UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

Estudo paleolimnológico de um lago tropical raso: diversidade de cladóceros e seus predadores
invertebrados, perturbação ambiental e ciclomorfose

Bruno Barretto de Souza

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências
e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São
Paulo, como parte das exigências para obtenção do
título de Doutor em Ciências, obtido no Programa
de Pós-Graduação em Biologia Comparada

Ribeirão Preto - SP

2020

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

Estudo paleolimnológico de um lago tropical raso: diversidade de cladóceros e seus predadores
invertebrados, perturbação ambiental e ciclomorfose

Bruno Barretto de Souza

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências, obtido no Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada.

Orientador: Dr^a. Marlene Sofia Arcifa Froehlich

Ribeirão Preto – SP

2020

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

Souza, Bruno Barretto

Estudo paleolimnológico de um lago tropical raso: diversidade de cladóceros e seus predadores invertebrados, perturbação ambiental e ciclomorfose, 2020, p.109, il.35

Tese de Doutorado, apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP.
Área de concentração: Biologia Comparada.

Nome: Souza, B.B.

Título: Estudo paleolimnológico de um lago tropical raso: diversidade de cladóceros e seus predadores invertebrados, perturbação ambiental e ciclomorfose

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras
de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, como parte das
exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências.
Área: BIOLOGIA COMPARADA

Aprovada em: _____

Prof.(a). Dr(a)

Prof.(a). Dr(a)

Prof.(a). Dr(a)

Prof.(a). Dr(a)

Prof.(a). Dr(a)

Profa. Dra. Marlene Sofia Arcifa Froehlich
Orientadora

Dedico este trabalho a toda minha família, especialmente aos meus pais, Carlos Ocimar de Souza (in memorian), Momaya Duarte Barretto de Souza e meu irmão Lucas Barretto de Souza.

“O que a memória ama, fica eterno”

Agradecimentos

À minha orientadora, **Profa. Dra. Marlene Sofia Arcifa Froehlich**, por todo o ensinamento, apoio e orientação;

À **CNPq** pela bolsa concedida (Processo 147986/2016-8);

À Profa. Dra; **Denise Bicudo**, do Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente, este trabalho não teria sido idealizado e posto em prática sem sua ajuda;

Ao Prof.Dr. **Plínio Barbosa de Camargo** do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, pelas análises isotópicas

Ao Prof. **Dr. Tomas Ferreira Domingues** por toda atenção, ensinamentos, sugestões e ideias durante esses anos.

Ao **Laboratório de Química Inorgânica Marinha (LAQIMAR – USP)** pelas análises cronológicas do sedimento.

À Profa. Dra. **Tiana Kohlsdorf** do Laboratório de evolução e biologia integrativa, pelo empréstimo de equipamento que tornou as análises mais eficientes.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram para o desenvolvimento deste trabalho.

À minha companheira, **Paula Tavares Lourenço**, por todo apoio e compreensão.

A todos os **familiares e amigos** por todo incentivo aos estudos e por compreenderem a minha ausência durante todos esses anos;

À minha mãe, **Momaya Duarte Barretto de Souza** e irmão **Lucas Barretto de Souza**, por TUDO.

Listra de figuras

Figura 1 - Diagrama $\delta^{13}\text{C}$ e C/N proposto por Meyers (MEYERS, 2003).

Figura 2. Imagem de satélite do lago Monte Alegre.

Figura 3- Esquema com a localização das medidas de tamanho de *Bosmina*. (A) Cápsula cefálica com antênulas de *Bosmina*, vista lateral (B), cápsula cefálica de *Bosmina* com antênulas, vista de cima (C) e carapaça de *Bosmina* com espinho, vista lateral (D).

Figura 4 - Círculo vermelho representando o local das coletas de zooplâncton e fatores físicos e químicos no lago Monte Alegre.

Figura 5- Ilustrações de *Bosmina* e *Daphnia* e as medidas realizadas.

Figura 6 - Vista aérea de 1953 do lago Monte Alegre e das estruturas herdadas da Escola Prática de Agricultura.

Figura 7 – Fotos do lago Monte Alegre vazio em 1979, vista da barragem, e vista aérea de 1990 do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 8 - Vista aérea dos anos de 2004 e 2010 do lago Monte Alegre e do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 9 - Vista aérea dos anos de 2012 e 2014 do lago Monte Alegre e do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 10 - Vista aérea dos anos de 2017 e 2019 do lago Monte Alegre e do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 11 - Densidade aparente e teor de umidade das camadas do sedimento de 0-1 a 99-100 cm de profundidade.

Figura 12 - Fósforo total das camadas do sedimento, média de 10 em 10 cm de profundidade, em mg P/g de Peso Seco.

Figura 13 - Razão de carbono e nitrogênio (C/N) no sedimento do lago Monte Alegre ao longo dos anos e fatos históricos importantes.

Figura 14 - Porcentagem de Carbono (C) e Nitrogênio (N) no sedimento do lago Monte Alegre ao longo dos anos e fatos históricos importantes.

Figura 15- Valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ no sedimento do lago Monte Alegre ao longo dos anos e fatos históricos importantes.

Figura 16 - Relação entre $\delta^{13}\text{C}$ e a razão C/N no sedimento ao longo dos anos.

Figura 17- Perfis verticais de ^{210}Pb xs e ^{137}Cs (em Bq kg^{-1}). Curvas correspondem ao ajuste do decaimento exponencial de ^{210}Pb xs e à média móvel de ^{137}Cs .

Figura 18 - Evolução temporal das taxas de sedimentação (v) e de acumulação de massa (f) (em cm a^{-1} e $\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$, respectivamente).

Figura 19 - Densidade de subfósseis da Família Chydoridae no sedimento.

Figura 20- Densidade de subfósseis do cladóceros *Bosmina* e larvas do díptero *Chaoborus*.

Figura 21 – Subfósseis ($\text{ind. cm}^{-3} \text{ano}^{-1}$) de *Chaoborus* e *Bosmina* em dois períodos históricos, antes e após o esvaziamento acidental do lago e antes e após a extinção de *Astyanax* spp. (lambaris).

Figura 22- Análise de regressão linear simples entre a densidade de subfósseis do gênero *Bosmina* e os anos de 1940 a 2015.

Figura 23 - Análise de regressão linear simples entre a densidade de subfósseis do gênero *Chaoborus* e os anos de 1940 a 2015.

Figura 24- Análise de regressão linear simples entre a densidade de subfósseis do gênero *Bosmina* e *Chaoborus*.

Figura 25- Comprimento médio ($\pm \text{EP}$) da carapaça de subfósseis de *Bosmina* ao longo dos anos.

Figura 26- Comprimento médio ($\pm \text{EP}$) do mucro de subfósseis de *Bosmina* ao longo dos anos.

Figura 27 - Comprimento médio ($\pm \text{EP}$) das antênulas de subfósseis de *Bosmina* ao longo dos anos.

Figura 28- Correlação de Spearman entre o comprimento da carapaça de *Bosmina* (mm) e a densidade de *Chaoborus* (ind. cm⁻³ ano⁻¹).

Figura 29 - Correlação de Spearman entre o comprimento das antênulas de *Bosmina* (mm) e a densidade de *Chaoborus* (ind. cm⁻³ ano⁻¹).

Figura 30 - Correlação de Spearman entre o comprimento do mucro de *Bosmina* (mm) e a densidade de *Chaoborus* (ind. cm⁻³ ano⁻¹).

Figura 31 - Concentração de carbono algal (mg C L⁻¹) durante um ano de coleta.

Figura 32 - Regressão Linear Simples entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* jovens e adultos.

Figura 33 - Correlação de Spearman entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* em relação ao carbono algal (mg C L⁻¹).

Figura 34 - Correlação de Spearman entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* em relação à temperatura (°C).

Figura 35 - Correlação de Spearman entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* em relação à densidade de *Chaoborus* (ind. L⁻¹)

Lista de tabelas

Tabela 1. Análise de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs (em Bq kg^{-1}) nos materiais de referência certificados. Controle de qualidade do método

Tabela 2. Taxas de sedimentação e de acumulação de massa médias (em cm a^{-1} e $\text{gcm}^{-2} \text{a}^{-1}$, respectivamente)

Tabela 3. Idades e anos correspondentes de deposição das amostras para o modelo CRS. Fechamento da barragem no ano de 1942, entre as camadas 36-40 cm. Em negrito as amostras além dos limites de determinação do modelo

Tabela 4 - Estatística descritiva do comprimento de carapaça, antênulas e mucro do cladóceros *Bosmina*

Tabela 5 - Fatores físicos e químicos nas estações fria-seca e quente-chuvosa da zona limnética do lago Monte Alegre

Tabela 6 – Valores da Correlação de Spearman-R entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Mucro/Carapaça (D/C) para jovens e adultos de *Bosmina*, *Chaoborus* (ind. L^{-1}), carbono (mg C L^{-1}) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Tabela 7 - Valores de (r) e (p) para as correlações das razões que foram significativas

Resumo

Técnicas paleolimnológicas são comumente utilizadas para prover dados em uma perspectiva em longo prazo das mudanças em ecossistemas. A morfometria de cladóceros, especialmente *Bosmina*, tem-se mostrado uma ferramenta valiosa para a reconstrução do histórico da pressão predatória em lagos onde há evidências de perturbações ambientais, tais como: seca, poluição e espécies invasoras. Este estudo reconstrói o histórico da pressão predatória sobre o zooplâncton em um lago tropical raso, lago Monte Alegre, formado em 1942, pelo represamento do córrego Laureano, SP, utilizando subfósseis de cladóceros e seus predadores. A geocronologia de um testemunho da região mais profunda do lago (5 m), sendo este fatiado em intervalos de 1 cm, foi realizada pelo decaimento do isótopo radioativo ^{210}Pb . Análises dos isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, juntamente com a razão C/N e fósforo total, foram utilizadas para caracterizar as fontes de matéria orgânica do lago, evidenciando que esta é principalmente autóctone. Além da diversidade taxonômica, foram realizadas medidas dos comprimentos de estruturas de subfósseis de *Bosmina* por camada, como carapaças, antênulas e mucros. Os táxons de cladóceros registrados no testemunho foram *Bosmina* e representantes da família Chydoridae. Foi encontrado um táxon do díptero da família Chaoboridae (larvas), um dos principais predadores invertebrados de cladóceros deste lago; estes táxons foram registrados em todas as camadas do testemunho. Os resultados deste estudo apontaram diferenças nas densidades de *Bosmina* e da larva de *Chaoborus* em dois períodos historicamente importantes, sendo o primeiro antes e após o esvaziamento acidental do lago em 1979, uma perturbação ambiental que não alterou o tamanho das estruturas, bem como as densidades de subfósseis encontrados no sedimento a curto prazo, e o segundo período a extinção de duas espécies de *Astyanax* spp. (lambari), atribuída à introdução de uma espécie alienígena, *Cichla ocellaris* (tucunaré). A extinção de lambaris, predador de *Chaoborus*, resultou no aumento das larvas do díptero e diminuição de *Bosmina*. As medidas das estruturas dos subfósseis de *Bosmina* mostraram que o comprimento médio das antênulas e dos mucros variaram significativamente ao longo dos anos, porém apenas o comprimento das antênulas apresentou correlação positiva com a densidade de *Chaoborus*. Outro objetivo deste estudo foi a ciclomorfose dos cladóceros contemporâneos do lago Monte Alegre, *Daphnia gessneri* e *Bosmina tubicen*, coletados mensalmente no período de abril de 2011 a março de 2012, bem como a larva do díptero *Chaoborus*, seu principal predador invertebrado. As estruturas

medidas para *Daphnia*, foram: elmo, comprimento da carapaça e espinho caudal; para *Bosmina* as estruturas foram: antênulas, comprimento e largura da carapaça e mucro. As hipóteses para o estudo de cicломorfose não foram confirmadas, não houve cicломorfose para *Bosmina*, apenas evidências de que as razões antênulas/carapaça dos jovens são correlacionadas positivamente com o mucro em adultos, e para *Daphnia* não houve correlações com a densidade de *Chaoborus*, apenas as razões do elmos/carapaças de jovens e o espinhos/carapaças de adultos foram correlacionados positivamente com a concentração de alimento; houve correlação positiva para as razões do elmos/carapaças e espinhos/carapaças de jovens e o espinhos/carapaças em adultos com temperatura.

Palavras-chave: paleolimnologia, morfometria, cicломorfose, perturbações ambientais, subfósseis, biodiversidade, isótopos estáveis

Abstract

Paleolimnological techniques are commonly used to provide data in a long-term perspective of changes in ecosystems. The morphometry of cladocerans, especially *Bosmina*, has proved to be a valuable tool for the reconstruction of the history of predatory pressure in lakes where there is evidence of environmental disturbances, such as drought, pollution, and invasive species. This study reconstructs the history of predatory pressure on zooplankton in a shallow tropical lake, Lake Monte Alegre, formed in 1942, by the damming of Laureano Creek, SP, using subfossils of cladocerans and their predators. The geochronology of a core from the deepest part of the lake (5 m), which was sliced at 1 cm intervals, was carried out by the decay of the radioactive isotope ^{210}Pb . Analysis of the stable $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ isotopes, together with the C/N ratio and total phosphorus, were used to characterize the sources of organic matter in the lake, showing that it is mainly autochthonous. In addition to the taxonomic diversity, measurements of the lengths of *Bosmina* subfossils structures were carried out per layer, such as carapace, antennule and mucro. The taxa of cladocerans recorded in the core were *Bosmina* and representatives of the family Chydoridae. Larvae of the Diptera of the family Chaoboridae were found, one of the main invertebrate predators of cladocerans in this lake; these taxa were registered in all layers of the sediment. The results of this study showed differences in the densities of *Bosmina* and *Chaoborus* larvae in two historically important periods, the first before and after the accidental emptying of the lake, in 1979, an environmental disturbance that did not change the size of the structures, as well as the densities of subfossils found in the sediment in the short term, and the second period the extinction of two species of *Astyanax* spp. (lambari), attributed to the introduction of an alien species, *Cichla ocellaris* (tucunaré). The extinction of lambaris, a *Chaoborus* predator, resulted in an increase of the dipteran larvae and a decrease in *Bosmina*. The measurements of the structures of the *Bosmina* subfossils showed that the average length of the antennule and mucro varied significantly over the years, but only the length of the antennule showed a positive correlation with *Chaoborus* density. Another objective of this study was the cyclomorphosis of contemporary cladocerans from Lake Monte Alegre, *Daphnia gessneri* and *Bosmina tubicen*, collected monthly from April 2011 to March 2012, as well as the larva of *Chaoborus*, its main invertebrate predator. The structures measured for *Daphnia*, were: helmet, carapace length and caudal spine; for *Bosmina* the structures were: antennules, length and width of the carapace and

mucro. The hypotheses for the study of cyclomorphosis have not been confirmed, as there was no cyclomorphosis for *Bosmina*, only evidence that the ratios of antennules/carapaces of juveniles are positively correlated with mucros/carapaces in adults, and for *Daphnia* there were no correlations with *Chaoborus* density, only the ratios of helmets/carapaces of juveniles and the ratios of spine/carapaces of adults were positively correlated with the food concentration; there was a positive correlation for the ratios of helmets/carapace and spines/carapaces of juveniles and the spines/carapaces of adults with temperature.

