORCIN, A. Estudo do zooplâncton em zonas litorâneas lacustres: um enfoque metodológico, p. 83-127. In: HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Carlos: Rimap. p. 83-127, 2003.

ONBÉ, T. Sugar flotation method for sorting the resting eggs of marine cladocerans and copepods from sea-bottom sediment, Bulletin of the Japanese. **Society Science and fisheries**, v. 44, p. 1411, 1978.

PALIK, P. B.; BATZER, D. P.; BUECH, R.; NICHOLS, D.; CEASE, K.; EGELAND, L.; STREBLOW, D. E. Seasonal pond characteristics across a chronosequence of adjacent forest ages in northern Minnesota, USA. **Wetlands**, v. 21, n. 4, p. 532 – 542, 2001

PANARELLI, E.A.; CASANOVA, S.M.C.; HENRY, R., The role of dormant eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 20, p. 73-88. 2008.

ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; GÜNTZEL, A. M. A. Diversidade de Cladocera Planctônicos nas Águas Doces do Estado de São Paulo, **III Simpósio do Programa Biota Fapesp**, p.81. 2002.

- ROCHA, O., SANTOS-WISNIEWSKI, M.J. E MATSUMURA-TUNDISI, T. Checklist dos Cladocera de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* v. 11 n. 1<sup>a</sup>, p. 571-592, 2011.
- SANTANGELO, J.M., ARAÚJO, L.R.; ESTEVES, F.A., MANCA, M.; BOZELLI, R.L. Method for hatching resting eggs from tropical zooplankton: effects of drying or exposing to low temperatures before incubation. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 23, no. 1, p. 42-47, 2011.
- SANTANGELO, J. M. Produção, eclosão e implicações ecológicas e evolutivas dos estágios dormentes do zooplâncton. *LIMNOtemas*, v.7, p.1-36, 2009.
- SANTOS, R.M. **Estruturadas das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, com ênfase na Produção secundária do do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos Reservatórios do Baixo Tietê, SP.** 2010. 380f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.
- SANTOS, R. M. **Estrutura das comunidades fito e zooplanctônicas do Reservatório Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a eutrofização.** 2014. 254f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos - Ufscar. São Carlos, 2014.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. First Record of *Alona setigera* Brehm, (Cladocera, Chydoridae) in the Neotropical Region. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n. 4, p. 701-702, 2001.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J; ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Braz. Journ Biology*, v. 62, n. 4, p. 681-687, 2002.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C.; SANTOS, R. M.; ROCHA, O. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. *Biota Neotropica*, v. 11, n. 3, p. 287-301, 2011.
- SCHEFFER, M.; VAN NES, E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, v.584, n1, p.455-466, 2007.
- SILVA, L. C. **A comunidade zooplanctônica de rios amazônicos na área de influência da Usina Hidrelétrica de Santo Antônio do Madeira, RO: diferentes abordagens no monitoramento.** 2015. 333 Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, Ufscar, São Carlos, 2015.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DIAS, S. G. Water quality and communities associated with macrophytes in a shallow water-supply reservoir on an aquaculture farm. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 2, p. 420-428, 2014.
- SOARES, C. E. A.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do estado de Pernambuco, Brasil. *Biota Neotrop.*, v. 11, n. 2, p. 409-414, 2011.

TAYLOR, D.J., ISHIKANE, C.R., HANEY, R.A. The systematics of Holarctic bosminids and a revision that reconciles molecular and morphological evolution. **Limnology and Oceanography** 47: 1486–1495. 2002.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J.G; KUTNER, M.B. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v.24, p.23-41. 1965.

TOLEDO, A. P. *et al.* A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Balneário Camboriú, Santa Catarina, 1983. p. 1-34.

TRINDADE C.R.T.; PEREIRA S.A.; ALBERTONI E.F.; PALMA-SILVA C. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes limnicos do campus Carreiros-FURG, Rio Grande –RS. **Cadernos de Ecologia Aquática** v.5 (2), p.1-22, 2010.

TUNDISI, J. G.; MATSURA-TUNDISI, T. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções, **Estudos avançados** v.22, n.63, p.7-16, 2008.

WALCZYNSKA, A.; SERRA, M. Species size affects hatching response to different temperature regimes in a rotifer cryptic species complex. **Evol Ecol**, v. 28, p. 131–140, 2014.

WALSH, M. R. The link between environmental variation and evolutionary shifts in dormancy in zooplankton. **Integrative and Comparative Biology**, v. 53, n. 4, p. 713–722, 2013.

WILLIAMSON, C. E.; MORRIS, D. P., PACE, M. L., OLSON, O. G. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: Resurrection of a more integrated paradigm. **Limnology and Oceanography**, v. 44, p. 795–803, 1999.

ZADEREEV, Y.S. Maternal effects, conspecific chemical cues, and switching from parthenogenesis to gametogenesis in the cladoceran *Moina macrocopa*. **Aquatic Ecology** v.37, p. 251–255, 2003.

ZENG, J.; BIAN, Y.; XING, P.; WU, Q. L. Macrophyte species drive the variation of bacterioplankton community composition in a shallow freshwater lake. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 1, p. 177-184, 2012.

### 4.3 Comparação da comunidade zooplanctônica ativa e passiva de cinco corpos d'água da Serra da Mantiqueira-MG

**Resumo:** Os corpos d'água da Serra da Mantiqueira devido a pequena extensão, profundidade e presença de macrófitas são ambientes propícios ao desenvolvimento de diversas espécies zooplanctônicas, assim como, também estão expostos a diversas alterações bióticas e abióticas que levam a ocorrência de ovos de resistência. Quando as condições ambientais não são favoráveis, há ocorrência de reprodução sexuada verificada pelo aparecimento de machos e ovos de resistência. O objetivo deste estudo foi comparar a comunidade zooplanctônica ativa e passiva ou dormente (ovos de resistência). Foram realizadas coletas em fevereiro e julho de 2014, em 5 corpos d'água da Serra da Mantiqueira. A comunidade zooplanctônica ativa foi coletada com rede de plâncton e para a comunidade passiva foram realizadas amostragens do sedimento. As amostras foram analisadas para a identificação e contagem dos organismos zooplanctônicos e os ovos de resistência foram separados e contados para os testes de eclosão e posterior identificação das espécies. A riqueza e densidade de espécies foi maior na coluna d'água, porém houve espécies que ocorreram apenas no banco de ovos. A taxa de eclosão variou de 0,25% no açude Pitangueiras a 24,5% no Lago Guanabara. A comunidade dormente ou passiva do açude São Vicente teve a maior contribuição para a comunidade ativa, pois foram observadas 8 espécies presentes apenas no banco de ovos o que demonstra a importância dos ovos de resistência na manutenção da diversidade genética nos corpos d'água.

**Palavras-chave:** Ovos de resistência. Zooplâncton. Taxa de eclosão.

## INTRODUÇÃO

Açudes pequenos e rasos tem grande influência do entorno, das flutuações do nível da água, da concentração de detritos e da grande quantidade de macrófitas, o que possibilita a existência de muitos micro-habitats, portanto grande heterogeneidade ambiental (POMPÊO *et al.*, 1997; SONODA, 1998; SCHEFFER; NES, 2007). Essas características proporcionam uma grande diversidade de organismos zooplanctônicos e/ou fitófilos nestes ambientes (PIECZYNSKA, 1990; ELMOOR-LOUREIRO, 2007; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2014).

A Serra da Mantiqueira é uma região rica em açudes, córregos e riachos, que têm suas nascentes na serra com água de boa qualidade, fria, bem oxigenada. É uma região ampla que se estende pelo leste do Estado de São Paulo, sul de Minas Gerais e sudoeste do Rio de Janeiro (BRAGA, 2004). Considerada pela Fundação Biodiversitas como área prioritária de conservação, as florestas de altitude destacam-se por notáveis endemismos propiciados pelo isolamento geográfico de conjuntos serranos (DRUMMOND *et al.*, 2005).

A pequena extensão e profundidade faz com que estes ambientes variem rapidamente suas características físicas e químicas, atingindo diretamente a comunidade zooplanctônica. A estrutura da comunidade zooplanctônica depende de inúmeros fatores e processos evolutivos, como a presença de predadores, características físicas, químicas e biológicas. As alterações na comunidade zooplanctônica podem ser tanto quantitativas (densidade e abundância de indivíduos) como qualitativas (composição e riqueza de espécies) em detrimento das mudanças abióticas (COELHO-BOTELHO, 2004; SILVA, 2015). A poluição, a eutrofização, o assoreamento, a construção de barragens e a introdução de espécies têm sido algumas das principais causas da diminuição da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros (AGOSTINHO; HAHN, 2005).

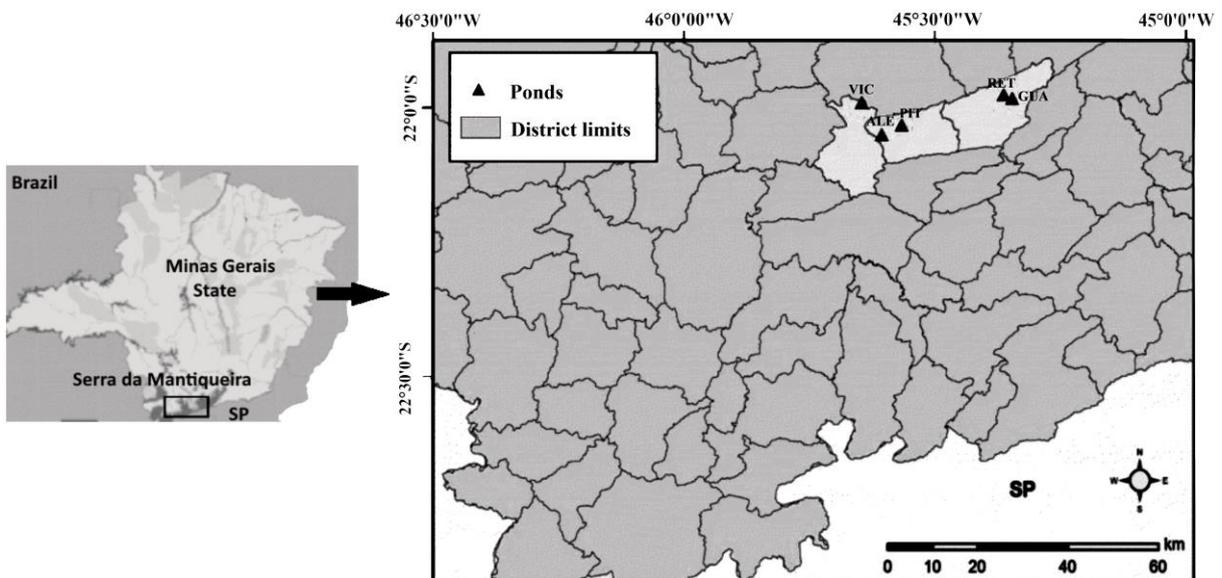
Os organismos zooplanctônicos em condições favoráveis se reproduzem partenogeneticamente, podendo se observar nos ambientes, fêmeas partenogênicas que produzem ovos diploides assexuadamente. Em situações de estresse essas fêmeas irão produzir ovos haploides (não fecundados) que vão se desenvolver e eclodir organismos machos, iniciando assim, a reprodução sexuada. Com a fecundação as fêmeas produzem um ou dois ovos de resistência, estes são liberados permanecem no sedimento até as condições ambientais serem reestabelecidas quando eles eclodem. Desses ovos vão eclodir fêmeas partenogênicas retornando ao ciclo natural de reprodução (DE-MEESTER *et al.*, 2006). Rotifera e Cladocera são exemplos de grupos zooplanctônicos que utilizam desse tipo de reprodução (GILBERT, 1974; FRYER, 1996).

A produção de ovos de resistência é uma das respostas da comunidade zooplanctônica às alterações extremas do ambiente como, por exemplo, alta densidade da população disponibilidade e qualidade do alimento, sinais químicos de predação, competição e os fatores abióticos como fotoperíodo, mudanças na temperatura e nas concentrações de oxigênio dissolvido (WALSH, 2013; ARÁNGUIZ-ACUÑA; RAMOS-JILIBERTO, 2014; WALCZYNSKA; SERRA, 2014). A produção de machos, fêmeas e de ovos de resistência são importantes para a manutenção da diversidade genética e a recolonização de habitats. Os ovos de resistência são encontrados nos sedimentos dos ambientes aquáticos podendo

permanecer viáveis por vários anos até que uma condição favorável como, por exemplo, temperatura e fotoperíodo reativem as funções fisiológicas e promova a sua eclosão (FRYER, 1996; SANTANGELO, 2009). O objetivo deste estudo foi comparar a comunidade zooplanctônica ativa e passiva ou dormente (ovos de resistência).

## ÁREA DE ESTUDO

Os corpos d'água amostrados na Serra da Mantiqueira estão em altitudes entre 837 e 889m. Dos corpos d'água estudados, o lago Guanabara é o de maior extensão. Localizado na cidade de Lambari, é utilizado para a recreação, turismo e despejos de esgoto sanitários. Conseqüentemente foi o corpo d'água estudado com maior ação antrópica. Os demais corpos d'água estão localizados em propriedades rurais, são rasos, com presença de macrófitas e estão expostos às atividades agropecuárias (Figura 1).



**Figura 1:** Localização dos cinco corpos d'água onde foram realizadas as coletas de Cladocera. Lago Guanabara (GUA); Açude Retiro Feliz (RET); Açude Fazenda Pitangueiras (PIT); Açude Rancho Alegre (ALE), Açude São Vicente (VIC).