Keywords: paleolimnology, morphometry, cyclomorphosis, environmental disturbances, subfossils, biodiversity, stable isotopes

Sumário

1. Introdução geral.....	17
2. Hipóteses e objetivos.....	27
3. Área de estudo.....	28
4. Métodos para o estudo paleolimnológico.....	29
4.1 Coleta do testemunho e análises dos fatores físicos e químicos.....	29
4.2 Análise isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	29
4.3 Geocronologia.....	29
4.4 Análise de espectrometria gama.....	30
4.5 Modelagem com ^{210}Pb não suportado.....	32
4.6 ^{137}Cs como marcador cronológico.....	35
4.7 Preparo das amostras e análises de diversidade taxonômica.....	35
4.8 Análise estatística paleolimnológica.....	38
5. Métodos para o estudo de ciclomorfose.....	38
5.1 Área de estudo.....	38
5.2 Coleta do zooplâncton e larvas de <i>Chaoborus</i>	38
5.3 Coleta de fatores físicos e químicos.....	39
5.4 Medição dos cladóceros.....	39
5.5 Análise estatística do estudo de ciclomorfose.....	41
6. Resultados.....	42
6.1 História do lago Monte Alegre.....	42
6.2 Resultados paleolimnológicos.....	49
6.2.1 Fatores físico e químicos do sedimento.....	49
6.2.2 Resultados de geocronologia com ^{210}Pb e ^{137}Cs	55
6.2.3 Análise de diversidade taxonômica.....	59
6.2.4 Análise de Regressão Linear Simples – Densidade de <i>Bosmina</i> e <i>Chaoborus</i>	62
6.2.5 Comprimento das estruturas de <i>Bosmina</i> – carapaças, antênulas e mucros.....	62
6.2.6 Comprimento das estruturas de <i>Bosmina</i> x <i>Chaoborus</i>	69
6.3 Resultados das análises de ciclomorfose.....	71
6.3.1 Fatores físicos e químicos.....	71
6.3.2 Regressão Linear Simples para o gênero <i>Daphnia</i>	73
6.3.3 Elmos/Carapaça (A/C) e Espinhos/Carapaças (D/C) – jovens e adultos	73

6.3.4 Correlação de Spearman-R para <i>Daphnia</i> com fatores físicos e químicos.....	74
6.3.5 Elmos/Carapaça (A/C) e Espinhos /Carapaças (D/C) – jovens e adultos X carbono..	74
6.3.6 Elmos/Carapaça (A/C) e Espinhos /Carapaças (D/C) – jovens e adultos X	
Temperatura.....	75
6.3.7 Elmos/Carapaça (A/C) e Espinhos /Carapaças (D/C) – jovens e adultos X Chaoborus	
(predador invertebrado).....	76
6.3.8 Correlação de Spearman-R para o gênero <i>Bosmina</i>	77
6.3.9 Elmos/Carapaça (A/C) e Mucros/Carapaças (D/C) – jovens e adultos X carbono,	
temperatura e Chaoborus (predador invertebrado)	77
7. Discussão.....	79
7.1 Paleolimnologia.....	79
7.2 Ciclomorfose.....	85
8. Conclusões.....	88
9. Referências bibliográficas.....	89

1. INTRODUÇÃO GERAL

O zooplâncton possui um papel importante na dinâmica de um ecossistema aquático, especialmente pela ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia. A comunidade planctônica pode apresentar distribuição espacial diferenciada, variando o número de espécies registradas, biomassa e densidade dos organismos (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000). Em ecossistemas lênticos, essa variação pode ser influenciada por características morfológicas do lago ou reservatório, enquanto a variação temporal, por mudanças no clima durante os períodos de coletas, sendo a pluviosidade e a temperatura da água eventos contrastantes em regiões subtropicais (GHIDINI *et al.*, 2009). Porém, fatores bióticos, como predação, competição e quantidade de alimento têm papel relevante (CASTILHO-NOLL e ARCIFA, 2007; FERREIRA *et al.*, 2018), por vezes mais importante do que fatores abióticos.

Os fatores bióticos e abióticos são altamente influenciados por fatores autóctones e alóctones. Segundo Meyers e Ishiwatary (1993) e Meyers (1994; 2003) a razão carbono/nitrogênio (C/N) é um dos marcadores mais confiáveis para indicação de fontes da matéria orgânica para um ecossistema. A matéria orgânica de origem autóctone na água, isto é, produzida principalmente pela comunidade planctônica local, tem razão molar C/N entre 6 e 8. Já as bactérias apresentam valores inferiores entre 4 e 5. Valores de C/N superiores a 20 são característicos da matéria orgânica terrestre, produzida principalmente por plantas superiores.

Outra ferramenta para o estudo da fonte de matéria orgânica em um ecossistema é a composição do isótopo estável do carbono ($\delta^{13}\text{C}$), da matéria orgânica produzida por organismos fotossintéticos, que reflete a dinâmica da assimilação de carbono e a composição isotópica da fonte de carbono inorgânico. A diferença no $\delta^{13}\text{C}$ entre matéria orgânica produzida por plantas terrestres e algas tem sido sucessivamente utilizada para traçar as fontes de distribuição da matéria orgânica no sedimento (GARCETTE-LEPECQ *et al.*, 2000).

Plantas que incorporam carbono C_3 , apresentam valores de $\delta^{13}\text{C}$ de aproximadamente -20‰ de razão isotópica. Gramíneas, as quais têm necessidade de terem mais carbono em sua cadeia (C_4) apresentam uma razão isotópica entre aproximadamente -12 e -8‰. Segundo Meyers e Ishiwatari (1993), valores de razão isotópica acima de -20‰ podem indicar a formação da matéria orgânica por algas planctônicas tanto em ambiente lacustre quanto marinho.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das plantas C_3 e C_4 podem ser utilizados em simultâneo com os valores da razão C/N de algas e plantas vasculares para auxiliar na identificação das principais origens da matéria orgânica no sedimento. Para isto existe um diagrama, proposto por Meyers (1994) e representado na Figura 1. No entanto, estes valores devem ser utilizados como guia, onde desvios podem ocorrer como consequência de variações na composição bioquímica, modificações diagenéticas (qualquer mudança e alteração do sedimento após sua deposição inicial), entre outros (MEYERS, 2003).

Figura 1 - Diagrama $\delta^{13}\text{C}$ e C/N proposto por Meyers (MEYERS, 2003).

Já o isótopo de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) é utilizado para a identificação de processos de degradação que ocorrem no sistema. O valor de $\delta^{15}\text{N}$ de NO_3 dissolvido, que é a forma mais comum de nitrogênio inorgânico dissolvido nas águas e utilizado por algas, é frequentemente entre 7-10‰ maior do que o N_2 derivado da atmosfera, o qual possui um $\delta^{15}\text{N}$ de aproximadamente 0‰ e é a forma fixada pelas plantas terrestres (Meyers, 1994). Segundo Peterson *et al.* (1987) a diferença isotópica entre estas duas fontes de nitrogênio são preservadas no $\delta^{15}\text{N}$ da matéria orgânica das algas (+8,5‰) e por plantas C_3 (+0,5‰).

Conhecer a dinâmica entre carbono e nitrogênio do ecossistema é fundamental, pois estes nutrientes possuem um papel vital na manutenção dos níveis tróficos em ecossistemas aquáticos.

Os cladóceros ocupam uma posição estratégica e intermediária nas cadeias alimentares aquáticas. São herbívoros primários do fitoplâncton (embora existam espécies de cladóceros

predadores em região temperada) e também são uma importante fonte de alimento para peixes planctófagos e predadores macroinvertebrados.

Como resultado da sua posição intermediária na cadeia alimentar, os cladóceros e a dinâmica da comunidade são simultaneamente influenciadas pelos efeitos de “bottom-up” (por exemplo, fitoplâncton) e de “top-down” (predação), tornando-os excelentes indicadores de alterações nas interações tróficas.

O grupo Cladocera é amplamente distribuído, bem estudado e importante componente da microfauna em lagos e lagoas e é comumente utilizado como indicador ambiental no gerenciamento de ecossistemas aquáticos (JEPPSEN *et al.*, 2011). Os cladóceros se reproduzem principalmente de maneira assexuada, produzindo clones diploides femininos por partenogênese. A partenogênese propicia que as populações aumentem a uma taxa exponencial e, combinado com seu ciclo de vida relativamente curto, permitindo que os cladóceros respondam muito rapidamente às mudanças em seu meio ambiente. Quando as condições se tornam desfavoráveis, por exemplo, devido à superlotação ou ao fotoperíodo reduzido, a maioria dos cladóceros pode mudar para a reprodução sexuada (KORHOLA e RAUTIO, 2001).

Na reprodução sexuada, alguns óvulos se transformam em machos, que se acasalam com fêmeas efípias que produzem óvulos haploides. Os óvulos fertilizados desenvolvem-se em uma bolsa especializada na carapaça chamada efípio, que é eliminada pela fêmea. Essa estrutura especializada torna-se um ovo de resistência, uma vez que é resistente à dessecação e pode sobreviver mesmo em condições adversas por várias décadas (BRENDONCK e DE MEESTER, 2003). A produção de efípios permite que os cladóceros recolonizem rapidamente um lago quando as condições se tornarem mais favoráveis, incluindo recolonização na primavera após o inverno, no caso de lagos temperados (GYLLSTRÖM, 2004) ou recolonização após recuperação de uma perturbação ambiental (BINKS *et al.*, 2005).

Além do seu modo de reprodução, sua diversidade e as tolerâncias ambientais específicas de várias espécies os tornam potenciais indicadores ecológicos.

Compreender os impactos de perturbações ambientais sobre os regimes de predação representa um desafio para limnólogos. Quando o monitoramento limnológico em tempos recentes se torna insuficiente, técnicas paleolimnológicas são comumente utilizadas para prover dados de pré-impactos e uma perspectiva em longo prazo das mudanças no ecossistema (SMOL, 2008).

Muitos componentes importantes da cadeia alimentar aquática, incluindo peixes e predadores invertebrados (e.g. copépodos, notonectídeos, ditiscídeos), não são bem representados no sedimento, impedindo assim sua utilização para avaliações paleolimnológicas (KOROZI *et al.*, 2013). Porém, outros grupos que possuem maior representação e se mantêm preservados podem ser utilizados. Por exemplo, os dípteros caoborídeos, cujas larvas aquáticas têm mandíbulas de quitina bem preservadas no sedimento de lagos, o que possibilita identificá-los até ao nível de espécie ou subgênero (FREY, 1964; STAHL, 1969; UUTALA, 1990). A presença de mandíbulas pertencentes aos caoborídeos no sedimento é considerada um forte indicador da ausência de peixes planctófagos (LAMONTAGNE e SCHINDLES, 1994; UUTALA *et al.*, 1994; SWEETMAN e SMOL, 2006). Apesar do seu potencial, restos de *Chaoborus* têm sido pouco utilizados para estudos paleolimnológicos (SMOL, 2008).

Os cladóceros são microcrustáceos importantes em lagos e são considerados indicadores paleolimnológicos promissores sobre mudanças no regime predatório (LEAVITT *et al.*, 1994; PALM *et al.*, 2005; KUREK *et al.*, 2011; KOROSI, 2013). Mudanças no tamanho médio de estruturas como carapaças, espinho, antênulas e tamanho do corpo de cladóceros planctônicos ocorrem comumente como resposta aos regimes predatórios, quando peixes planctófagos costumam consumir os cladóceros maiores e mais visíveis (e.g., *Daphnia*), enquanto pequenas espécies de cladóceros (e.g., *Bosmina*) são mais vulneráveis aos predadores invertebrados que possuem limitação quanto ao tamanho da boca (BROOKS e DODSON, 1965). A expectativa é que o tamanho do corpo de *Daphnia* será menor quando da predominância de peixes planctófagos e maior quando os predadores invertebrados, limitados pelo tamanho da boca, são mais abundantes (DODSON, 1974a).

Muitas espécies de cladóceros respondem ao regime predatório por meio de ciclomorfose e estas variações morfológicas podem fornecer informações sobre qual predador estava impactando este táxon (DODSON, 1974b). O termo ciclomorfose (“cyclomorphosis”) foi introduzido por Lauterborn (1904) para designar o polimorfismo sazonal que frequentemente era observado em organismos planctônicos, tais como dinoflagelados, rotíferos, cladóceros e copépodos. A ciclomorfose é uma alteração morfológica que ocorre na população planctônica, principalmente como resultado de fatores abióticos ou bióticos no ambiente, podendo ser uma alteração

morfológica temporal (sazonal ou ocasional), cíclica ou induzida. As primeiras pesquisas concentraram-se principalmente em fatores abióticos, como temperatura, fotoperíodo e turbulência como agentes indutores. Além disso, a quantidade e a qualidade dos alimentos deveriam determinar as mudanças morfológicas. Variações sazonais nas características morfológicas foram relatadas para uma ampla variedade de organismos, incluindo dinoflagelados e rotíferos, mas a maioria dos exemplos foi documentada em cladóceros, especialmente no gênero *Daphnia* (LAFORSCH e TOLLRIAN, 2009).

Características ciclomórficas em *Daphnia* não são identificáveis a partir de restos encontrados no sedimento. Outro gênero de microcrustáceo planctônico, menor que *Daphnia*, que apresenta ciclomorfose sob um regime predatório é *Bosmina*, o qual é bem representado e abundante no sedimento de lagos (KOROSI *et al.*, 2013). Diferente dos restos de dafnídeos, os restos de bosminídeos, como elmos, favorecem a identificação em nível de espécie (SZEROCZNSKA e SARMAJA-KORJONEN, 2007).

Após a morte ou muda, os cladóceros se desarticulam e são depositados nos sedimentos como partes isoladas do corpo. Os tecidos moles são biologicamente degradados com a sedimentação, enquanto o exoesqueleto quitinoso normalmente é bem preservado. Dependendo da espécie, cápsulas cefálicas, carapaças, pós-abdomens, garras pós-abdominais, mandíbulas, espinhos, segmentos de exopoditos e efípios podem ser recuperados dos sedimentos. Diferenças na composição química das estruturas cristalinas presentes na quitina, no entanto, resultam em diferenças específicas da espécie no grau de preservação dos restos do seu exoesqueleto (DEEVEY, 1964).

Na maioria dos casos, os restos de cladóceros litorâneos e bentônicos são facilmente transportados por todo o lago (por exemplo, por correntes geradas pelo vento) e são integrados aos restos de táxons pelágicos nos sedimentos da parte mais profunda do lago (FREY 1960; FREY 1988; KORHOLA e RAUTIO 2001).

Sendo o gênero *Bosmina* um dos mais bem conservados e abundantes no sedimento, sabe-se que o tamanho das estruturas de sub-fósseis de bosminídeos apresentam uma oportunidade promissora de rastrear a história de mudanças no regime predatório em determinado ecossistema em estudos paleolimnológicos; abordagens paleolimnológicas são ferramentas úteis para a

reconstrução das interações tróficas utilizando os dados das estruturas dos cladóceros, efípios de cladóceros e mandíbulas de Chaoboridae e Chironomidae.

Bosmina é um gênero de pequenos cladóceros planctônicos encontrados tanto no litoral como na zona pelágica de lagos e lagoas; possuem um modo de filtração que permite a seletividade de alimento de alta qualidade, sendo que tal diferença pode ser responsável pela coexistência com outros gêneros maiores e generalistas quanto à alimentação, como *Daphnia*, que compete por recursos similares (DEMOTT e KERFOOT, 1982). *Bosmina* apresenta uma variação morfológica de caráter mundial, sendo as mais notáveis: o tamanho do corpo, formato da carapaça, comprimento e curvatura do espinho e antênulas. Características que têm um papel importante na defesa contra predadores invertebrados limitados pelo tamanho da boca (LAGERGREN *et al.*, 1997; CHANG e HANAZATO 2003; KERFOOT, 2006; KERFOOT e MCNAUGHT, 2010). A morfologia de *Bosmina* pode ser um indicador ecológico eficaz de regimes de predação em lagos (KOROZI *et al.*, 2013).