## MATERIAIS E MÉTODOS

Os corpos d'água foram amostrados em fevereiro e julho 2014 e foram georreferenciados por um GPS Garmin Etrex (GUA-21°S 58'56"/ 45°W20'46", RET-21°S58'32"/ 45°W21'46", PIT-22°S01'54"/ 45°W33'60", ALE-22°S02'56"/ 45°W36'23", VIC-21°S59'21/ 45°W38'45").

As medições de temperatura da água, de concentração de oxigênio dissolvido, de condutividade elétrica e de pH foram realizadas na superfície da água, com um multisensor Horiba U-22. A concentração do material em suspensão foi determinada pelo método gravimétrico descrito por Teixeira *et al.* (1965). O índice de estado trófico (IET) foi calculado baseado em Carlson, modificado por Toledo *et al.* (1983). Os critérios para classificação foram: oligotrófico  $\leq 44$ ;  $44 < \text{mesotrófico} < 54$ ; e eutrófico  $\geq 54$ . As determinações da concentração de clorofila *a* foram realizadas pelo método de extração com acetona 90% (GOLTERMAN *et al.*, 1978). As concentrações de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico foram determinadas através de espectrofotometria, segundo metodologia específica descrita no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" da APHA, AWWA e WEF (2012). As amostras de água para a análise da concentração de material em suspensão, clorofila *a* e nutrientes foram coletadas na superfície da coluna d'água.

As coletas de zooplâncton para a análise qualitativa foram realizadas por meio de arrastos horizontais, próximo à superfície, com uma rede de plâncton (68  $\mu\text{m}$ ). Para amostras quantitativas foram coletados 100 litros de água da superfície com um balde, devido à pequena profundidade do corpo d'água ( $< 2,5$  metros), e filtrados em rede de plâncton. A preservação foi feita com formol em concentração final de 4%, saturado com açúcar. As contagens dos organismos zooplânctônicos foram realizadas em microscópio estereoscópio (aumento de até 50x), os quais foram identificados sob microscópio óptico (aumento de até 1000x) e bibliografia especializada (SMIRNOV, 1974; KOSTE, 1978; REID, 1985; SEGERS, *et al.*, 1993, DE MELO, HEBERT, 1994; SEGERS, 1995; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; ELMOOR-LOUREIRO, 2010; SINEV; ELMOOR-LOUREIRO, 2010; KOTOV; DUMONT, 2000). As amostras do zooplâncton encontram-se depositadas na coleção do Laboratório de Limnologia da UNIFAL-MG, Brasil.

Para a análise dos ovos de resistência foram realizadas coletas de sedimento com o auxílio de um testemunhador modelo Kajak-Brinkhurst (K-B corer) de 0-50 cm de volume.

Para melhor representatividade dos ambientes foram selecionados quatro pontos aleatoriamente nas regiões litorânea e limnética de cada corpo d'água. Destes, foram separados os 5 cm mais superficiais, misturados e convertidos em única amostra de sedimento do corpo d'água. Em laboratório, foram retirados 100 gramas deste sedimento, que foi diluído em solução de sacarose-água destilada (1:1) e centrifugado a 3.600 rpm, durante 5 minutos (ONBÉ, 1978) para a separação dos ovos de resistência

Os ovos de resistência foram contados e posteriormente colocados em recipientes, com capacidade de 1L, e mantidos em câmara de germinação para os testes de eclosão. Alguns ovos foram fotografados e colocados separadamente para a identificação da espécie correspondente. Para os testes de eclosão foi utilizada água proveniente de uma fonte natural, sem aditivos ou poluentes, com as seguintes características, em média: pH = 5,9; oxigênio dissolvido = 6,2 mg L<sup>-1</sup>, condutividade elétrica = 112 µS cm<sup>-1</sup> e sólidos totais dissolvidos = 0,072 g L<sup>-1</sup>. A água foi filtrada com uma rede (20 µm) e mantida sob aeração. O experimento foi observado durante 30 dias, com trocas de água a cada cinco dias, e realizados com réplica.

## RESULTADOS

Os corpos d'água do presente estudo estão localizados na Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais com altitudes que variam de 837 a 889m. Os ambientes estudados são pequenos e rasos, com águas bem oxigenadas (3,8 a 8,8 mg L<sup>-1</sup>), com baixa condutividade (25,0 a 52,0 µS cm<sup>-1</sup>), pH variando de 5,8 a 7,9 e classificados como oligotróficos nas duas coletas de 2014 (Tabela 1).

**Tabela 1.** Características ambientais dos cinco corpos d'água amostrados da Serra da Mantiqueira nos meses de fevereiro e de julho de 2014.

	Altitude (m)	Profundidade média (m)	Condutividade média µS.cm <sup>-1</sup>	Temperatura média da Água (°C)	Oxigênio Dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Nível Trófico
Lago Guanabara-GUA	886	1,6	52,0	31,7	7,1	7,9	Oligotrófico
Açude Retiro Feliz-RET	889	2,1	39,0	28,9	3,8	6,3	Oligotrófico
Açude Fazenda Pitangueiras-PIT	837	1,9	26,0	31,2	7,4	6,0	Oligotrófico
Açude Rancho Alegre-ALE	846	1,25	30,0	26,0	7,7	6,0	Oligotrófico
Açude São Vicente-VIC	847	2,5	25,0	25,9	8,8	5,8	Oligotrófico

A comunidade zooplanctônica destes corpos d'água foi composta por 79 espécies da comunidade ativa e 30 espécies da comunidade passiva (ovos de resistência). Das espécies da comunidade zooplanctônica presentes na coluna d'água, a maior riqueza foi de Rotifera (40), seguido de Cladocera (31) e Copepoda (8). As famílias com maior contribuição em riqueza na coluna d'água foram Chydoridae (17) para os cladóceros e Brachionidae (13) entre os rotíferos. Em julho de 2014 ocorreu a maior densidade de organismos, porém a menor riqueza em espécies.

Entre as espécies da comunidade passiva foram registradas 16 espécies de Cladocera, 12 de Rotifera, uma forma de nauplio de Calanoida e um Ostracoda (Tabela 2 e 3). As famílias com maior contribuição foi Daphniidae (6) para os cladóceros e Brachionidae (7) entre os rotíferos. Considerando todos os corpos d'água somente *Lecane pyriformis* e Ostracoda estavam presentes apenas na comunidade passiva, mas na análise por corpo d'água foram observadas várias espécies que estavam na comunidade dormente (passiva) e que não estavam na comunidade ativa.

A maior taxa de eclosão (14) ocorreu a partir dos ovos de resistência obtidos na coleta de fevereiro no açude São Vicente (Figura 3). Nesse ambiente nas duas coletas oito das espécies que eclodiram da comunidade zooplanctônica dormente não ocorreram na coluna d'água (*Alona ossiani*, *Bosminopsis deitersi*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus falcatus*, *Hexartra sp*, *Kellicotia bostoniensis*, *Keratella tropica* e *Plationus patulus*).