A maioria dos estudos sobre ciclomorfose de *Bosmina* foca em peixes planctófagos, copépodos e o cladócero *Leptodora* como predadores, porém há outros predadores que também podem induzir a alteração do tamanho das estruturas de *Bosmina*, por exemplo, a larva do díptero *Chaoborus*, que pode predar intensivamente este grupo de pequenos cladóceros (RIESSEN *et al.*, 1984; ARCIFA, 2000; MACOHEE *et al.*, 2011). O aumento do tamanho do corpo confere proteção contra predadores limitados pelo tamanho da boca, porém bosminídeos maiores continuam sendo predados por caoborídeos por não serem suficientemente grandes (RIESSEN *et al.*, 1984). Pouco se sabe sobre a ciclomorfose de *Bosmina* como resposta à predação de *Chaoborus*, sendo necessárias mais pesquisas nesta área (KOROZI *et al.*, 2013). Outro predador invertebrado capaz de se alimentar de *Bosmina* são os notonectídeos (HAMPTON e GILBERT, 2001).

Na maioria dos lagos, a pressão predatória sobre *Bosmina* ocorre tanto por predadores invertebrados como por peixes, e o tamanho das estruturas e morfologia da população podem refletir as estratégias para diminuir a visibilidade para os peixes enquanto desenvolve defesas morfológicas contra predadores invertebrados (KOROZI *et al.*, 2013). Por exemplo, segundo os mesmos autores, se há aumento do espinho em relação ao tamanho total do corpo e o

comprimento das antênulas permanece relativamente pequeno ou constante, isto pode ser um potencial indicador de predação simultânea por peixes planctófagos e invertebrados aquáticos; o espinho é utilizado para a defesa contra predadores invertebrados, mantendo um tamanho pequeno o suficiente para reduzir a visibilidade para peixes planctófagos visuais. Ressalte-se que trabalhos como este foram realizados em lagos de região temperada.

Através de dados de variedade temporal, investigações paleolimnológicas possibilitam identificar períodos de mudanças sofridas por *Bosmina* no tamanho de suas estruturas, indicando mudanças ecológicas significativas ocorridas no lago em estudo. O sedimento do lago fornece uma perspectiva de tempo que não é possível de se obter em laboratório ou mesocosmos. Esses métodos devem complementar-se para a maior compreensão das interações do ecossistema (KOROZI *et al.*, 2013).

No lago Monte Alegre, objeto de estudo, *Bosmina tubicen* é considerada presa favorita de larva de díptero caoborídeo (ARCIFA, 2000) e seu desaparecimento virtual da zona limnética foi atribuído à predação por caoborídeos e ácaros aquáticos (CASSANO *et al.*, 2002; ARCIFA *et al.*, 2015). Neste mesmo lago, houve a introdução de peixes alienígenas, como a tilápia, que foi introduzida em 1957 e tucunaré em 1973 (NOMURA *et al.*, 1982).

Apesar do aumento das pesquisas paleolimnológicas em regiões tropicais e subtropicais, principalmente na última década (*e.g.*, LAMB *et al.*, 1995; URRUTIA *et al.*, 2000; BARKER *et al.*, 2001; ARANEDA *et al.*, 2008), os estudos ainda são considerados muito escassos (SMOL, 2008).

Segundo Odigie & Olomukoro (2019), as pesquisas e estudos sobre ciclomorfose estão se tornando escassos com o passar do tempo, sendo a maioria dos estudos nesta área encontrados apenas em trabalhos mais antigos. Dessa maneira há a necessidade de reviver o interesse científico com pesquisas sobre ciclomorfose. O grau de desenvolvimento da ciclomorfose em diferentes populações da mesma espécie é variável e, embora a variação morfológica seja sazonal e determinada por fatores ambientais, também pode haver diversidade herdada na capacidade para reagir a esses fatores ambientais (HUTCHINSON, 1967). Segundo esse autor, uma espécie pode ser identificada erroneamente como espécies diferentes, pois em lagos de região temperada, as formas mais diferentes são encontradas nos períodos mais quentes do ano; desse modo é

possível, para uma mesma espécie, haver diferenças morfológicas entre estações do ano distintas, como no verão e no inverno. O tamanho total do corpo pode aumentar, diminuir ou permanecer o mesmo durante o ciclo dependendo das espécies observadas.

A ciclomorfose em cladóceros é um fenômeno amplamente estudado em regiões temperadas, onde as estações do ano são bem divididas e marcantes; portanto a grande maioria dos trabalhos encontrados na literatura abordam este tema em lagos de região temperada. São poucos os trabalhos sobre ciclomorfose em cladóceros realizados em regiões subtropicais e tropicais, sendo que no Brasil apenas dois são conhecidos Arcifa (1976) e Elmoor-Loureito (1989); enquanto no mundo, os poucos trabalhos encontrados sobre ciclomorfose para regiões subtropicais e tropicais são: Swar e Fernando (1979); Fernanado (1980); Masundire (1991); Song *et al.* (1999); Lindholm (2002); Chang e Hanazato (2003); Razak e Saisho (2011); Toumi *et al.* (2015); Middya e Chakraborty (2016); Labaj *et al.* (2017); Beyer e Hambright (2019).

Vários organismos de água doce exibem mudanças em seus fenótipos ao longo do tempo, que são as mudanças morfológicas sazonais regulares, conhecida como ciclomorfose, além desta, há também mudanças relativamente rápidas na morfologia, na história de vida e/ou comportamento, em resposta à atividade predatória; estas mudanças são interpretadas como defesas induzíveis. Esses dois fenômenos não estão necessariamente relacionados, mas as defesas induzíveis podem ser ciclomórficas se os predadores mostrarem mudanças climáticas na abundância (LAFORSCH e TOLLRIAN, 2009).

Segundo estes autores, especula-se que as variações morfológicas sazonais observadas possam ser uma sucessão de diferentes espécies, uma sucessão de diferentes morfologias de uma espécie representando diferentes genótipos ou plasticidade fenotípica em genótipos únicos. Este último foi comprovado na maioria dos casos, levando à definição atual de ciclomorfose: uma mudança morfológica cíclica temporal, em gerações sucessivas de pequenos organismos aquáticos. Enquanto a maioria dos estudos falhou em induzir respostas tão distintas quanto as observadas em campo, várias hipóteses foram formuladas para explicar o valor adaptativo da ciclomorfose.

Uma primeira interpretação mecanicista propôs que as características morfológicas alongadas dos animais produzissem um “efeito de paraquedas” para compensar as taxas aceleradas de afundamento experimentadas nos meses de verão, o que pode ser atribuído à diminuição da viscosidade da água mais quente. No entanto, experimentos falharam em provar essa hipótese;

pelo contrário, verificou-se que animais anestesiados que possuíam elmos e espinhos mais longos afundavam ainda mais rápido do que os animais que possuem morfologia típica.

Outras ideias, sobre por que a ciclomorfose pode ser adaptativa, referem-se às propriedades hidromecânicas das características plásticas. Pensa-se que os elmos e espinhos estabilizam o movimento para *Daphnia*, trabalhando como quilhas ou aumentando a força da natação. Em comparação com morfologias típicas, acreditava-se que os dafnídeos com elmo eram mais capazes de resistir às correntes de água, permitindo que eles permanecessem em camadas de água preferidas contendo concentrações mais altas de alimentos. Além disso, especulou-se também que os músculos antenais alongados, como resultado de alterações ciclomórficas, melhoram as propriedades de natação em *Daphnia* (LAFORSCH e TOLLRIAN, 2009).

O conhecimento sobre interações bióticas mudou com trabalhos realizados por de Beauchamp (1952) e Gilbert (1966). Estes trabalhos mostraram que sinais químicos liberados pelo rotífero predador *Asplanchna* induziam grandes espinhas divergentes em *Brachionus calyciflorus* que impediam o predador de ingerir a presa. Descobriu-se posteriormente que a ciclomorfose nos cladóceros também é induzida por sinais químicos liberados por uma variedade de predadores, e que estruturas induzidas como “neckteeth” desempenham um papel defensivo.

Em 1974, Dodson estabeleceu a hipótese “antilock-and-key”, sugerindo que o aparato de captura de predadores invertebrados é adaptado ao tipo morfológico da presa e que a morfologia alterada não se encaixa neste aparato. Além dessa ideia, foi levantada a hipótese de que os polimorfismos sazonais agem como defesas contra invertebrados predadores com seleção de tamanho; predadores são menos capazes de ingerir indivíduos que possuem elmos e espinhos aumentados; portanto, diz-se que as presas atingiram um tamanho de refúgio.

Os peixes são espécies-chave em muitas cadeias alimentares aquáticas, onde eles podem regular a abundância e diversidade de presas por efeitos de cima para baixo (NORTHCOTE, 1988; CARPENTER e KITCHELL, 1993; VANNI *et al.*, 1997).

Vários estudos utilizaram os restos mortais de cladóceros como ferramenta para avaliar mudanças ocorridas no passado em comunidades de peixes (HRBÁČEK, 1969; KERFOOT, 1974, 1981; KITCHELL e KITCHELL, 1980; LEAVITT *et al.*, 1989, 1994; SALO *et al.*, 1989; SANFORD, 1993; JEPPESEN *et al.*, 2001a, 2002, 2003; VERSCHUREN e MARNELL, 1997;

AMSINCK *et al.*, 2003, 2005; SWEETMAN e FINNEY, 2003), ou para rastrear mudanças climáticas em lagos sem peixes (MANCA e COMOLI, 2004).

Alterações na estrutura de tamanho e abundância do zooplâncton pode ocorrer devido a mudanças nos níveis da abundância da ictiofauna (NILSSEN, 1978; KERFOOT, 1981; LEAVITT *et al.*, 1989; JEPPESEN *et al.*, 1996, 2002; SWEETMAN e FINNEY, 2003). Registros de populações de peixes do passado podem ser difíceis de se obter, pois registros confiáveis de fósseis de peixes são raramente disponíveis no sedimento. Mandíbulas das larvas de *Chaoborus*, no entanto, são bem preservadas em sedimentos, e podem ser usadas para inferir mudanças nas populações de peixes no passado. A ocorrência de táxons específicos de *Chaoborus* nos lagos é determinado em grande parte pela presença ou ausência de peixes, pois os táxons de caoborídeos não migratórios são incapazes de coexistir com peixes planctófagos que se alimentam visualmente. Porém, os caoborídeos com capacidade de migrar para fora da região pelágica podem tolerar a presença de peixes (SWEETMAN e SMOL, 2006).

Nos sedimentos, normalmente apenas as mandíbulas quitinizadas das larvas de caoborídeos são bem preservadas e recuperadas em quantidade suficiente para inferências paleolimnológicas. Frey (1964) também relata a ocorrência de leques (fans) pré-mandibulares, segmentos das antenas, dentre outras estruturas, mas essas estruturas são pouco comuns de serem registradas. Felizmente, as mandíbulas geralmente já são suficientes para identificar os restos mortais a nível taxonômico de subgênero ou espécie (UTALA, 1990). As principais características utilizadas na identificação das mandíbulas são o tamanho, a forma e a posição do dente subordinado, localizado entre os dentes medial e posterior. Uutala (1990) forneceu uma chave para de espécies para o leste norte-americano e Rumes *et al.* (2005) fornecem uma descrição e ilustrações das mandíbulas de espécies do leste africano. Nenhuma outra descrição taxonômica detalhada de restos de *Chaoborus* foi publicada para outras regiões.

Este trabalho contribuirá com o conhecimento sobre a utilização de subfósseis para a reconstrução de históricos da dinâmica predador-presa em lagos rasos tropicais com evidências de perturbações ambientais, além de contribuir com o conhecimento sobre ciclomorfose de cladóceros em um lago tropical raso.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS:

- Hipótese 1: Há alterações do registro bioestratigráfico do lago, que evidenciarão o esvaziamento ocorrido em 1979 e sua influência sobre a diversidade dos cladóceros e a dinâmica predador-presa. Dentro desse aspecto, espera-se encontrar diferenças nas medidas morfométricas entre subfósseis e indivíduos contemporâneos de *Bosmina*, que são relacionadas com a pressão predatória exercida sobre este gênero. Espera-se, também, encontrar relação entre abundância do cladócero e de caoborídeos.
- Hipótese 2: Há ocorrência de ciclomorfose em cladóceros do gênero *Daphnia* e *Bosmina*, devido à conhecida variação sazonal de predadores invertebrados no lago Monte Alegre.
- Hipótese 3: Análises de isótopos estáveis de C e N evidenciarão que há contribuição e influências destes elementos nos períodos históricos de plantação de café, cana de açúcar na região e vegetação densa contemporânea.

2.1 Objetivo geral

- Reconstruir o histórico da pressão predatória sobre os cladóceros do lago Monte Alegre, bem como avaliar as alterações de diversidade e características morfométricas de cladóceros, em longa escala temporal, causadas por uma perturbação ambiental e pela pressão predatória de predadores invertebrados, por meio de métodos paleolimnológicos.

2.2 Objetivos específicos

- Levantar e avaliar a alteração da diversidade dos cladóceros e abundância de *Chaoborus* em longa escala temporal no lago Monte Alegre;
- Caracterizar a pressão predatória por meio da morfometria de subfósseis e indivíduos contemporâneos de *Bosmina* e *Chaoborus*;
- Caracterizar e analisar as mudanças químicas e físicas das frações sedimentares do testemunho, incluindo as análises isotópicas de $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ e C/N.
- Determinar através das análises de $\delta^{13}\text{C}$ e C/N se a fonte predominante de matéria orgânica do lago é autóctone ou alóctone.

- Determinar se há ciclomorfose dos gêneros *Daphnia* e *Bosmina* no período de um ano em relação à presença de predadores invertebrados e fatores ambientais abióticos.

3. ÁREA DE ESTUDO

O lago Monte Alegre localiza-se no Campus da Universidade de São Paulo (21° 10' 04'' S, 47° 51' 28'' W), Município de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo, a uma altitude de 500 m (Fig. 2). O lago resultou do represamento do córrego Laureano, pertencente à bacia do rio Pardo, em 1942. Como não há manipulação da comporta, seu funcionamento assemelha-se ao de um lago com um tempo de retenção de aproximadamente 45 dias. Possui 7 ha. de área, profundidade máxima de 5 m e média de 2,9 m. A região é caracterizada por apresentar duas estações – seca-fria, com aproximadamente 5 meses (maio - setembro) e quente-chuvosa (outubro - abril). O lago é eutrófico (MESCHIATTI *et al.*, 1986) e polimíctico descontínuo quanto à sua circulação (Lewis, 1983), não circulando necessariamente todos os dias, podendo permanecer estratificado por alguns períodos mais longos durante o ano, deixando as regiões mais profundas desprovidas de oxigênio (ARCIFA *et al.*, 1990).

Em 1979, o lago foi esvaziado acidentalmente durante operação de limpeza e reforma das comportas, um evento drástico registrado em fotos da época.

Figura 2. Imagem de satélite do lago Monte Alegre

4. MÉTODOS PARA O ESTUDO PALEOLIMNOLÓGICO

4.1 Coleta do testemunho e análises dos fatores físicos e químicos

Um testemunho sedimentológico foi coletado uma vez em local de maior deposição sedimentar, o mais profundo (5 m) do lago, de acordo com Smol (2008), em 2016. Mergulhadores coletaram o testemunho mediante a introdução manual de tubo acrílico com diâmetro interno de 8,0 cm e 1,5 m de comprimento.

O testemunho foi seccionado no campo em intervalos de 1 cm para análise de fatores químicos, carbono orgânico total, nitrogênio total e fósforo total; fatores físicos (peso seco e umidade) e análises de subfósseis de cladóceros e predadores invertebrados. A porcentagem de peso seco e umidade foram determinadas imediatamente após a coleta, pelo Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica de São Paulo, onde as subamostras foram pesadas e secas a 45-50°C, e repesadas logo em seguida, conforme Cazotti (2003); a quantificação de fósforo total foi realizada pelo mesmo laboratório, de acordo com APHA (2005). Após tais procedimentos, as subamostras permaneceram resfriadas a -2°C até o início do processo analítico dos subfósseis e geocronologia.