Nos demais ambientes como o açude Retiro Feliz a espécie *Ceriodaphnia rigaldi* ocorreu na comunidade passiva nas duas coletas e não estava na comunidade ativa. O que também ocorreu no Lago Guanabara na coleta de fevereiro com as espécies *Daphnia gessneri* e *Lecane pyriformis*, e *Brachionus calyciflorus* na coleta de julho e no açude Fazenda Pitangueiras *Lepadella sp* ocorreu apenas na comunidade passiva na coleta de julho. (Tabela 1 e 2).

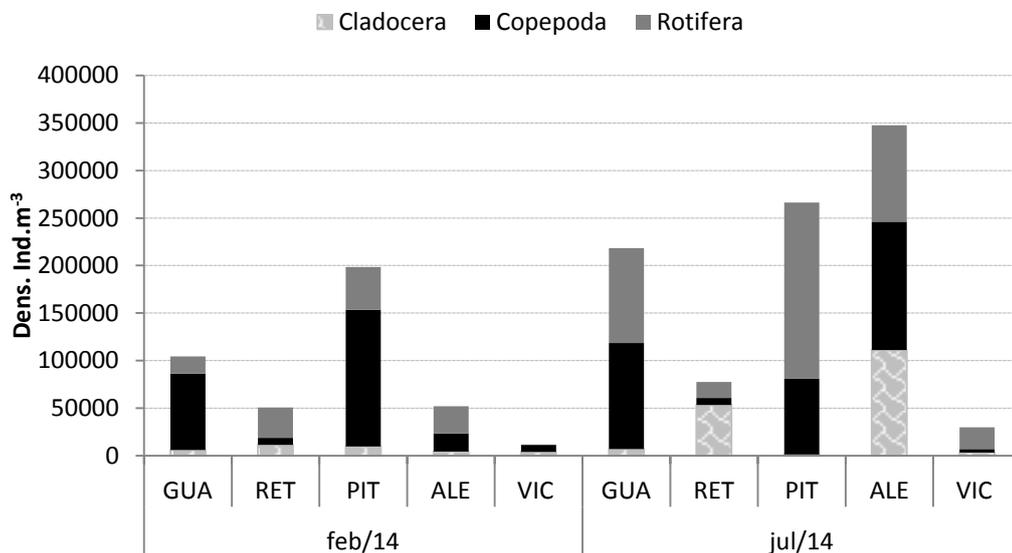


**Tabela 3.** Ocorrência das espécies do grupo Rotifera e Ostracoda obtidos a partir dos ovos de resistência e das formas ativas dos corpos d'água amostrados na região da Serra da Mantiqueira em fevereiro e julho de 2014.

	fev/14								jul/14											
	GUA Coluna	GUA	RET Coluna	RET	PIT Coluna	PIT	ALE Coluna	ALE	VIC Coluna	VIC	GUA Coluna	GUA	RET Coluna	RET	PIT Coluna	PIT	ALE Coluna	ALE	VIC Coluna	VIC
<b>Rotifera</b>																				
<i>Anuraeopsis</i> sp	X										X									
<i>Asplanchna</i> sp											X			X						
<i>Brachionus angularis</i>	X										X									
<i>Brachionus calyciflorus</i>	X								X		X									
<i>Brachionus dolabratus</i>			X																	
<i>Brachionus falcatus</i>	X	X									X	X								
<i>Brachionus mirus</i>	X			X		X					X	X	X		X		X		X	
<i>Cephalodella</i> sp		X											X							
<i>Conochilus coenbasis</i>																	X			
<i>Conochilus natans</i>	X													X						
<i>Conochilus</i> sp											X									
<i>Colloteca</i> sp																				X
<i>Euclanis dilatata</i>	X																			
<i>Filinia longiseta</i>					X															
<i>Filinia terminalis</i>											X				X					
<i>Gastropus</i> sp							X							X						
<i>Gastrotricha</i> sp			X																	
<i>Hexarthra</i> sp				X	X		X		X	X	X	X		X		X		X		X
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	X		X	X	X		X		X	X	X	X		X						
<i>Keratella americana</i>	X	X	X	X	X						X	X		X						
<i>Keratella cochlearis</i>	X		X	X	X		X				X		X	X						X
<i>Keratella lenzi</i>													X				X			
<i>Keratella tropica</i>	X		X						X	X	X									
<i>Lecane bulla</i>	X		X	X	X		X			X	X	X	X	X	X					
<i>Lecane curvicornis</i>			X																	
<i>Lecane hormemanni</i>			X				X													
<i>Lecane leontina</i>				X	X		X	X				X								
<i>Lecane papuana</i>	X		X	X	X		X							X						
<i>Lecane pyriformis</i>		X																		
<i>Lecane quadridentata</i>								X												
<i>Lecane</i> sp																				X
<i>Lepadella</i> sp												X			X					
<i>Monommata</i> sp																				X
<i>Mytilina</i> sp			X																	
<i>Plationus patulus</i>	X								X			X								
<i>Platias quadricornis</i>																				
<i>Polyarthra</i> sp			X								X			X		X				
<i>Trichocerca cilindrica</i>	X																			
<i>Trichocerca tigris</i>											X									
Rotífero não identificado												X					X			
<b>Outros</b>																				
Ostracoda		X													X					

Nas amostras da coluna d'água as densidades dos organismos zooplanctônicos foram maiores na segunda coleta (julho) de 2014, em todos os ambientes. A maior densidade foi registrada no açude Rancho Alegre (347.557 ind m<sup>-3</sup>) na segunda coleta e a menor densidade no açude São Vicente (11.203 ind m<sup>-3</sup>) na primeira coleta (Figura 2).

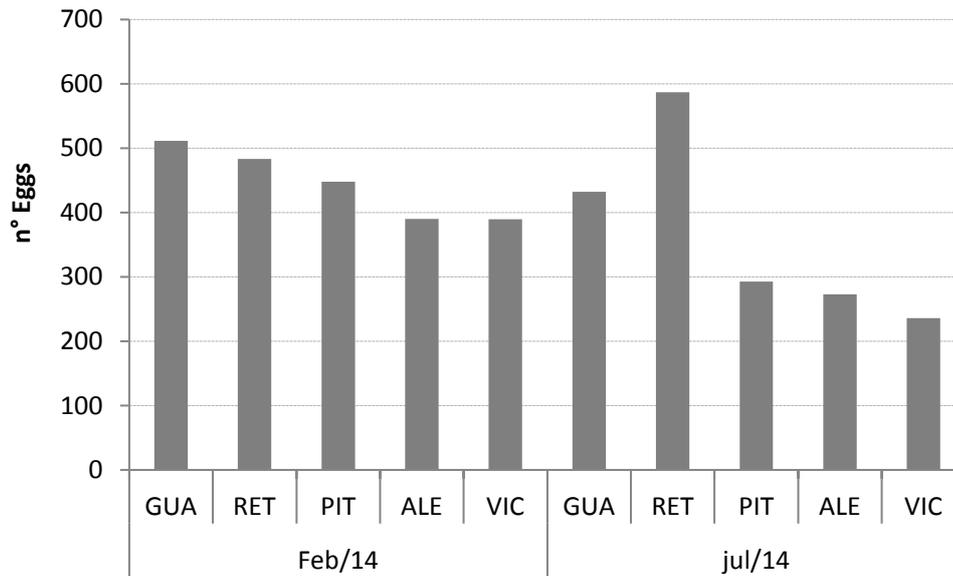
Os grupos Copepoda e Rotifera foram dominantes na comunidade ativa nas duas coletas. As densidades de Copepoda variaram de 3.980 ind m<sup>-3</sup> (VIC) a 143.820 ind m<sup>-3</sup> (PIT) e de Rotifera de 20 (VIC) a 185.630 indm<sup>-3</sup> (PIT).



**Figura 2.** Densidade dos principais grupos da comunidade zooplanctônica passiva dos cinco corpos d'água da Serra da Mantiqueira coletas de fevereiro e julho 2014.

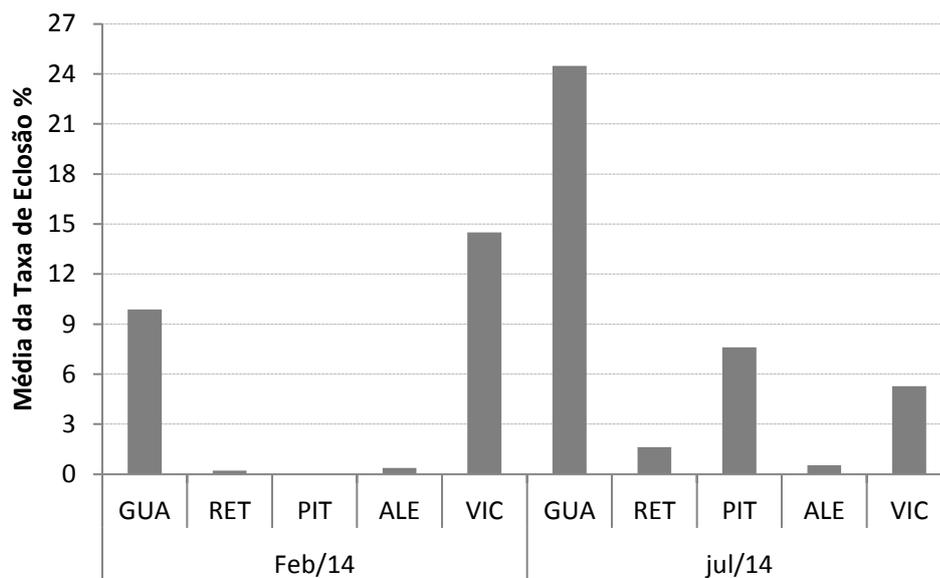
O número de ovos de resistência (comunidade zooplanctônica passiva) variou entre 389,5 e 511 na primeira coleta e 235,5 e 587 na segunda coleta em 100 gramas de sedimentos (Figura 3). O maior número de ovos de resistência foi observado na primeira coleta de 2014, com exceção do açude Retiro Feliz que teve o maior número de ovos na segunda coleta. Neste

ambiente foi observado o maior número de ovos entre os corpos d'água em estudo (587 ovos).



**Figura 3.** Média do número de ovos de resistência coletados nos cinco corpos d'água da Serra da Mantiqueira. Os ovos foram observados em 100 gramas de sedimento úmido no laboratório.

Embora o número de ovos de resistência tenha sido menor na segunda coleta, as taxas de eclosão, no geral, foram maiores nos experimentos (ou nos testes) da segunda coleta, com exceção do açude São Vicente que teve maior eclosão dos ovos da primeira coleta (fevereiro de 2014). As taxas de eclosão variaram de 0,25% (PIT) a 24,5% (GUA) (Figura 4).



**Figura4.** Média da taxa de eclosão dos ovos de resistência coletados nos cinco corpos d'água da Serra da Mantiqueira no laboratório. Os ovos foram observados em 100 gramas de sedimento úmido.

## DISCUSSÃO

A pequena extensão e profundidade dos corpos d'água estudados possibilitaram que as ações externas do ambiente, como o clima e a ação antrópica, influenciassem os corpos d'água. Os ambientes pequenos e rasos, são influenciados mais rapidamente pelas variações climáticas e à ação antrópica do que ambientes de grande porte (SCHEFFER; VAN NES, 2007), o que provavelmente também possibilitou a boa oxigenação dos corpos d'água em estudo. Os valores do presente estudo foram próximos ao registrado por Santos-Wisniewski *et al.* (2002) no levantamento de Cladocera na Serra da Mantiqueira, que observou valor máximo da concentração de oxigênio dissolvido de 10,9 mg L<sup>-1</sup>. Os corpos d'água analisados no presente estudo na Serra da Mantiqueira, por serem pequenos, são mais rasos e isolados, de natureza insular e apresentam gradientes climáticos, quanto à temperatura, precipitação e insolação, o que propicia a ocorrência de ecossistemas distintos ao longo das encostas (DRUMMOND *et al.*, 2005).

A temperatura da água dos corpos d'água analisadas teve uma amplitude média de variação de até 6°C entre os corpos d'água. A temperatura da água pode estar diretamente relacionada ao metabolismo, desenvolvimento e crescimento de vários organismos aquáticos, podendo diminuir a riqueza e densidade das espécies zooplanctônicas (MORAES, 2001). Pode também induzir a ciclomorfose, a ocorrência de machos, fêmeas efípias e ovos de resistência nos organismos zooplanctônicos (KAPPES; SINSCH, 2002; SANTANGELO, 2009). O clima da Serra da Mantiqueira é marcado por uma sensível diminuição das temperaturas médias em relação ao clima tropical típico, caracterizando-se um clima tropical de altitude, podendo ser enquadrado no tipo Cwb na classificação de Köppen (MARQUES NETO; PEREZ FILHO, 2012). Em regiões tropicais não há variações marcantes na temperatura, mas nos ambientes de maior altitude, esta variação pode ocorrer.

O pH pode ser influenciado por vários fatores, como a geologia local, a decomposição da matéria orgânica e os demais processos biológicos, fazendo com que ele aumente ou diminua (ESTEVES, 2011; CASTILHO-NOLL *et al.*, 2012). O caráter ácido das águas provém dos solos turfosos resultantes da vegetação alpina e matas de altitude encontrada na Serra da Mantiqueira (FRANÇA; STEHMANN, 2004). Este caráter ácido também foi verificado neste estudo, onde foram registrados valores mais baixos de pH e por Santos-Wisniewski *et al.* (2002) que também encontraram pH com valores entre 4,3 a 6,7, nos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, no estado de São Paulo.