4.2 Análise Isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$

Para as análises isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, as amostras foram preparadas em intervalos de 2 cm, até a camada 38-40 cm, totalizando 20 amostras. Cada amostra foi seca em estufa por um período de 24 horas e em seguida foram trituradas em um cadinho de porcelana e peneiradas em tela de 250 μm . Após as amostras serem peneiradas, foram colocadas entre 30 e 40 mg de pó de sedimento em cápsulas de estanho para serem analisadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA da Universidade de São Paulo, situado em Piracicaba- SP, no campus da ESALQ- USP.

4.3 Geocronologia

A cronologia do testemunho foi determinada mediante aplicação da espectrometria gama do ^{210}Pb . O método, que se baseia na contagem gama, foi escolhido por possibilitar a datação de sedimentos com cronologia inferiores a 150 anos e por possibilitar o reuso da massa sedimentar utilizada no processo de datação, pois não é um método destrutivo (SMOL, 2008). A análise foi

realizada no Laboratório de Química Inorgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (LAQIMAR).

Para esta análise, as amostras utilizadas tinham entre 10 e 20 gramas de amostra seca, as quais foram separadas e homogeneizadas a partir das instruções recomendadas pelo laboratório responsável pela análise:

- 0 a 40 cm: de 2 em 2 cm
- 40 a 60 cm: de 4 em 4 cm
- 60 cm até o final: 10 em 10 cm

A geocronologia auxilia na observação de perfis de concentração da distribuição dos traçadores biogeoquímicos, com o conhecimento da época em que cada camada foi depositada e, assim, é possível correlacionar tais camadas com eventos históricos, climáticos e de usos e ocupação do solo (SMOL, 2008).

4.4 Análise por espectrometria gama

Segundo o relatório entregue pelo laboratório LAQIMAR, as atividades dos radioelementos foram determinadas por espectrometria gama de alta resolução, com o uso de um espectrômetro constituído de um detector de Ge hiperpuro (HPGe) (EG&G ORTEC, modelo GMX25190P). Este equipamento possui resolução média de 1,91 keV para o pico de 1332,35 keV de ^{60}Co , eletrônica acoplada (pré-amplificador, MCA, ADC) e software MAESTRO versão 6.

O modelo experimental usado para a análise nos espectrômetros gama consiste da medição das amostras de sedimento em recipientes de polietileno cilíndricos (área de base de $21,7\text{ cm}^2$, altura de 1,1 cm e volume de $23,9\text{ cm}^3$) durante 70.000 s. O método, previamente descrito em Figueira *et al.* (2000), consiste de calibração diária do detector com fontes calibradas de ^{60}Co e ^{137}Cs , medição da radiação de fundo e análise da eficiência de contagem com a determinação dos radionuclídeos em materiais de referência certificados. Os fotopicos utilizados foram 46,52 keV para ^{210}Pb , 609,31 keV para ^{226}Ra e 661,67 keV para ^{137}Cs .

A correção de autoabsorção necessária na espectrometria gama advém do fenômeno de autoabsorção pela própria amostra dos raios γ de baixas energias (inferiores a 100 keV) emitidos,

que resulta em atividades medidas inferiores à real se este efeito não for considerado no cálculo das atividades. Esta correção é feita pela comparação das áreas dos picos de 59,54 keV (correspondente ao radionuclídeo ^{241}Am) de um recipiente de radiação de fundo (ou seja, vazio) acoplado a uma fonte de ^{241}Am com uma amostra acoplada à mesma fonte de ^{241}Am (FIGUEIRA *et al.*, 2000). A determinação das atividades mínimas detectáveis (AMDs) dos elementos (menores atividades que podem ser determinadas com 95% de certeza estatística) foi realizada segundo Figueira *et al.* (2000) e resultou nos seguintes valores: 1,03 Bq kg⁻¹ para ^{210}Pb , 0,74 Bq kg⁻¹ para ^{226}Ra e 0,28 Bq kg⁻¹ para ^{137}Cs .

O controle estatístico da qualidade do método foi feito através da determinação das atividades dos nuclídeos de interesse em três materiais de referência: IAEA-326 (solo), IAEA-327 (solo) e IAEA-385 (sedimento). A Tabela 1 apresenta o controle estatístico da qualidade do método, com a determinação do desvio padrão relativo (DPR) e do erro relativo (ER). Pelos dados contidos nela, pode-se afirmar que o método empregado neste trabalho apresentou alta precisão e exatidão, com valores obtidos próximos aos reportados e desvios/erros médios inferiores a 5% (USEPA, 2000) para todos os nuclídeos de interesse.

Tabela 8. Análise de ^{210}Pb , ^{226}Ra e ^{137}Cs (em Bq kg^{-1}) nos materiais de referência certificados. Controle de qualidade do método

Nuclídeo	Material de referência	Atividade certificada (Bq kg^{-1}) ^a	Atividade medida (Bq kg^{-1}) ^b	Precisão (DPR) (%)	Exatidão (ER) (%)
^{210}Pb	IAEA-326	38,40	$37,40 \pm 0,47$	1,27	2,60
	IAEA-327	42,36	$40,54 \pm 0,51$	1,26	4,29
	IAEA-385	25,07	$25,16 \pm 0,44$	1,73	0,36
	Média:			1,42	2,42
^{226}Ra	IAEA-326	32,45	$32,68 \pm 0,47$	1,43	0,71
	IAEA-327	33,95	$32,92 \pm 0,59$	1,79	3,03
	IAEA-385	22,59	$20,67 \pm 0,40$	1,95	8,50
	Média:			1,72	4,08
^{137}Cs	IAEA-326	c	c	c	c
	IAEA-327	19,56	$19,40 \pm 0,41$	2,11	0,80
	IAEA-385	26,09	$26,70 \pm 0,70$	2,26	2,34
	Média:			2,19	1,57

^a Corrigida devido ao decaimento dos radionuclídeos nos materiais de referência.

^b Valores de atividade no formato média $\pm$ desvio padrão da determinação.

^c Não é material de referência certificado para este nuclídeo.

4.5 Modelagem com ^{210}Pb não suportado

Segundo o relatório entregue pelo laboratório LAQIMAR, o ^{210}Pb é um isótopo radioativo de Pb. Ele é um radionuclídeo natural e tem como características meia-vida de 22,3 anos, que pode ser considerada curta se comparada com outros nuclídeos naturais como ^{238}U e ^{232}Th , e decaimento para ^{210}Bi por emissão β . Este isótopo é um dos elementos da série de decaimento do ^{238}U . ^{226}Ra , elemento da série do ^{238}U , decai para ^{222}Rn , um gás que escapa das rochas, solos e sedimentos para a atmosfera e retorna aos solos, aos sedimentos e à água ao decair para ^{210}Pb e sofrer precipitação tanto por via seca quanto úmida.

Deste ciclo, uma série de modelos foram desenvolvidos com o intuito de permitir determinações de taxas de sedimentação e de idades em sistemas aquáticos, como os modelos CIC (*constant initial concentration*) (Robbins *et al.*, 1975), CFCS (*constant flux, constant sedimentation*) (Appleby *et al.*, 1992) e CRS (*constant rate of supply*) (Ferreira *et al.*, 2014).

Para aplicar os modelos, o ^{210}Pb em uma coluna de sedimento é dividido em dois: o proveniente da atmosfera, que é chamado de não suportado (*unsupported*) ou em excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) e está estritamente conectado aos processos sedimentares; e o produzido na própria matriz sedimentar pelo decaimento de ^{226}Ra sem o escape de ^{222}Rn , que é o dito suportado (*supported*) ($^{210}\text{Pb}_{\text{s}}$).

O modelo CIC considera que há uma atividade inicial de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ no testemunho (referido como a_0) e uma entrada contínua e constante de sedimentos para o sistema aquático estudado. Este modelo é usado para avaliar taxas de sedimentação integradas no tempo. A Equação 1 representa o cálculo da taxa de sedimentação para CIC, e a Equação 2 o modelo de idade para o testemunho.

$$a(z) = a_0 e^{-\frac{\lambda}{v}z} + a' \quad (\text{Equação 1})$$

$$t = \frac{z}{v} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que: $a(z)$ = perfil vertical da atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ em função de z (em Bq kg⁻¹); a_0 = atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ em $z = 0$ (em Bq kg⁻¹); a' = atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{bs}}$ (equivalente a ^{226}Ra) (em Bq kg⁻¹); λ = constante de decaimento radioativo do ^{210}Pb (em a⁻¹); v = taxa de sedimentação média (em cm a⁻¹); z = profundidade (em cm); t = idade da amostra de sedimento em z (em ano).

O modelo CRS considera que $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ é suprido para os sedimentos a uma taxa constante e que a taxa de sedimentação local é dependente do tempo. Ele tem como objetivo principal a determinação de datação de amostras recentes, mas também pode ser usado para avaliar taxas de sedimentação. O equacionamento do modelo CRS está descrito nas Equações 3 (modelo de idade), 4 (taxa de sedimentação) e 5 (taxa de acumulação de massa).

$$t = \frac{1}{\lambda} \ln \left[\frac{I(A)_t}{I(A)_t - I(A)_z} \right] \quad (\text{Equação 3})$$

$$v(z) = \frac{1}{\lambda} \frac{1}{\rho} \left[\frac{I(A)_t - I(A)_z}{A(z)} \right] \quad (\text{Equação 4})$$

$$\phi(z) = \frac{1}{\lambda} \left[\frac{I(A)_t - I(A)_z}{A(z)} \right] \quad (\text{Equação 5})$$

Em que: t = idade da amostra na profundidade z (em ano); λ = constante de decaimento radioativo do ^{210}Pb (em a^{-1}); ρ = densidade da amostra (em g cm^{-3}); v = taxa de sedimentação na profundidade z (em cm a^{-1}); ϕ = taxa de acumulação de massa na profundidade z (em $\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$); $I(A)_t$ = inventário total de $^{210}\text{Pbxs}$ do testemunho (em Bq cm^{-2}); $I(A)_z$ = inventário de $^{210}\text{Pbxs}$ do topo até a profundidade z do testemunho (em Bq cm^{-2}); $A(z)$ = atividade de $^{210}\text{Pbxs}$ na profundidade z (em Bq kg^{-1}).

Para o modelo CRS, o decaimento de $^{210}\text{Pbxs}$ é relacionado aos parâmetro profundidade-massa (ζ) e densidade (ρ), diferentemente do modelo CIC. A partir da porosidade (Equação 6) de cada amostra, a profundidade-massa (Equação 7) é uma parametrização feita para normalizar os efeitos de porosidade e compactação do sedimento (Kathren *et al.*, 1984).

$$\Phi = \frac{\%W \cdot \rho_s}{\%W \cdot \rho_s + (1 - \%W) \cdot \rho_w} \quad (\text{Equação 6})$$

$$\zeta = z \rho_s (1 - \Phi) \quad (\text{Equação 7})$$

Em que: Φ = porosidade da amostra de sedimento; $\%W$ = teor de água da amostra de sedimento; ρ_s = densidade bruta do sedimento (= $2,45 \text{ g cm}^{-3}$, que é a densidade média de sedimento seco); ρ_w = densidade da água (= $1,00 \text{ g cm}^{-3}$); ζ = profundidade-massa da amostra de sedimento (em g cm^{-2}); z = profundidade da amostra de sedimento (em cm).

4.6 ^{137}Cs como marcador cronológico

Segundo o relatório entregue pelo laboratório LAQIMAR, o ^{137}Cs , um dos diversos isótopos de Cs, é um radionuclídeo artificialmente produzido pela fissão de ^{235}U , sendo que é o radionuclídeo produzido em maior quantidade por essa reação junto com ^{90}Sr . Esse nuclídeo tem como características um alto rendimento de fissão, meia-vida de 30,17 anos e decaimento para ^{137}Ba por emissão de partícula β , emitindo radiação γ . Ele tem uma forte afinidade com o material em suspensão e possui uma tendência a ter como reservatório final os sedimentos.

Entre 1961 e 1962, após uma moratória decretada entre os EUA e a ex-URSS, ambos os países realizaram uma grande quantidade de testes com dispositivos nucleares de alto rendimento, superando os testes realizados previamente em termos de liberação radioativa. O ano subsequente de 1963 é considerado, mundialmente, como o ano do máximo do *fallout* radioativo dos testes nucleares pretéritos.

Além disso, há a presença, para testemunho coletados no Hemisfério Norte, do pico de radionuclídeos artificiais relacionados ao acidente de Chernobyl (1986). Assim, a taxa de sedimentação (Equação 9) e a determinação de idades (Equação 3) com ^{137}Cs é realizada com base em sua função como marcador histórico dos anos 1963 e 1986.

$$v = \frac{z}{t_0 - T} \quad (\text{Equação 9})$$

Em que: v = taxa de sedimentação média (em cm a-1); z = profundidade do pico de ^{137}Cs (em cm); t_0 = ano de coleta do testemunho; T = ano do evento do marcado usado (1963 ou 1986).

4.7 Preparo das amostras e análises de diversidade taxonômica

A preparação das lâminas para as análises foi baseada no método de Frey (1986a) adequado após a realização do piloto. As lâminas foram preparadas a partir de 10 ml da amostra de sedimento de cada camada do testemunho, sendo cada amostra misturada a 150 mL de solução KOH 10% e aquecidas em banho-maria a aproximadamente 70-80 °C por 30 minutos, mexendo-se constante e gentilmente com bastão de vidro para evitar fragmentação dos subfósseis.

Após o sedimento ser tratado na solução de KOH, a solução de KOH-sedimento foi passada em uma peneira de malha de 50 μm e lavada em água corrente até que a água saísse limpa (clara) da rede. O resíduo retido na malha foi transferido para um tubo de 15 mL com tampa de rosca e de 2-3 gotas de solução safranina-glicerina foram adicionadas para a coloração dos subfósseis nas amostras. A solução de safranina-glicerina é constituída de 1 gr de safranina + 100 mL de álcool 95% e 10 mL de glicerina. As amostras permaneceram resfriadas a -2°C para futuras análises e as lâminas para amostras quantitativa e qualitativa foram preparadas a partir de 100 - 200 μL de cada amostra, após agitação, e analisadas ao microscópio.

A análise da diversidade, através de subfósseis de cladóceros e predadores invertebrados, foi avaliada a partir de análises taxonômica e quantitativa de todas as unidades amostrais do testemunho. Foram estimados dados sobre a densidade dos subfósseis de cladóceros, representados por elmos, carapaças, pós-abdômen, mandíbulas e cápsulas cefálicas.

Para a identificação dos subfósseis, os táxons, sempre que possível, foram identificados a níveis específicos e infraespecíficos e como não há um manual padronizado de identificação, várias publicações citadas por Frey (1986a) foram consultadas, tais como Brooks (1957, 1959), Frey (1958, 1959, 1960, 1962, 1965, 1982), DeCosta (1964), Goulden (1964), Goulden e Fery (1963), Megard (1967), Scourfield e Harding (1966) e Smirnov (1971a, 1978). Outra literatura relevante para a identificação das espécies, não mencionada em Frey (1986a), inclui Frey (1980, 1985), Deevey (1964), Deevey e Deevey (1971), Flossner (1972), Flossner e Kraus (1977), Hofmann (1978, 1984), Chengalath e Hann (1981), Pennak (1989), Lieder (1983a, 1983b, 1986), Uutala (1990), Dodson e Frey (1991), Frey (1993), De Melo e Hebert (1994), Elmoor-Loureiro (1997), Korhola e Rautio (2001), Jeppesen *et al.* (2002), Brendonck e Meester (2003), Sweetman e Smol (2006), Nevalainen (2007), Palm e Daoushy (2011), Korosi e Smol (2012 a,b), Korosi *et al.* (2013), Lopez-Blanco *et al.* (2013), Rautio (2013).