Nas amostragens de julho de 2014 as concentrações de fósforo total e fósforo total dissolvido foram maiores, conseqüentemente com a maior disponibilidade de nutrientes, houve maior produtividade primária, o que resultou no aumento da clorofila *a* (TUNDISI; MATSURA-TUNDISI *et al.*, 2008; SANTOS, 2014). Porém, os ambientes amostrados foram caracterizados como oligotróficos durante todo o estudo.

A grande riqueza de espécies observada no presente estudo já foi relatada por outros autores, como Maia-Barbosa *et al.* (2006) registraram no estado de Minas Gerais para a comunidade zooplanctônica um total de 549 espécies sendo 300 de Rotifera, 68 de Cladocera, 30 de Copepoda e 151 de protozoários e Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2005) observaram o total de 699 espécies sendo 355 de Rotifera, 85 de Cladocera, 47 de Copepoda e 212 de Protozoa. Atualmente com o aumento do esforço amostral Santos-Wisniewski *et al.* (2011) registraram somente para o grupo Cladocera 94 espécies para o estado de Minas Gerais, mostrando a grande importância dos estudos zooplanctônicos na região.

A grande riqueza em espécies de Rotifera observada na coluna d'água dos cinco ambientes estudados pode ser explicada pela capacidade desse grupo em colonizar diversos ambientes, por isso têm grande representatividade e importância (WETZEL, 1983; SAARDRIT; BEAMISH, 2005; FORRÓ *et al.*, 2008; SOARES; ELMOOR-LOUREIRO, 2011). Por colonizarem diversos ambientes, apresentarem altas taxas reprodutivas e curto ciclo de vida, em média uma semana podem ser considerados oportunistas (STREBLE; FROST, 1987).

Os pequenos corpos d'água da serra da Mantiqueira tiveram grande riqueza de Cladóceros (31) na coluna d'água. O número máximo de espécie de Cladocera registrado por corpo d'água foi de 17, menor que o observado por Rocha *et al.* (1995) em um levantamento do número de espécies dos grupos zooplanctônicos em 22 corpos d'água brasileiros, encontraram um número máximo de 20 espécies de Cladocera por corpo de água. Os ambientes são rasos e em sua maioria contem grande quantidade de macrófitas o que provavelmente contribuiu para a maior riqueza de espécies de Chydoridae na coluna d'água. A ocorrência de macrófitas representa enorme heterogeneidade espacial, servindo de refúgio para muitas espécies zooplanctônicas, além de desempenharem importante papel na estabilização de condições ambientais (NESSIMIAN; De-LIMA, 1997). Esta região forma uma variedade de habitats, favorecendo o desenvolvimento de condições especiais para o crescimento de espécies de Chydoridae, isto pode ser observado no estudo de Santos-Wisniewski *et al.* (2002), onde os Chydoridae, quanto à riqueza de espécies e abundância relativa, representaram mais da metade das espécies de Cladocera na maioria dos corpos

d'água analisados. De acordo com Fryer (1995), a família Chydoridae pode viver no fundo ou associada com a vegetação devido a apêndices especializados para raspar e conduzir o alimento, por tanto, os rasos corpos d'água em estudo eram propícios para a família.

*Microcyclops finitimus*, *Thermocyclops decipiens*, *Thermocyclops minutus* e *Tropocyclops prasinus* foram espécies de Cyclopoida registradas no presente estudo. Essas espécies também foram registradas por Castilho-Noll *et al.* (2012), em pequenos corpos d'água no estado de São Paulo. De acordo com Silva (2011) as espécies *Thermocyclops decipiens* e *T. minutus* têm sido utilizadas como indicadores do estado trófico em reservatórios brasileiros. Dessa forma, altas densidades de *Thermocyclops minutus* na estação seca indica um menor grau de trofia na água, uma vez que o mesmo autor menciona que altas densidades dessa espécie ocorrem em ambientes oligotróficos. A coexistência de mais de uma espécie de Cyclopoida em ambientes corresponde à capacidade destas em explorar recursos e ocupar nichos (SILVA, 2011). Esse autor menciona que a coexistência e a competição por recursos das espécies *Thermocyclops minutus* e *T. decipiens* em reservatórios representa uma transição de ambiente oligotrófico para mesotrófico.

A riqueza de espécies da comunidade passiva observada na eclosão dos ovos de resistência em laboratório foi menor do que a observada na comunidade ativa. As reações das diversas espécies as condições encontradas no ambiente podem ser diferentes (CÁCERES; TESSIER, 2004) e nem sempre são presentes em laboratório. Resultados semelhantes foram obtidos para um reservatório eutrófico (reservatório de Rosana, rio Paranapanema, PR-SP), na região sudeste do Brasil; para uma lagoa temporária no Alto do Rio Paraná e um lago de planície de inundação na Argentina (PALLAZO *et al.*, 2008; MAIA-BARBOSA *et al.*, 2003; BATTAUZ *et al.*, 2014). Outro estudo também encontrou maior riqueza de espécies do zooplâncton na coluna d'água do que no sedimento em uma lagoa do Alto do rio Paraná (PALAZZO *et al.*, 2008). Esta menor riqueza no sedimento do que na coluna d'água está diretamente relacionada a eclosão, pois a identificação das espécies não é possível apenas a partir dos ovos e são necessários os organismos que eclodem. Portanto a riqueza de espécies dos ovos de resistência depende diretamente dos ovos viáveis que se encontravam no sedimento coletado (FRYER, 1996; VANDEKERKHOVE *et al.*, 2005) e também das condições dos testes de eclosão. Provavelmente, as espécies que eclodiram neste estudo foram as que necessitam para eclosão condições próximas as oferecidas nos experimentos. Diferentes sinais e condições são conhecidos podendo variar entre as espécies de zooplâncton, pois a eclosão dos ovos pode ser influenciada pela temperatura, fotoperíodo, concentrações de oxigênio dissolvido e entre outros fatores (GYLLSTRÖM; HANSSON, 2004). A riqueza de

espécies eclodidas em laboratório observada no presente estudo (30) foi próxima a encontrada por Coelho (2015) que registrou 26 táxons da comunidade zooplanctônica passiva do reservatório de furnas.

As condições ambientais do açude São Vicente e no Lago Guanabara provavelmente não estavam adequadas para muitas espécies, comprovadas pela grande quantidade ovos de resistência presentes no sedimento e riqueza de espécies observadas nos testes de eclosão, resultando nas maiores taxas de eclosão do estudo. Estes ambientes estão expostos a ações antrópicas, agropecuária, o que, pode interferir diretamente na comunidade zooplanctônica do corpo d'água (SANTANGELO, 2009) e induzir a produção de ovos de resistência. A presença de espécies apenas no banco de ovos como o que pode se observar no açude São Vicente (8 espécies), confirma a importância do mecanismo de diapausa na manutenção da diversidade genética dos organismos zooplanctônicos (BRENDONCK; DE MEESTER, 2003). A produção de machos, fêmeas e de ovos de resistência são importantes para a manutenção da diversidade genética e a recolonização de habitats (SANTANGELO, 2009).