As medidas morfométricas das carapaças, antênulas e espinhos de *Bosmina*, foram realizadas em microscópio ótico Leica a 40x com o auxílio de uma câmera digital (EUREKAN 5.0). O comprimento do espinho é medido ao longo do lado ventral na maioria dos estudos paleolimnológicos (SWEETMAN e FINNEY, 2003; KOROSI *et al.*, 2010; AHLEN *et al.*, 2011), e o comprimento das antênulas é tipicamente medido do dente basal até sua ponta (BRUGAM e

SPEZIALE, 1983; SWEETMAN e FINNEY, 2003; AHLEN *et al.*, 2011). Pelo fato de os exoesqueletos permanecerem desarticulados após a morte e de que as cápsulas cefálicas e as carapaças serem recuperadas isoladas umas das outras, o comprimento total do corpo foi estimado pelo comprimento da carapaça, que é geralmente medido em linha reta na região posterior-dorsal ao canto anterior do ventre (SWEETMAN e FINNEY, 2003; KOROSI *et al.*, 2010; AHLEN *et al.*, 2011) (Fig. 3).

Figura 3- Esquema com a localização das medidas de tamanho de *Bosmina*. (A) Cápsula cefálica com antênnulas de *Bosmina*, vista lateral (B), cápsula cefálica de *Bosmina* com antênnulas, vista de cima (C) e carapaça de *Bosmina* com espinho, vista lateral (D).

4.8 Análise estatística paleolimnológica

Para a análise estatística dos dados paleolimnológicos e medidas morfométricas de *Bosmina* foi utilizado um modelo de regressão linear simples para relacionar as densidades de *Bosmina* e *Chaoborus* aos anos (camadas do sedimento) e entre si. O teste de correlação linear simples de *Spearman* foi utilizado para correlacionar os comprimentos da carapaça, antênulas e espinho de *Bosmina* em relação à densidade de *Chaoborus*.

O teste de One-way ANOVA foi utilizado para analisar os comprimentos das estruturas em relação a cada ano e sua variação. Todos os níveis de significância foram adotados como $p < 0,05$.

5. MÉTODOS PARA O ESTUDO DE CICLOMORFOSE

5.1 Área de estudo

O estudo sobre cicломorfose, como o estudo paleolimnológico, foi realizado no lago Monte Alegre. As características deste lago foram descritas na sessão 3., na página 28.

5.2 Coletas do zooplâncton e larvas de *Chaoborus*

As coletas de zooplâncton e de caoborídeos utilizadas para o estudo de cicломorfose foram realizadas no lago Monte Alegre mensalmente, na zona limnética (profundidade máxima de 5 m), durante um ano (maio/2011 a abril/2012) (Fig. 4). Ao todo, três réplicas foram obtidas, por coleta, totalizando três pontos de amostragem. As coletas foram feitas com uma bomba de sucção (Jabsco ITT Ind., mod. 34600-000) que libera 30 L/min, totalizando 150 L cada réplica. A água foi filtrada em rede de zooplâncton com malha de 58 μm e fixada com formol 4%, após adição de açúcar. As larvas de caoborídeos foram contadas em placa quadriculada ao estereomicroscópio.

Figura 4 - Círculo vermelho representando o local das coletas de zooplâncton e fatores físicos e químicos no lago Monte Alegre.

5.3 Coletas de fatores físicos e químicos

Os fatores ambientais coletados e analisados, no mesmo local, simultaneamente às coletas de zooplâncton, foram: temperatura e oxigênio dissolvido (Yellow Springs Inc, mod. 95), pH (YSI 60), transparência (disco de Secchi branco, 30 cm de diâmetro), e clorofila-*a*. Para a análise de clorofila foi filtrado, em filtro de fibra de vidro Millipore AP20 (0,8 a 8 μm de poro estimado), um volume medido de água, sendo o pigmento extraído em acetona 90% e a leitura feita em espectrofotômetro, segundo método de Jeffrey & Humphrey (1975). As concentrações de clorofila foram convertidas em carbono, pela proporção de clorofila/algas, em que se assume que a clorofila representa 1,25% do peso seco de algas, dentro dos limites apresentados por Reynolds (1984), e que o carbono representa 50% do peso seco de algas.

5.4 Medição dos cladóceros

Duas espécies de cladóceros foram escolhidas para o estudo de ciclomorfose, *Bosmina tubicen* e *Daphnia gessneri* (Fig. 4), a primeira por ter sido o objeto de estudo principal desta tese e a segunda pelo seu potencial, segundo vasta literatura sobre o gênero *Daphnia*, de possuir a estratégia de ciclomorfose, além de ser abundante no lago Monte Alegre.

As medidas dos cladóceros foram realizadas em estereomicroscópio binocular em conjunto com uma câmera digital (EUREKAN 5.0) acoplada em uma das oculares. A medição foi realizada com o auxílio do software BEL Capture, calibrado a partir de uma lâmina padronizada. As medidas foram realizadas em amostras coletadas durante o período de um ano (março de 2011 a abril de 2012), o mínimo de medidas, recomendadas por Kurek et al. 2010, é de 70 a 100 subfósseis, sendo este número capaz de caracterizar as populações.

A medição de *B. tubicen* foi realizado segundo Korosi (2013) e as estruturas medidas foram: antênulas (A), comprimento da carapaça ventral (B), comprimento total (C) e mucro (D) (Fig. 5). As estruturas da espécie *D. gessneri* foram medidas segundo Arcifa (1976): comprimento do total da carapaça (C) (sem espinho), porção superior do olho-elmo (A), base da cabeça-porção superior do olho (B), e espinho (D) (Fig. 5).

Os termos espinhos e mucros estão sendo utilizados, respectivamente, para *Daphnia* e *Bosmina*; representam a mesma estrutura, porém, são os termos utilizados nas literaturas para as respectivas espécies.

Figura 5- Ilustrações de *Bosmina* e *Daphnia* e as medidas realizadas.

5.5 Análise estatística do estudo de ciclomorfose

Para a análise estatística dos dados de ciclomorfose em *Daphnia* foi utilizado um modelo de regressão linear simples para relacionar as razões do elmo/carapaça (A/C) com espinho/carapaça (D/C) separados nas categorias jovens e adultos.

O teste de correlação linear simples de *Spearman* foi utilizado para correlacionar as razões elmo/carapaça (A/C) e espinho/carapaça (D/C), de jovens e adultos, com os fatores temperatura, carbono algal e o predador *Chaoborus*.

A análise estatística do estudo de ciclomorfose em *Bosmina* foi realizada da mesma maneira, porém as medidas correspondiam a antênulas/carapaça(A/C) e mucro/carapaça(D/C), também para jovens e adultos. Todos os níveis de significância foram adotados como $p < 0,05$.

6.RESULTADOS

6.1 A história do lago Monte Alegre

Segundo o Plano Diretor Físico do Campus USP de Ribeirão Preto (2009), a cronologia e formação da cidade de Ribeirão Preto e do Campus da USP são descritos abaixo.

A fundação da cidade ocorreu em 19 de junho de 1856, com o nome de São Sebastião (futura Ribeirão Preto). Esta colonização ocorreu por fazendeiros que migravam de Minas Gerais pelas margens do Rio Grande. Após alguns anos, em 1859, um grupo alemão aporta em Santos, emigrando com destino às novas colônias de café; as novas terras desbravadas para as plantações de café pertenciam ao interior da Província de São Paulo e a região foi chamada de Oeste Paulista e Ribeirão Preto integrou este conjunto. Entre 1868 e 1872 foram criadas várias estradas de ferro para escoar o café ao porto do Rio de Janeiro.

A formação da fazenda Monte Alegre ocorreu em 1874, quando o fazendeiro João Franco (plantador de café, criador de gado e comerciante de escravos) comprou as terras na região para formar a fazenda que, na sua origem, possuía 400 alqueires. Em 1890, a fazenda Monte alegre é vendida para Francisco Schimidt, conhecido como o Barão do Café. Dá-se início a uma época de grande desenvolvimento de Ribeirão Preto, que se estende de 1890 a 1940, tornando-se o município o maior produtor de café do mundo, sustentando a balança de exportações e possuindo grande influência política no estado e no país.

Em 1912, Francisco Schimidt era o maior possuidor de pés de café do Estado de São Paulo. Ele foi pioneiro na agroindústria açucareira na região, sendo responsável pela criação do engenho central de cana, com o nome de “usina Schimidt”. Francisco Schimidt faleceu em 1924, deixando a fazenda Monte Alegre como herança para seu filho Jacob Schimidt, que foi obrigado a vender parte dela para saldar dívidas.

A quebra da bolsa de Nova York em outubro de 1929, afetou diretamente os fazendeiros do Brasil, quando cerca de 70.000.000 sacas de café são queimadas no Brasil e muitos cafezais serviram de lenha. A primeira alternativa de produção passa a ser o algodão. Em 1934, já há muitos alqueires de plantação de algodão na fazenda Monte Alegre.

Jacob Schimidt consegue liquidar todos os seus débitos em 1936. Porém, em janeiro de 1942, o interventor Fernando Costa, formado pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ-USP, desapropria a fazenda Monte Alegre, visando “fins educacionais” e cria uma Escola Prática de Agricultura – EPA. Neste ano é lançada a pedra fundamental da EPA de Ribeirão preto, dando início à construção dos prédios que hoje são utilizados pela USP. Em 1942, também ocorreu o represamento do córrego Laureano, dando origem ao lago Monte Alegre.

A Escola Prática de Agricultura persistiu até o final dos anos 40, quando ocorreram mudanças políticas e a redemocratização do país, sendo os planos de Getúlio Vargas esquecidos e a EPA desativada. Em 1948, a lei estadual nº 161, de 24 de setembro, cria vários estabelecimentos de ensino superior subordinados à Universidade de São Paulo, sendo um deles a Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto. Em 1952, o imóvel situado em Ribeirão Preto, no qual funcionava a Escola Prática de Agricultura Getúlio Vargas é cedido à Universidade de São Paulo, à qual passa a ser permitida a cessão total da fazenda, para sua instalação imediata. Alguns anos após a instalação da Faculdade de Medicina, são criadas as Faculdades de Farmácia e Odontologia de Ribeirão Preto e a Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto.

Algumas informações sobre o lago Monte Alegre situado no Campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto:

- 1942 – Represamento do córrego Laureano, dando origem ao Lago Monte Alegre.
- 1957 – Introdução de espécie exótica, o ciclídeo *Coptodon rendalli* (anteriormente *Tilapia rendalli*), oriunda da África.
- 1973 – Introdução da espécie alienígena do gênero *Cichla* (tucunaré), para pesca esportiva, oriunda da Amazônia.
- 1979 – Esvaziamento total acidental do lago Monte alegre, para reforma das comportas.
- 1983 – Início das primeiras pesquisas limnológicas no lago Monte Alegre pelo Laboratório de Limnologia, do Departamento de Biologia.
- 1983 a 2000 – Extinção de duas espécies de peixes do gênero *Astyanax*, *A. fasciatus* e *A. bimaculatus* (lambaris).
- 2015 – Desaparecimento virtual do cladóceros *Bosmina* sp.

Vivemos em um ambiente em constante mudança. Algumas mudanças são devidas a processos naturais, mas também a atividades antropogênicas que são responsáveis por muitos dos problemas ambientais que estamos enfrentando atualmente. Como todo ecossistema aquático, o lago Monte Alegre está sob constante influência do ecossistema terrestre presente ao seu redor e sob influência antrópica, mesmo que reduzida, dependendo de sua localização.

Através de registros fornecidos por softwares de imagens de satélites (Google Earth), podemos observar nesta série histórica (1953 a 2019) de imagens as mudanças significativas na vegetação ao redor do lago Monte Alegre (Fig. 6, 7, 8, 9, 10).

Figura 6 - Vista aérea de 1953 do lago Monte Alegre e das estruturas herdadas da Escola Prática de Agricultura.

Figura 7 – Fotos do lago Monte Alegre vazio em 1979, vista da barragem, e vista aérea de 1990 do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 8 - Vista aérea dos anos de 2004 e 2010 do lago Monte Alegre e do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 9 - Vista aérea dos anos de 2012 e 2014 do lago Monte Alegre e do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

Figura 10 - Vista aérea dos anos de 2017 e 2019 do lago Monte Alegre e do campus da Universidade de São Paulo de Ribeirão Preto.

6.2 Resultados Paleolimnológicos

6.2.1 Fatores Físicos e Químicos do sedimento

Os fatores físicos e químicos que foram avaliados no testemunho sedimentar do lago Monte Alegre foram: teor de umidade (%), densidade aparente ou bruta (g/cm^3), fósforo total, (mgP/gPS) e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio, sendo estes $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

Amostras fatiadas de 1 em 1 cm evidenciam a diminuição da umidade presente em cada camada do sedimento, resultado esperado em análises paleolimnológicas, sendo a variação de umidade observada de 80% nas camadas superficiais a 32% nas camadas mais inferiores (Fig. 11).

A densidade aparente, ou bruta, apresenta valores contrários à umidade, variando de 1,12 nas camadas superficiais a 1,19 g cm^{-3} nas camadas mais inferiores (Fig. 11)

O sedimento do lago Monte Alegre apresenta baixa concentração de fósforo total independentemente da profundidade das camadas, variando de 1,58 a 1,72 (mgP/gPS). Os valores de fósforo total foram avaliados (Fig. 12) até a profundidade de 40 cm, profundidade que representa o ano em que o lago foi construído; antes desta data os resultados seriam referentes ao córrego Laureano. Os valores de fósforo total seguem o mesmo padrão do teor de umidade até a profundidade de 40 cm (Fig. 11).

A razão entre carbono e nitrogênio (C/N) que indica as possíveis fontes de matéria orgânica, apresentou valores que variaram pouco ao longo dos anos, e podem ser considerados baixos, variando de 9,30 a 10,99, ocorrendo pico em 1990 e desde então vem diminuindo, sendo seus valores mais baixos registrados na última década (Fig. 13).

A análise de C e N foi realizada através de seus isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no sedimento, a qual revelou a porcentagem de C e N (Fig. 14) e a quantidade de delta $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Fig. 15) em cada camada do sedimento.

A porcentagem de carbono (C) no sedimento aumentou após o represamento do córrego Laureano, em 1942. E após o esvaziamento accidental do lago em 1979, a porcentagem de C aumentou rapidamente e significativamente em relação às proporções da série histórica, indo de 2,5% a 4,5%. Entre 1750 e 1910 aproximadamente, os valores da porcentagem de C variavam apenas entre 1,5% e 2,5% (Fig. 14).

A porcentagem de nitrogênio (N) no sedimento aumentou pouco após o represamento do córrego Laureano em 1942 variando de 0,2% a 0,5% (Fig. 14) e, como o carbono, aumentou rapidamente, após o esvaziamento acidental do lago,

As porcentagens de carbono e nitrogênio no sedimento apresentaram uma tendência a decair, a partir do ano de 2012, que continua até o momento.

Os isótopos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ no sedimento diminuíram ao longo dos anos, com os valores de $\delta^{15}\text{N}$ diminuindo de 10 a 7,8 e os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de -19 a -27 ao longo dos anos (Fig. 15).

A relação entre $\delta^{13}\text{C}$ e C/N (Fig. 16), ao ser comparada com o modelo de Meyers (2003), nos mostra a dominância de matéria orgânica algal no sedimento, sendo os valores mantidos entre -20 e -30. Portanto a influência de matéria orgânica no lago é mais autóctone do que alóctone.

Figura 11 - Densidade aparente e teor de umidade das camadas do sedimento de 0-1 a 99-100 cm de profundidade.

Figura 12 - Fósforo total das camadas do sedimento, média de 10 em 10 cm de profundidade, em mg P/g de Peso Seco.

Figura 13 - Razão de carbono e nitrogênio (C/N) no sedimento do lago Monte Alegre ao longo dos anos e fatos históricos importantes.

Figura 14 - Porcentagem de Carbono (C) e Nitrogênio (N) no sedimento do lago Monte Alegre ao longo dos anos e fatos históricos importantes.

Figura 15- Valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ no sedimento do lago Monte Alegre ao longo dos anos e fatos históricos importantes.

Figura 16 - Relação entre $\delta^{13}\text{C}$ e a razão C/N no sedimento ao longo dos anos.

6.2.2 Resultados de Geocronologia com ^{210}Pb e ^{137}Cs

A Figura 17 apresenta os perfis verticais de ^{210}Pb e ^{137}Cs . Pode-se ver que há a ocorrência de um padrão de decaimento exponencial devido à presença de ^{210}Pb não suportado, o qual decai até que reste apenas ^{210}Pb s. Na curva de ^{137}Cs , um máximo de atividade, relacionado ao pico do *fallout* de testes passados, pode ser identificado na profundidade $z = 36$ cm.

Figura 17- Perfis verticais de ^{210}Pb e ^{137}Cs (em Bq kg^{-1}). Curvas correspondem ao ajuste do decaimento exponencial de ^{210}Pb e à média móvel de ^{137}Cs .

As taxas de sedimentação e acumulação de massa médias estão apresentadas na Tabela 2. Os resultados dos diversos modelos concordaram entre si (com exceção da estimativa média do modelo CRS, o qual nem sempre corresponde à realidade por este modelo não calcular valores médios), com a taxa de sedimentação variando entre 0,33 a 0,40 cm a^{-1} . Isto pode ser tomado como uma confirmação da qualidade dos resultados gerados, já que os modelos têm premissas e elementos de cálculo diferentes.

Tabela 9. Taxas de sedimentação e de acumulação de massa médias (em cm a^{-1} e $\text{g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectivamente)

Radionuclídeo	Método	Taxa de sedimentação (v) (cm a^{-1})	Taxa de acumulação de massa (ϕ) ($\text{g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)
^{210}Pb	CIC	0,78 +- 0,03	a
	CRS	0,60 +- 0,07	0,27 +- 0,03

^{137}Cs	Máximo dos testes nucleares (1963)	$0,67 \pm 0,04$	a
-------------------	------------------------------------	-----------------	---

Especificamente sobre o modelo CRS, a evolução temporal das taxas está apresentada na Figura 18. Não foi possível determinar, por este modelo, taxas anteriores a 1876, devido a: (I) baixas atividades de ^{210}Pb e (II) limitações matemáticas do modelo.

Figura 18 - Evolução temporal das taxas de sedimentação (v) e de acumulação de massa (f) (em cm a^{-1} e $\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$, respectivamente)

A Tabela 3 apresenta os anos de deposição de cada amostra a cada 2 cm até a última secção informada nas amostras analisadas (100 cm de profundidade). As amostras além dos limites de determinação do modelo, de 58 a 102 cm, (pelas razões citadas no parágrafo anterior) estão destacadas em negrito.

Tabela 10. Idades e anos correspondentes de deposição das amostras para o modelo CRS. Fechamento da barragem no ano de 1942, entre as camadas 36-40 cm. Em negrito as amostras além dos limites de determinação do modelo

Amostra	Profundidade	Idade (a)	Ano de deposição
---------	--------------	-----------	------------------

(cm)			
0-2	0	0,00	2015
2-4	2	3,33	2012
4-6	4	6,52	2008
6-8	6	9,55	2005
8-10	8	12,44	2003
10-12	10	15,18	2000
12-14	12	17,77	1997
14-16	14	20,21	1995
16-18	16	22,51	1992
18-20	18	24,65	1990
20-22	20	26,65	1988
22-24	22	28,50	1987
24-26	24	30,20	1985
26-28	26	30,97	1984
28-30	28	44,09	1971
30-32	30	54,38	1961
32-34	32	62,32	1953
34-36	34	68,41	1947
36-38	36	73,14	1942
38-40	38	77,00	1938
40-42	40	80,48	1937
42-44	42	87,70	1929
44-46	44	100,42	1917
46-48	46	109,10	1908
48-50	48	117,42	1900
50-52	50	125,39	1892
52-54	52	133,05	1884
54-56	54	140,42	1877
56-58	56	147,52	1869
58-60	58	154,37	1863
60-62	60	161,00	1856
62-64	62	167,40	1850
64-66	64	173,60	1843
66-68	66	179,61	1837
68-70	68	185,44	1832
70-72	70	191,10	1826

72-74	72	196,60	1820
74-76	74	201,95	1815
76-78	76	207,16	1810
78-80	78	212,24	1805
80-82	80	217,18	1800
82-84	82	222,00	1795
84-86	84	226,71	1790
86-88	86	231,30	1786
88-90	88	235,79	1781
90-92	90	240,18	1777
92-94	92	244,48	1773
94-96	94	248,68	1768
96-98	96	252,79	1764
98-100	98	256,81	1760

6.2.3 Análises de diversidade taxonômica

Para a diversidade taxonômica foram analisadas as camadas até 38-40 cm, pois esta profundidade representa o ano de 1938/1940, e a construção do lago foi finalizada em 1942.

Alguns dos táxons de cladóceros que frequentemente ocorrem na coluna d'água não foram encontrados no testemunho do sedimento, incluindo *Daphnia ambigua* Scourfield, 1947, *Daphnia gessneri* Herbst, 1967, *Diaphanosoma birgei* Kořínek, 1981, *Ceriodaphnia richardi* Sars, 1901e *Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1886. Apenas dois táxons foram identificados e sua densidade quantificada no testemunho de sedimento, foram cladóceros da família Chydoridae (Fig. 19) e do gênero *Bosmina* (Fig. 20), sendo ambos registrados em todas as camadas do testemunho.

Um único táxon da larva do díptero da família Chaoboridae (De Haan, 1849) (Fig. 20), um dos principais predadores invertebrados de cladóceros, foi identificado em todas as camadas do testemunho.

A análise de variância (ANOVA one-way), apresentou diferenças estatísticas significativas entre as densidades do cladóceros do gênero *Bosmina* e da larva do díptero *Chaoborus* em dois períodos historicamente importantes. O primeiro período é representado por antes e após o esvaziamento acidental do lago em 1979 (Fig. 21), apresentado na figura pelos intervalos dos

anos 1938 a 1983 (antes do esvaziamento), e de 1984 a 2015 (pós esvaziamento). As diferenças significativas nas densidades antes e após o esvaziamento accidental do lago são referentes a um longo período de tempo, e não a curto prazo, devido à falta de dados em anos pontuais, pois os dados do esvaziamento do lago estão entre duas camadas, referentes a 1971 e 1984.

Outro período importante foi a extinção de duas espécies de peixes (*Astyanax*, lambaris), que ocorreu entre 1983 e 2000 (Fig. 21), apresentado na figura pelos intervalos 1938 a 1999 (antes da extinção) e de 2000 a 2015 (pós extinção). Ambas as figuras apresentam os valores da quantidade de subfósseis ($\text{ind.cm}^{-3} \text{ano}^{-1}$) de *Bosmina* e *Chaoborus*.

Figura 19 - Densidade de subfósseis da Família Chydoridae no sedimento.

Figura 20- Densidade de subfósseis do cladócero *Bosmina* e larvas do díptero *Chaoborus*.

Figura 21 – Subfósseis (ind. cm⁻³ ano⁻¹) de *Chaoborus* e *Bosmina* em dois períodos históricos, antes e após o esvaziamento accidental do lago e antes e após a extinção de *Astyanax* spp. (lambaris).

6.2.4 Análise de Regressão Linear Simples – Densidades de *Bosmina* e *Chaoborus*

A análise de regressão linear simples indicou que o gênero *Bosmina* tem uma correlação negativa ($r = -0,65$; $p = 0,001$) em relação aos anos, ou seja, a densidade do gênero *Bosmina* diminuiu de maneira significativa ao longo dos anos (Fig. 22). Enquanto a larva de díptero *Chaoborus* apresentou uma correlação positiva moderada ($r = 0,53$; $p = 0,01$) em relação aos anos (Fig. 23), ou seja, a densidade de *Chaoborus*, aumentou de maneira significativa ao longo dos anos.

A correlação entre as densidades de *Bosmina* e *Chaoborus* foi marginalmente significativa ($r = -0,38$; $p = 0,08$), com tendência a uma correlação negativa, com a densidade de *Bosmina* diminuindo com o aumento da densidade de *Chaoborus* (Fig. 24).

6.2.5 Comprimento das estruturas de *Bosmina* – Carapaças, Antênulas e Mucros

Não houve diferença estatística entre o comprimento das carapaças ao longo dos anos (ANOVA $F = 0,64$; $p = 0,86$) (Fig. 25), sendo o maior comprimento de 0,25 mm no ano de 1963 e o menor de 0,17 mm no ano de 1999 (Tab. 4). O comprimento dos mucros (Fig. 26) e das antênulas (Fig. 27) apresentaram diferenças significativas ao longo dos anos (ANOVA $F = 6,62$;

$p = 0,000$ e ANOVA $F = 6,64$; $p = 0,000$, respectivamente); porém os testes *Post Hoc* não apresentaram um padrão de variação ao longo dos anos; em ambos os testes as diferenças entre os anos se mostraram aleatórias.

Figura 22- Análise de regressão linear simples entre a densidade de subfósseis do gênero *Bosmina* e os anos de 1940 a 2015.

Figura 23 - Análise de regressão linear simples entre a densidade de subfósseis do gênero *Chaoborus* e os anos de 1940 a 2015.

Figura 24- Análise de regressão linear simples entre a densidade de subfósseis do gênero *Bosmina* e *Chaoborus*.

Figura 25- Comprimento médio ($\pm$ EP) da carapaça de subfósseis de *Bosmina* ao longo dos anos.

Figura 26- Comprimento médio ($\pm$ EP) do mucro de subfósseis de *Bosmina* ao longo dos anos.

Figura 27 - Comprimento médio ($\pm$ EP) das antenas de subfósseis de *Bosmina* ao longo dos anos.

Tabela 11 - Estatística descritiva do comprimento de carapaça, antênulas e mucro do cladóceros *Bosmina*

Carapaça			
Ano	Mínimo (mm)	Máximo (mm)	Média + Desv. Padrão (mm)
2015	0,06	0,40	0,17 ± 0,10
2012	0,16	0,29	0,20 ± 0,4
2008	0,17	0,36	0,22 ± 0,5
2005	0,15	0,45	0,24 ± 0,10
2003	0,16	0,28	0,22 ± 0,5
2000	0,14	0,41	0,22 ± 0,08
1997	0,14	0,24	0,17 ± 0,03
1995	0,16	0,40	0,23 ± 0,6
1992	0,14	0,40	0,22 ± 0,6
1990	0,15	0,30	0,20 ± 0,4
1988	0,14	0,31	0,20 ± 0,5
1987	0,15	0,26	0,20 ± 0,06
1985	0,12	0,33	0,21 ± 0,5
1984	0,15	0,32	0,21 ± 0,05
1971	0,14	0,22	0,25 ± 0,27
1961	0,15	0,34	0,20 ± 0,05
1953	0,05	0,33	0,21 ± 0,05
1947	0,17	0,25	0,21 ± 0,03
1942	0,15	0,36	0,21 ± 0,04
Antênula			
Ano	Mínimo (mm)	Máximo (mm)	Média + Desv. Padrão (mm)
2015	0,03	0,24	0,10 ± 0,06
2012	0,06	0,16	0,10 ± 0,02
2008	0,06	0,19	0,11 ± 0,04
2005	0,07	0,13	0,10 ± 0,02
2003	0,06	0,13	0,09 ± 0,02

2000	0,06	0,23	$0,11 \pm 0,04$
1997	0,07	0,15	$0,10 \pm 0,02$
1995	0,05	0,12	$0,10 \pm 0,02$
1992	0,04	0,12	$0,07 \pm 0,01$
1990	0,08	0,23	$0,12 \pm 0,04$
1988	0,07	0,13	$0,09 \pm 0,02$
1987	0,05	0,14	$0,09 \pm 0,02$
1985	0,06	0,14	$0,09 \pm 0,02$
1984	0,05	0,13	$0,09 \pm 0,02$
1971	0,04	0,17	$0,08 \pm 0,03$
1961	0,05	0,10	$0,08 \pm 0,02$
1953	0,05	0,14	$0,08 \pm 0,02$
1947	0,06	0,12	$0,09 \pm 0,01$
1942	0,06	0,13	$0,08 \pm 0,02$
1938	0,06	0,12	$0,08 \pm 0,02$

Mucro

Ano	Mínimo (mm)	Máximo (mm)	Média + Desv. Padrão (mm)
2015	0,02	0,09	$0,05 \pm 0,02$
2012	0,02	0,08	$0,05 \pm 0,01$
2008	0,04	0,07	$0,06 \pm 0,01$
2005	0,04	0,08	$0,06 \pm 0,01$
2003	0,02	0,09	$0,06 \pm 0,02$
2000	0,05	0,19	$0,08 \pm 0,03$
1997	0,05	0,08	$0,06 \pm 0,01$
1995	0,01	0,10	$0,07 \pm 0,02$
1992	0,04	0,12	$0,07 \pm 0,01$
1990	0,04	0,11	$0,06 \pm 0,01$
1988	0,04	0,11	$0,07 \pm 0,01$
1987	0,05	0,10	$0,06 \pm 0,01$
1985	0,03	0,09	$0,07 \pm 0,01$
1984	0,05	0,10	$0,06 \pm 0,01$

1971	0,05	0,09	$0,07 \pm 0,01$
1961	0,05	0,09	$0,06 \pm 0,01$
1953	0,04	0,10	$0,07 \pm 0,01$
1947	0,05	0,09	$0,06 \pm 0,01$
1942	0,04	0,08	$0,06 \pm 0,01$
1938	0,05	0,09	$0,06 \pm 0,01$

6.2.6 Comprimento das estruturas de *Bosmina* X Densidade de *Chaoborus*

A análise de correlação de Spearman entre o comprimento da carapaça de *Bosmina* e a densidade de *Chaoborus* ($\text{ind.cm}^3 \text{ ano}^{-1}$) não foi estatisticamente significativa ($r = -0,36$; $p = 0,89$), apresentando tendência a uma correlação negativa fraca (Fig. 28).

As correlações entre o comprimento das antênulas (Fig. 29) ($r = 0,70$; $p = 0,001$) mucro (Fig. 30) ($r = -0,27$; $p = 0,24$) de *Bosmina* e a densidade de *Chaoborus* ($\text{ind.cm}^3 \text{ ano}^{-1}$) foram negativas. Porém o resultado foi estatisticamente significativo apenas para o comprimento das antênulas de *Bosmina* (mm) em relação à densidade de *Chaoborus* ($\text{ind. cm}^{-3} \text{ ano}^{-1}$), sendo uma correlação negativa forte, evidenciando que as antênulas são menores conforme a densidade de *Chaoborus* cresce.

Figura 28- Correlação de Spearman entre o comprimento da carapaça de *Bosmina* (mm) e a densidade de *Chaoborus* (ind. cm⁻³ ano⁻¹).

Figura 29 - Correlação de Spearman entre o comprimento das antenas de *Bosmina* (mm) e a densidade de *Chaoborus* (ind. cm⁻³ ano⁻¹).

Figura 30 - Correlação de Spearman entre o comprimento do mucro de *Bosmina* (mm) e a densidade de *Chaoborus* (ind. cm⁻³ ano⁻¹).

6.3 Resultados da análise de ciclomorfose

6.3.1 Fatores físicos e químicos

A estação fria-seca (maio-setembro 2011) foi marcada por períodos de circulação da coluna d'água na zona limnética, quando as temperaturas mínimas foram próximas a 19°C, e as temperaturas máximas não ultrapassaram 26°C na coluna d'água (Tab. 5). Embora os períodos de circulação sejam mais frequentes na estação fria, o oxigênio dissolvido (OD) não foi distribuído uniformemente na coluna d'água, com valores mais baixos no fundo. Os períodos de estratificação térmica foram registrados durante a estação quente-chuvosa (outubro de 2011 a abril de 2012), quando a temperatura estava mais alta, com uma diferença de cerca de 4°C na coluna de água. As concentrações de OD aumentaram na estação quente, atingindo um máximo de 10 mg L⁻¹, na camada superior e um mínimo de 0,9 mg L⁻¹, no fundo.