Das espécies observadas no presente estudo *Lecane pyriformis* e Ostracoda foram registradas somente no teste de eclosão em laboratório. Representantes dos Ostracoda geralmente são bentônicos, portanto o seu registro na coluna d'água é ocasional, já *Lecane pyriformis* é uma espécie comum, cosmopolita (SEGERS, 1995) e o seu registro apenas nos ovos de resistência provavelmente indica que o meio ambiente não estava favorável para a espécie.

As grandes densidades de organismos observada na coluna d'água, principalmente os grandes valores observados na segunda coleta no açude Rancho Alegre, pode indicar que este ambiente estava com superpopulação, que pode ser seguida por uma redução das densidades e até mesmo da diversidade. Estima-se que antes de iniciar as condições adversas as espécies aumentam sua população e produzem seus ovos de repouso e com às condições desfavoráveis muitos organismos morrem permanecendo poucos indivíduos na coluna d'água (PANARELLI, 2008).

Segundo BRENDONCK; DE MEESTER, (2003), no hemisfério norte o grande número de ovos de resistência pode estar relacionado ao período de coleta de sedimento ter ocorrido antes da primavera, com maiores chances de coletar um maior número de ovos de resistência e maior diversidade. A primavera é um período favorável a eclosão dos ovos de resistência, por tanto, ao coletar após esse período tem maiores chances dos ovos viáveis já terem eclodido no ambiente natural. Alta densidade de ovos em diapausa também foi

observada no sedimento de um lago de eutrofização na Nova Zelândia (DUGGAN *et al.*, 2002) e no reservatório Pampulha (MAIA-BARBOSA *et al.*, 2003).

A produção dos ovos de resistência pelo zooplâncton provavelmente é uma estratégia para estes organismos fugirem das condições adversas, mantendo assim a diversidade genética das populações (FRYER, 1996; BROCK *et al.*, 2003; DE-MEESTER *et al.*, 2006). As altas densidades populacionais e consequente disponibilidade e a qualidade de alimento, provavelmente também teve influência na produção de ovos de resistência no presente estudo.

Comparando a densidade de ovos de resistência observada no presente estudo, a taxa de eclosão foi baixa de 0,25% a 24,5%. Porém, estes valores são próximos aos observados por Santangelo *et al.* (2011), que registraram taxa de eclosão de 18% para *Moina micrura* e 6% para *Diaphanosoma birgei*, quando testaram métodos de incubação para as duas espécies. A baixa taxa de eclosão nos testes em laboratório pode ser explicada pelo fato de que espécies diferentes podem ter diferentes reações ao impulso do ambiente (CÁCERES; TESSIER, 2004). As condições de laboratório são normalmente estáveis, enquanto que o estímulo para eclosão envolve diversos distúrbios ambientais (PANARELLI *et al.*, 2008). Por isso, algumas espécies se beneficiariam com as condições dos experimentos e outros permaneceriam em um estado de diapausa.

O sedimento do corpo d'água possibilita a interpretação do desenvolvimento histórico e das alterações ambientais nos ecossistemas aquáticos. Uma vez que este é o compartimento onde se acumularam no passado, os compostos químicos liberados na água, as estruturas biológicas de animais e plantas que não são totalmente decompostos (ESTEVES, 2011) bem como a presença de ovos de resistência dos organismos aquáticos (DE-STASIO, 1990).

Este trabalho contribuiu com informações sobre a comunidade ativa e passiva dos corpos d'água da Serra da Mantiqueira, bem como as taxas de eclosão dos organismos zooplanctônicos. Este estudo comprova a importância do banco de ovos de resistência para a manutenção da diversidade da comunidade zooplanctônica passiva.

## REFERENCIAS

BATTAUZ, Y. S.; DE PAGGI, S. B. J.; PAGGI, J. C. Passive zooplankton community in dry littoral sediment: reservoir of diversity and potencial source of dispersal in a subtropical floodplain lake of the Middle Paraná River (Santa Fe, Argentina). **International Review of Hydrobiology**, v. 98, p. 1-10, 2014.

BRENDONCK, L.; DE MEESTER, L. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. **Hydrobiologia**, v. 491, p. 65-84, 2003.

BROCK, M. A. *et al.* Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. **Freshw Biol.**, v. 48, n. 7, p. 1207–1218, 2003.

CÁCERES, C. E.; TESSIER, A. J. To sink or swim: Variable diapause strategies among *Daphnia* species. **Limnol. Oceanogr.**, v. 49 (4, part, 2), p. 1333-1340, 2004.

CASTILHO-NOLL, M. S. M. *et al.* Fauna de invertebrados planctônicos e fitófilos em ambientes lênticos associados a fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. IN: NECCHI-JUNIOR, O. **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Holos: São José do Rio Preto 2012 - São Paulo. 301p. 2012.

COELHO, P.N. **Comparação da diversidade da comunidade zooplanctônica ativa e dos ovos de resistência presentes no sedimento do reservatório da uhe de Furnas-MG**. 2015. 136f. Mestrado- Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Tecnologia Ambiental. Universidade Federal de Alfenas- UNIFAL-MG, Alfenas, 2105.

DE MEESTER, L., VONOVERBEKE, J.; DE GELAS, K.; RTELLS, R.; SPAAK, P. Genetic structure of cyclic parthenogenetic zooplankton populations- a conceptual framework. **Arch Hydrobiol.** v.167, p.217-244, 2006.

DE STASIO, B. T. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. **Limnology and Oceanography**, v. 35, p. 1079-1090, 1990.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais**. 2. ed. Belo Horizonte: Fund. Biodiversitas/MG, 222 p. 2005.

DUGGAN, I. C.; GREEN, J. D.; SHIELD, R. Rotifer resting egg densities in lakes of different trophic state, and their assessment using emergence and egg counts. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 153, n. 3, p. 409-420, 2002.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MAIA-BARBOSA, P. M.; BRITO, S. L. & RIETZLER, A. C. Zooplankton biodiversity of Minas Gerais State: a Preliminary Synthesis of Present Knowledge. **Acta Limnologica Brasiliensis**. v. 17, p. 199-218, 2005.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência. Brasil. p.790. 2011.

FORRÓ, L.; KOROVCHINSKY, N. M.; KOTOV, A. A.; PETRUSEK, A. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 177–184, 2008.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil., **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, p.19-30, 2004.

FRYER, G. Phylogeny and adaptive radiation within the Anomopoda: a preliminary exploration. **Hydrobiologia**, v. 307, p. 57-68, 1995.

GYLLSTRÖM, M.; HANSSON, L. A. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. **Aquat. Sci.**, v. 66, p.274–295, 2004.

KAPPES, H.; SINSCH, U. Morphological Variation in *Bosmina longirostris* (O. F. Müller, 1785) (Crustacea: Cladocera): Consequence of Cyclomorphosis or Indication of Cryptic Species? **Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research**, v.40, p.113-122, 2002.