Houve uma tendência para maiores valores de pH nas camadas superficiais em comparação com o fundo. Maior transparência da água foi registrada na estação fria, com a zona eufótica quase atingindo o fundo, diminuindo para cerca de 3 m na estação quente.

As concentrações de carbono algal variaram ao longo do ano de 0,17 mg C L⁻¹ a 2,15 mg C L⁻¹ na zona limnética (Fig. 31). Houve um aumento significativo nas concentrações médias de carbono na estação quente em relação à estação fria ($p < 0,01$).

Tabela 12 - Fatores físicos e químicos na estações fria-seca e quente-chuvosa da zona

Fatores físicos e químicos	Estação fria-seca (maio a setembro)		Estação quente-chuvosa (agosto outubro a abril)	
	Máx.	Min.	Máx.	Min.
Zona Limnética				
Temperatura (°C)				
superfície - 1m	25,9	18,9	30,3	25,6
fundo - 5 m	23,1	18,2	26,3	23,3
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)				
superfície - 1m	9,1	5,9	10,5	5,9
fundo - 5 m	7,3	1,4	3,9	0,9
pH				
superfície - 1m	8,5	6,1	8,5	6,6
fundo - 5 m	7,4	4,2	7,3	5,4

limnética do lago Monte Alegre

Figura 31 - Concentração de carbono algal (mg C L^{-1}) durante um ano de coleta.

As análises de ciclomorfose foram realizadas para a espécies de cladóceros *Daphnia gessneri* e *Bosmina tubicen*. Estas duas espécies de cladóceros possuem registros históricos no lago Monte Alegre e com vasta literatura sobre o assunto abrangendo lagos temperados e pouca literatura em lagos tropicais e subtropicais, principalmente para *B. tubicen*.

A espécie *Daphnia gessneri* foi registrada em todas as amostras, enquanto *Bosmina tubicen* apenas no período da estação fria-seca, de 05/2011 a 09/2011.

6.3.2 Regressão Linear Simples para o gênero *Daphnia*

6.3.3 Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) – Jovens e Adultos

As análises de regressão linear simples entre A/C e D/C jovens e entre A/C e D/C adultos apresentaram resultados significativos, sendo respectivamente $r^2 = 0,60$; $p = 0,003$ e $r^2 = 0,56$; $p = 0,005$. Portanto a razão entre Elmo/Carapaça (A/C) para jovens e adultos aumenta conforme a razão entre Espinho/Carapaça(D/C) também aumenta (Fig. 32).

Figura 32 - Regressão Linear Simples ente as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* jovens e adultos.

6.3.4 Correlações de Spearman-R para o gênero *Daphnia* com fatores bióticos e abióticos

6.3.5 Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) – Jovens e Adultos X Carbono

Ao correlacionar as razões A/C de jovens e adultos e D/C de jovens e adultos com o carbono algal (mg C L^{-1}), houve correlações positivas significativas, para A/C jovens ($r=0,56$; $p= 0,05$) (Fig. 33A) e para D/C adultos ($r=0,58$; $p= 0,04$) (Fig. 33B). Sendo assim, a razão Elmo/Carapaça (A/C) para jovens e a razão Espinho/Carapaça (D/C) para adultos aumentam conforme a disponibilidade de carbono algal no ambiente, ou seja, quando não há limitação de alimento (Fig. 31).

Figura 33 - Correlação de Spearman entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* em relação ao carbono algal (mg C. L⁻¹).

6.3.6 Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) – Jovens e Adultos X Temperatura

As correlações entre as razões A/C de jovens e adultos e D/C de jovens e adultos com a temperatura (°C) da coluna d'água apresentaram valores de correlações positivas altas para Elmo/Carapaça (A/C) ($r=0,66$; $p= 0,01$) para jovens (Fig. 34A), Espinho/Carapaça (D/C) para jovens ($r=0,62$; $p= 0,02$) (Fig. 34B) e para adultos ($r=0,73$; $p=0,006$) (Fig. 34D). Estes resultados nos mostram que o valor destas razões aumenta conforme a temperatura da coluna d'água aumenta.

Figura 34 - Correlação de Spearman entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* em relação à temperatura (°C).

6.3.7 Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) – Jovens e Adultos X *Chaoborus* (predador invertebrado)

As correlações entre as razões A/C de jovens e adultos e D/C de jovens e adultos com a densidade (ind. L⁻¹) da larva do predador invertebrado *Chaoborus* não apresentaram valores estatisticamente significativos. As tendências são de correlações positivas fracas, porém sem valores significativos. (Fig. 35). Deste modo, os valores das razões apresentadas não dependem da densidade das larvas do predador invertebrado *Chaoborus*.

Figura 35 - Correlação de Spearman entre as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Espinho/Carapaça (D/C) de *Daphnia* em relação à densidade de *Chaoborus* (ind. L⁻¹)

6.3.8 Correlações de Spearman-R para o gênero *Bosmina*.

6.3.9 Elmo/Carapaça (A/C) e Mucro/Carapaça (D/C) – Jovens e Adultos X Carbono, Temperatura e *Chaoborus* (predador invertebrado)

O gênero *Bosmina* foi registrado e as medidas realizadas apenas no período da estação fria-seca, de 05/2011 a 09/2011.

Para todas as correlações realizadas, entre as razões A/C de jovens e adultos e D/C de jovens e adultos com o carbono algal (mg C L⁻¹), temperatura (°C) e *Chaoborus* (ind. L⁻¹), houve correlação positiva forte apenas entre Elmo/Carapaça (A/C) e Mucro/Carapaça (D/C) de adultos, sendo $r = 0,97$ e $p = 0,004$ (Tabs. 6 e 7). Este resultado indica, nos adultos, que o valor da razão entre Elmo/Carapaça (A/C) e o valor da razão Mucro/Carapaça (D/C) aumentam simultaneamente na fase adulta.

Tabela 13 – Valores da Correlação de Spearman-R entra as razões Elmo/Carapaça (A/C) e Mucro/Carapaça (D/C) para jovens e adultos de *Bosmina*, *Chaoborus* (ind. L⁻¹), carbono (mg C L⁻¹) e temperatura (°C)

Variáveis	<i>Bosmina</i> - Correlação de Spearman-R						
	A/C Jovens	A/D Jovens	A/C Adultos	D/C Adultos	<i>Chaoborus</i>	Carbono	Temperatura
A/C Jovens	1,000000	0,800000	0,400000	0,105409	0,000000	-0,600000	0,000000
A/D Jovens		1,000000	0,200000	-0,105409	0,600000	0,000000	0,600000
A/C Adultos			1,000000	0,974679	-0,600000	-0,200000	-0,600000
D/C Adultos				1,000000	-0,666886	-0,153897	-0,666886
<i>Chaoborus</i>					1,000000	0,600000	1,000000
Carbono						1,000000	0,600000
Temperatura							1,000000

Tabela 14 - Valores de (r) e (p) para as correlações das razões que foram significativas

Correlação de Spearman-R		
Variáveis	Spearman - R	p
A/C e D/C (adultos)	0,97	0,004

7.DISSCUSSÃO

7.1 Paleolimnologia

As análises de geocronologia através de ^{210}Pb e ^{137}Cs apresentaram dois picos na evolução temporal das taxas de sedimentação, a primeira delas após o ano de 1937, representando a criação da barragem e a formação do lago Monte Alegre em 1942. O segundo pico ocorreu após o ano de 1977, podendo estar relacionado com o esvaziamento accidental do lago em 1979, quando o material em suspensão na coluna d'água, orgânico e inorgânico, sedimentou rapidamente.

A relação C/N é um dos marcadores mais confiáveis para indicação de fontes da matéria orgânica para um ecossistema e têm sido frequentemente utilizada para distinguir as origens de matéria orgânica no sedimento, entre algas e plantas terrestres (PRAHL *et al.*, 1980; PREMUZIC *et al.*, 1982; ISHIWATARI e UZAKI, 1987; JASPER e GAGOSIAN, 1990).

A quantidade de matéria orgânica no sedimento de um lago pode ser pouca ou bastante, mas sua importância paleolimnológica é sempre grande (MEYERS, 2003). Neste estudo, as razões C/N variaram de 9,30 a 10,99, evidenciando que a fonte da matéria orgânica presente no sedimento não é alóctone, de plantas superiores, mas sim autóctone, produzida pela comunidade planctônica e algas.

A matéria orgânica de origem autóctone na água, isto é, produzida principalmente pela comunidade planctônica local, possui razão C/N entre 6 e 8. Para as algas presentes em lagos, que são ricas em proteínas e pobres em celulose, os valores de C/N estão, geralmente, entre 4 e 10 e valores de C/N superiores a 20 são característicos da matéria orgânica terrestre, produzida principalmente por plantas superiores pobres em proteínas e ricas em celulose (MEYERS e ISHIWATARY, 1993; MEYERS, 1994; 2003).

Segundo Meyers (2003), os valores distintos de $\delta^{13}\text{C}$ das plantas C3 e C4 podem ser usados junto com os valores de C/N característicos das algas e plantas terrestres para ajudar na identificação das principais fontes de matéria orgânica no sedimento de lagos. Os resultados

obtidos neste trabalho (Fig. 16) corroboram os valores apresentados pelo autor para algas lacustres (Fig. 1).

A composição do $\delta^{13}\text{C}$ da matéria orgânica produzida por organismos fotossintéticos reflete a dinâmica da assimilação de carbono e a composição isotópica da fonte de carbono inorgânico (GARCETTE-LEPECQ *et al.*, 2000). A diferença no $\delta^{13}\text{C}$ entre matéria orgânica produzida por plantas terrestres e algas tem sido utilizada para traçar as fontes de distribuição da matéria orgânica no sedimento da mesma maneira que a razão C/N.

A variação de $\delta^{13}\text{C}$ registrada neste trabalho foi de -20 a -28 (Fig. 15), sendo que estes valores, acima de -20‰, segundo Meyers & Ishiwatari (1993), podem indicar a formação da matéria orgânica por algas planctônicas tanto em ambientes lacustres como marinho. Plantas que incorporam carbono C3, ou seja, plantas com menor presença de carbono na cadeia, $\delta^{13}\text{C}$, apresentam valores de aproximadamente -20‰ de razão isotópica. Gramíneas, as quais têm mais carbono em sua cadeia (C4) apresentam uma razão isotópica entre aproximadamente -12 e -8 ‰.

Em relação ao isótopo $\delta^{15}\text{N}$, cujos valores registrados estão entre 7,6‰ e 9,9‰ (Fig. 15) indicam que a fonte de nitrogênio também é a matéria orgânica das algas, pois, o isótopo $\delta^{15}\text{N}$ é utilizado para a identificação de processos de degradação que ocorrem no sistema. O valor de $\delta^{15}\text{N}$ de NO_3 dissolvido, que é a forma mais comum de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) nas águas incorporado por algas, é tipicamente entre 7-10‰ maior do que o N_2 derivado da atmosfera, o qual possui um $\delta^{15}\text{N}$ de aproximadamente 0‰ e é a forma fixada pelas plantas terrestres (MEYERS, 1994). A diferença isotópica entre estas duas fontes de nitrogênio são preservadas no $\delta^{15}\text{N}$ da matéria orgânica das algas (+8,5‰) e por plantas C3 (+0,5‰) (PETERSON e HOWARTH, 1987).

Um aumento nos valores de δ^{15} (10-25‰) representaria a influência de escoamento agrícola e esgoto humano (PETERSON e FRY, 1987), o contrário do que está ocorrendo no lago Monte Alegre, onde os valores de δ^{15} estão diminuindo nas últimas décadas. A diminuição das atividades humanas e agrárias ao redor do lago Monte Alegre começou a ter um impacto

perceptível na quantidade de matéria orgânica. A recuperação da mata ciliar e o crescimento da vegetação ao longo de aproximadamente 78 anos, mostra que atualmente a porcentagem de carbono está aumentando, dessa maneira a razão dos valores de C/N também irá aumentar e, no futuro, a fonte de matéria orgânica pode passar a ser de característica alóctone, terrestre, produzida principalmente por plantas superiores do entorno do lago.

O lago Monte Alegre não apresentou valores altos de P-total, variando de 1,58 a 1,72 mgP/gPS, sendo esses valores muito menores em comparação com o reservatório eutrófico de Guarapiranga-SP (Fontana *et al.*, 2014), onde os valores basais (camadas mais profundas) são aproximadamente 1,2 mgP/gPS e no topo (camadas mais recentes) de 4,8 mgP/gPS.

É conhecido que dentro de agrupamentos taxonômicos, os cladóceros maiores (*e.g.*, Daphnidae) foram prevalentes em lagos com baixas concentrações de P-total, enquanto cladóceros menores foram mais comuns em lagos com maiores concentrações de nutrientes. Esse padrão pode refletir a capacidade de cladóceros maiores excluírem competitivamente espécies menores quando os nutrientes são limitantes, uma vez que a baixa concentração de nutrientes não seria limitante para cladóceros maiores (BROOKS e DODSON, 1965; GLIWICZ, 1990). Portanto, quando os níveis de nutrientes são elevados, as pressões da competição diminuem e indivíduos menores podem proliferar. Esses resultados, porém, foram obtidos em região temperada, mas nos trópicos a espécie menor pode ser competitivamente superior em relação à espécie maior, quando da limitação de recursos, como ocorreu entre *Ceriodaphnia richardi* (espécie menor) e *Daphnia gessneri* (espécie maior), no lago Monte Alegre (FERREIRA *et al.*, 2018).

Foram registradas 8 espécies de cladóceros no lago Monte Alegre desde o início dos estudos em 1985 (ARCIFA *et al.*, 2015), porém nem todas as espécies possuem o mesmo potencial de preservação no sedimento (KORHOLA e RAUTIO, 2001). A baixa diversidade de subfósseis de cladóceros registrada neste trabalho apresentou valores considerados esperados para os táxons que possuem o potencial de preservação no sedimento elevado (*Bosminidae* e *Chydoridae*), enquanto que não houve uma fração representativa daqueles que possuem baixo

potencial de preservação (ex. *Daphnia* sp., *Ceriodaphnia* sp. e *Diaphanosoma* sp.; FREY 1986; HOLFMANN, 1987).

Além do potencial de preservação dos subfósseis, é possível citar outras hipóteses para o fato de não haver diversidade maior de subfósseis nas amostras; Matveev (1986) relatou que o procedimento normal, mesmo sendo o mais adequado e utilizado para a preparação das amostras através do aquecimento em KOH pode levar a perdas consideráveis de subfósseis do gênero *Daphnia*, enquanto carapaças do gênero *Bosmina* são mais resistentes ao procedimento. Jeppesen *et al.* (2002) acreditam que o baixo potencial de preservação dos restos de dafnídeos observados em um lago raso foi devido a frequentes ressuspensões do sedimento.

A decomposição depende de processos mecânicos, químicos e biológicos (KERFOOT, 1995), os quais variam de um lago para outro. Em lagos profundos, os restos podem permanecer por um período maior na coluna d'água antes de alcançarem o sedimento, enquanto em lagos rasos os restos podem ser ressuspensos do sedimento diversas vezes antes de serem soterrados no fundo do lago.

Encontramos que a densidade de *Bosmina* sp. diminuiu drasticamente a partir do ano 1990 e neste mesmo período a densidade de larvas do díptero *Chaoborus* aumentou e mesmo não estando correlacionadas estatisticamente, é conhecido que a espécie de cladóceros *Bosmina tubicen* é a presa favorita de *Chaoborus* no lago Monte Alegre (ARCIFA, 2000). O desaparecimento virtual de *Bosmina tubicen* em estudos mais recentes realizados no lago (CASSANO *et al.*, 2002) é atribuído também ao surgimento do ácaro aquático *Krendowskia* sp, porém não foram encontrados registros de subfósseis de ácaros aquáticos nas amostras. Maroneze (2017), obteve dados semelhantes para a densidade de *Bosmina* em uma lagoa quando houve o primeiro registro de uma espécie piscívora não-nativa (*Cichla kelberi*).