MAIA-BARBOSA, P. M.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; VALADARES, C. F.; PESSOA, G. C. D. The resting eggs of zooplankton from a tropical, eutrophic reservoir (Pampulha Reservoir, south-east Brazil). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**. v. 8, p. 269-275, 2003.

MAIA-BARBOSA, P. M. *et al.* The middle rio Doce lakes, southeast Brazil: biodiversity and its controlling forces at local and regional scales. **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, v. 29, n. 1, p. 1-5, 2006.

MAIA-BARBOSA, P. M.; MENENDEZ, R. M; PUJONI, D. G. F.; BRITO, S. L.; AOKI, A.; BARBOSA, F. A. R. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 14, n. 1, p. 1-20, 2014.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In HENRY, R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: **FUNDBIO; FAPESP**. p. 39-54.1999.

MARQUES NETO, R.; FILHO, A.P. Relevos tectônicos no meio tropical: questões sobre a fisiologia da paisagem nas terras altas do sudeste brasileiro. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.2, n.4, p.646 – 658, 2012.

MORAES, A.J. **Manual para avaliação da qualidade da água**. São Carlos: Rima. v. 500, 45 p. 2001.

NESSIMIAN, J. L.; De-LIMA, I. H. A. G. Colonização de três espécies de macrófitas por macroinvertebrados aquáticos em um brejo no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 149–163, 1997.

NESSIMIAN, J. L. ; De-LIMA, I. H. A. G. Colonização de três espécies de macrófitas por macroinvertebrados aquáticos em um brejo no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 149–163, 1997.

NOGUEIRA, M. G.; GEORGE, D. G. e JORCIN, A. Estudo do zooplâncton em zonas litorâneas lacustres: um enfoque metodológico, p. 83-127. In: HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. São Carlos: Rimap. p. 83-127, 2003.

PALAZZO, F.; BONECKER, C. C.; FERNANDES, A. P.C. Resting cladoceran eggs and their contribution to zooplankton diversity in a lagoon of the Upper Paraná River floodplain. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 13, p. 207–214, 2008.

PALIK, P. B.; BATZER, D. P.; BUECH, R.; NICHOLS, D.; CEASE, K.; EGELAND, L.; STREBLOW, D. E. Seasonal pond characteristics across a chronosequence of adjacent forest ages in northern Minnesota, USA. **Wetlands**, v. 21, n. 4, p. 532 – 542, 2001.

PANARELLI, E.A.; CASANOVA, S.M.C.; HENRY, R., The role of dormant eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 20, p. 73-88. 2008.

ROCHA, O.; SENDACZ, S. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs of Brazil. *In*: TUNDISI, J. B.; BICUDO, C. E. & MATSUMURA-TUDISI, T. eds. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro, ABC/SLB. p.151-165. 1995.

REID, J.W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Departament of invertebrate zoology, National Museum of natural History**, Smithsonian Institution. Washington, DC. v.3, p. 17-143, 1985.

SA-ARDRIT, P.; BEAMISH, F. W. H. Cladocera, diversity, abundance and habitat in a Western Thailand stream. **Aquat. Ecol.**, v. 39, p. 353-365, 2005.

SANTANGELO, J. M. Produção, eclosão e implicações ecológicas e evolutivas dos estágios dormentes do zooplâncton. **LIMNOtemas**, v.7, p.1-36, 2009.

SANTOS, R. M. **Estrutura das comunidades fito e zooplanctônicas do Reservatório Guarapiranga (São Paulo) e relações com a hidrodinâmica e a eutrofização**. 2014. 254f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos - Ufscar. São Carlos, 2014.

SANTOS-WISNIEWSKI, M. J; ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. **Braz. Journ Biology**, v. 62, n. 4, p. 681-687, 2002.

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEGREIROS, N. F.; SILVA, L. C.; SANTOS, R. M.; ROCHA, O. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 287-301, 2011.

SCHEFFER, M.; VAN NES, E.H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, v.584, n1, p.455-466, 2007.

SEGRS, H. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. **SPB Academic Publishing bv**, 226 f, v. 2, 1995..

SEGRS, H.; MURUGAN, G.; DUMONT, H. J. On the taxonomy of the Brachionidae: description of *Plationus* n. gen. (Rotifera, Monogononta). **Hydrobiologia** v.268, v 1, p 1-8. September 1993.

SILVA, W.M. Potential use of cyclopoida (CRUSTACEA, COPEPODA) as trophic state indicators in tropical reservoirs. **Oecologia australis**, v. 15, n. 5, p. 511-521, 2011b.

- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DIAS, S. G. Water quality and communities associated with macrophytes in a shallow water-supply reservoir on an aquaculture farm. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 420-428, 2014.
- SOARES, C. E. A.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. Uma atualização da lista de Cladocera Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) do estado de Pernambuco, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 2, p. 409-414, 2011.
- STREBLE, J. H.; FROST, B. W. **Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida en una gota de agua**. Omega: Barcelona, p. 83-85, 1987.
- TRINDADE C.R.T.; PEREIRA S.A.; ALBERTONI E.F.; PALMA-SILVA C. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes limnóticos do campus Carreiros-FURG, Rio Grande –RS. **Cadernos de Ecologia Aquática** v.5 (2), p.1-22, 2010.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções, **Estudos avançados** v.22, n.63, p.7-16, 2008.
- VANDEKERKHOVE, J. *et al.*. Hatching of cladoceran resting eggs: temperature and photoperiod. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 1, p. 96-104, 2005.
- WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1993.
- ZENG, J.; BIAN, Y.; XING, P.; WU, Q. L. Macrophyte species drive the variation of bacterioplankton community composition in a shallow freshwater lake. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 1, p. 177-184, 2012.

## 5 CONCLUSÃO GERAL

- A diversidade filogenética esteve relacionada com a riqueza de espécies, sendo que os maiores valores de PD ocorreram nos corpos d'água com maior riqueza de Cladocera.
- A competição é o fator estruturante mais provável da comunidade zooplanctônica dos pequenos corpos d'água da Serra da Mantiqueira.
- Houve grande riqueza de espécies zooplanctônica com maior representatividade do grupo Rotífera, devido a sua ampla dispersão e diversidade das estratégias reprodutivas.
- No grupo Cladocera, a família Chydoridae foi a mais representativa devido a presença de macrófitas que possibilitou grande heterogeneidade de habitats.
- O banco de ovos de resistência é importante para a manutenção da diversidade da comunidade zooplanctônica ativa.
- A grande quantidade de ovos de resistência e a presença de machos de *B. freyi* nas amostras de sedimento estiveram relacionadas as alterações bióticas e abióticas dos ambientes.
- Na comunidade ativa foi observada uma riqueza de espécies maior do que na comunidade passiva, provavelmente devido à dificuldade de eclosão dos ovos em laboratório.