As diferenças significativas nas densidades de *Bosmina* e *Chaoborus* quando divididas em períodos, como antes e após o esvaziamento do lago, podem estar relacionadas a outra perturbação ambiental, como a introdução de *Cichla ocellaris* (tucunaré), pois tais diferenças são referentes a um período a longo prazo, os dados referentes ao ano do esvaziamento acidental,

1979, estão entre duas camadas do sedimento, referentes aos anos de 1971 e 1983; dessa maneira não foi possível realizar uma análise a curto prazo. Portanto a diferença na densidade de *Bosmina* e *Chaoborus* antes a após o esvaziamento pode ser atribuída indiretamente à introdução da espécie alienígena *Cichla ocellaris* (tucunaré), e não ao próprio esvaziamento.

O aumento da densidade de Chaoboridae após o ano de 1995 pode estar relacionado com menor pressão predatória de peixes. Acredita-se que o principal fator que influencia a estrutura e abundância de espécies de *Chaoborus* é a presença ou ausência de peixes planctófagos (VON ENDE, 1979; BERENDONK *et al.*, 2003; WISSEL *et al.*, 2003). Para minimizar a predação por peixes, as larvas de *Choborus* são relativamente transparentes e podem realizar migrações verticais diurnas quando a densidade de peixes é alta (McQueen *et al.*, 1999).

Várias espécies de peixes incluem as larvas de Chaoboridae e outros insetos aquáticos na dieta (ARCIFA e MESCHIATTI, 1993). Espécies de *Astyanax* (lambari) são insetívoros importantes pois podem distribuir-se na meia-água da zona limnética (ARCIFA e MESCHIATTI, 1993), onde podem sobrepor-se às larvas. Segundo Nomura *et al.* (1983), em 1973 o tucunaré (Cichlidae) foi introduzido no lago e em 1983 havia 2 espécies de lambari (*Astyanax fasciatus* e *A. bimaculatus*) (Arcifa, dados não publicados). Entre 1983 e 1989 desapareceu *A. fasciatus* (ARCIFA e MESCHIATTI, 1993) e entre 1989 e 1998-2000 foi extinta *A. bimaculatus* (MESCHIATTI e ARCIFA, 2002). A extinção de lambaris pelo tucunaré parece ter levado ao aumento das larvas de *Chaoborus*, sendo possível observar que a densidade de *Bosmina* era maior enquanto havia lambaris no lago predando a população de *Chaoborus*.

Em seu trabalho, Sharpe *et al.* (2016) replicaram o estudo realizado por Zaret e Paine (1973) sobre a introdução do predador tucunaré (*Cichla monoculus*) no lago Gatun, situado no Panamá. Quase meio século após a sua introdução, o tucunaré permaneceu como espécie dominante, e a maioria das espécies nativas não havia recuperado sua abundância no momento pré-introdução. Segundo os autores, os predadores introduzidos podem ser uma força importante na estruturação de comunidades naturais, principalmente quando invadem comunidades sem predadores nativos semelhantes, que sejam capazes de competir com eles. Segundo Luiz *et al.*

(2010), o tucunaré se estabelece com sucesso em habitats fortemente afetados pelo impacto da atividade humana, como reservatórios, e causa várias mudanças em toda estrutura local de peixes.

Algumas medidas de tamanho, como o tamanho do mucro e carapaças de *Bosmina*, são mais sensíveis do que outras em detectar relacionamentos com variáveis limnológicas. Korosi (2008) sugere que estudos paleolimnológicos sobre o tamanho de cladóceros devem focar em medidas de indivíduos, com ênfase nas estruturas que são mais sensíveis à variáveis limnológicas, como o comprimento das carapaças, mucro e antênulas.

As análises deste trabalho indicam correlação positiva apenas entre o comprimento das antênulas de *Bosmina* em relação à densidade de *Chaoborus*. Nossos resultados foram diferentes aos de Labaj *et al.* (2014), que observaram uma correlação positiva entre a abundância de *Chaoborus americanus* e o comprimento do mucro de *Bosmina longirostris*. Porém, o estudo de Labaj *et al.* (2014) foi realizado em lagos temperados, localizados no noroeste de Ontario (Canada) onde o aumento do comprimento do mucro tem sido associado à presença de grandes predadores invertebrados. Porém, o maior comprimento das antênulas neste trabalho pode refletir uma influência, mesmo que apenas para uma estrutura, da presença de *Chaoborus* sobre as *Bosminas*.

O tamanho do corpo de *B. longirostris* é tipicamente 0,5 mm (KOROSI *et al.*, 2013), enquanto a abertura da boca dos estádios de *C. americanus* varia entre 0,3 mm (segundo estágio) e 0,7 mm (quarto estágio) (FEDORENKO, 1975). Desse modo, ao possuir estruturas maiores, como um mucro significativamente mais longo, *B. longirostris* pode reduzir a suscetibilidade à predação por vários estádios de *C. americanus* e outros predadores invertebrados maiores (BLACK, 1980; POST *et al.*, 1995). Provavelmente, a variação no comprimento das estruturas de *Bosmina* em lagos rasos apresentam uma resposta à presença de predadores diferenciada da que ocorre em lagos temperados. *Chaoborus* é apenas mais um importante predador de *Bosmina* e não podemos descartar a pressão exercida pela população de ácaros aquáticos, que também é um predador de *Bosmina* no lago Monte Alegre (CASSANO *et al.*, 2002; ARCIFA *et al.*, 2015).

Segundo Hart (2004), *B. longirostris* é encontrada em maior densidade em períodos de perturbações anuais e com base nessa descoberta ele classificou esta espécie como sendo tolerante a distúrbios, visto que ela possui alta capacidade adaptativa às mudanças nas condições ambientais; a alta capacidade adaptativa pode explicar porque não houve diferença na densidade de subfósseis de *Bosmina* registrada no sedimento durante o período, 1971-1983, no qual ocorreu o esvaziamento do lago em 1979.

Sakamoto & Hanazato (2009) compararam o comprimento de carapaças, antênulas e mucros de *Bosmina Longirostris* entre tratamentos, laboratório X campo e predador X sem predador, e concluíram que baixas temperaturas são um fator chave para o desenvolvimento do mecanismo de defesa anti-predador, sendo a temperatura utilizada por eles 11,2°C. A média de temperatura durante o inverno no lago Monte Alegre é de 19°C (ARCIFA *et al.*, 2015).

Segundo Labaj *et al.* (2016), o paradigma de apêndices maiores sob predação de invertebrados e apêndices menores sob predação de peixes (KOROSI *et al.*, 2013) pode ser excessivamente simplista, pois a estrutura de tamanho dos predadores invertebrados pode levar a diferenças na morfologia de Bosminidae; seus resultados sugerem que a acidificação e a contaminação por metais influenciaram indiretamente a população de *Bosmina*, pois afetaram as populações de seus predadores.

7.2 Ciclomorfose

O grau de ciclomorfose desenvolvido em diferentes populações da mesma espécie é variável. Os organismos podem produzir variabilidade ciclomórfica nas regiões tropicais e subtropicais, contanto que haja diferença de temperatura suficiente entre as estações do ano (ODIGIE e OLOMUKORO, 2019).

Pitul'Ko (2019) concluiu que o tamanho do corpo aumenta, mas o tamanho do elmo e o comprimento do espinho caudal diminuem em altas concentrações de alimento e que a presença

de um predador favorece o desenvolvimento de estruturas de proteção em *Daphnia* jovens. Para o mesmo autor, os Daphnidae adultos sobrevivem com a falta de alimento sob pressão de predadores, porém possuem estruturas de proteção fracas. Entretanto, em altas concentrações de alimentos e forte pressão de predadores, as estruturas de proteção são mais desenvolvidas. Concluindo que as condições alimentares desempenham um papel crucial nesta estratégia adaptativa.

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que, para *Daphnia*, em maior concentração de alimento o elmo é maior para jovens enquanto o espinho é maior para os adultos. Segundo Odigie e Olomukoro (2019), este resultado é normal, pois elmos maiores estão sempre presentes em neonatos e jovens e não nos adultos. Este mesmo autor sugere que o elmo também custa a energia extra que seria utilizada para manter a posição do indivíduo na coluna d'água.

Substâncias orgânicas liberadas por predadores invertebrados, especialmente *Chaoborus*, podem induzir ciclomorfose, de forma mais eficaz que os outros fatores citados acima, em *Daphnia*. A exposição a esses sinais químicos é mais eficaz em jovens do que em adultos (GRANT e BAYLY, 1981; TOLLRIAN, 1994). Porém, diferente da literatura, nossos resultados não indicaram correlações entre o tamanho das estruturas de dafnídeos jovens e adultos e a densidade de larvas de *Chaoborus*.

Os resultados de Pijanowska (1990), com *Daphnia hyalina* e *D. cucullata*, são consistentes com a hipótese de que os elmos e os espinhos caudais favorecem a proteção contra predadores invertebrados. Para Jacobs (1967) energia gasta para o crescimento do espinho caudal é menor que a utilizada para a produção do elmo e que a presença de um espinho caudal maior favorece mais os indivíduos jovens, os quais necessitam de mais proteção contra predadores invertebrados. Porém nossos dados apontam para espinhos caudais maiores em adultos e elmos maiores em jovens, quando relacionados à concentração de alimento.

Jacobs (1961) notou uma relação positiva entre a temperatura e a taxa de crescimento do elmo de *Daphnia galeata*, resultado similar ao que foi encontrado neste trabalho, porém apenas para elmos de dáfnias jovens.

As variações estruturais presentes em *Daphnia*, não são tão pronunciadas em comparação com espécies de regiões temperadas (ARCIFA-ZAGO, 1976).

A falta de resultados significativos para as correlações de *Bosmina* foi contra uma das hipóteses deste trabalho. A correlação positiva entre elmos/carapaça de jovens x mucro/carapaça de adultos, não é suficiente para determinar se há ciclomorfose para *Bosmina*. Outro fator que interferiu nesta análise foi este gênero ser registrado apenas em cinco meses no período de um ano, na estação fria e seca.

Esperava-se que como relatado por Korosi (2013), haveria diferenças morfológicas nas estruturas de *Bosmina* na presença da larva do predador invertebrado *Chaoborus*, porém este não foi o resultado obtido; nossos dados não apresentaram correlações com nenhum dos fatores (carbono, temperatura e predadores). Elmoor-Loureiro (1989) encontrou variações na morfologia de *Bosmina longirostris* e *Bosmina hagmanni* para cinco medidas, atribuindo que as variações de algumas dessas estruturas refletem acontecimentos ocorridos na fase embrionária. E segundo a mesma autora, em *B. longirostris*, o comprimento da antênula e do mucro são, praticamente, independentes do tamanho do corpo e, dessa maneira, o tamanho das estruturas não está relacionado com a estrutura etária da população, sendo o mesmo verificado por Black 1980.

Considerando os resultados de Elmoor-Loureiro (1989), nossos resultados sobre ciclomorfose da espécie *Bosmina tubicen* diferem até certo ponto, pois encontramos correlações positivas apenas entre elmos/carapaças (A/C) de jovens com mucros/carapaças (D/C) de adulto, estes dados parecem acompanhar os de *B. longirostris*.

Espécies diferentes de bosminídeos podem apresentar padrões ciclomórficos distintos, dependendo do contexto ecológico (HUTCHINSON, 1967; BLACK e HAIRSTON 1983; SPRULES *et al.*, 1984).

Os resultados deste trabalho indicam, que a ciclomorfose para cladóceros em lagos e regiões tropicais não funcionam da mesma maneira que em lagos temperados. Outros fatores além da predação e disponibilidade de alimento devem agir nesta região.

Segundo Odigie e Olomukoro (2019), estudos sobre ciclomorfose em cladóceros são poucos e estão desaparecendo da literatura, principalmente para regiões tropicais e subtropicais, onde há a necessidade de reviver o interesse científico em pesquisas nesta área.

8. Conclusões

Análises dos isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, juntamente com a razão C/N e fósforo total, foram utilizadas para caracterizar as fontes de matéria orgânica do lago, evidenciando que esta é principalmente autóctone.

O esvaziamento do lago Monte, considerado uma perturbação ambiental para o ecossistema e toda cadeia trófica, não influenciou de maneira negativa as populações e o comprimento das estruturas de *Bosmina*, bem como de seus predadores invertebrados (*Chaoborus*). É provável que a diferença de tempo entre as amostras datadas do sedimento, para o período do esvaziamento, tenha contribuído para este resultado.

A introdução do predador tucunaré (*Cichla ocellaris*), outra perturbação ambiental para o ecossistema, foi responsável pela extinção de duas espécies de lambaris (*Astyanax* spp.); esta extinção refletiu no aumento das larvas de *Chaoborus*, que eram predados pelos lambaris, e o aumento de *Chaoborus* resultou na diminuição da população de *Bosmina* no lago e no aumento apenas de uma estrutura, suas antênulas; possivelmente como tentativa de proteção.

A variação estrutural encontrada para *Daphnia gessneri* no estudo de ciclomorfose, não foram tão nítidas como quando comparadas com espécies de regiões temperadas. Para este lago, *Bosmina* não apresentou variações morfológicas suficientes para serem classificadas como ciclomorfose.

9. Referências bibliográficas

- AHLEN, E.; BYSTROM P.; KORSMAN T. *et al.* Relationships between planktivore community capacity (PCC) and cladoceran microfossils in northern Swedish lakes. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 178, p. 315-324, 2011
- AMSINCK, S.L.; JEPPESEN, E.; RYVES, D. Cladoceran stratigraphy in two shallow brackish lakes with special reference to changes in salinity, macrophyte abundance and fish predation. **Journal of Paleolimnology**, v. 29, p. 495-507, 2003.
- AMSINCK, S.L.; JEPPESEN, E.; LANDKILDEHUS, F. Relationships between environmental variables and zooplankton subfossils in the surface sediments of 36 shallow coastal brackish lakes with special emphasis on the role of fish. **Journal of Paleolimnology**, v. 33, p. 39-51, 2005
- ANDERSEN, J.M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Research**, v. 10 p. 329-331. 1976.
- APHA. **American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21st ed. Washington, 2005.
- APPLEBY, P.G.; OLDFIELD, F. The calculation of Lead-210 dates assuming constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. **Catena**, v.5, p. 1–8, 1978.
- APPLEBY, P.G.; OLDFIELD, F. **Uranium-series disequilibrium** (Orgs. Ivanovich, M. & Harmon, R. S.) p. 731–778 (Oxford Science), 1992.
- ARANEDA, A; TORRES, L; CRUCES, F; VIVERO, C; TORREJÓN, F; FAGEL, N; SCHARF, B.; URRUTIA, R. A multiproxy reconstruction of the late Holocene in Lake Laja (Central Chile): Evidence of little ice Age-like event in a Southern Hemisphere record. **Geophysical Research Abstracts**, v. 10, 2008

ARCIFA-ZAGO, M. A preliminary investigation on the cyclomorphosis of *Daphnia gessneri* Herbst, 1967 in a Brazilian reservoir. **Boletim de zoologia, Universidade de São Paulo**, v. 1, p. 147-160, 1976.

ARCIFA, M.S.; MESCHIATTI A.J.; GOMES E.A.T. Thermal regime and stability of a tropical shallow reservoir: Lake Monte Alegre, Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 23, p. 271-281, 1990.

ARCIFA, M.S.; MESCHIATTI, A.J, Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. **Interciência** v.18, p. 302-313, 1993.

ARCIFA, M.S. Feeding habits of Chaoboridae larvae in a tropical Brazilian reservoir. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 60, p. 591-597. 2000

ARCIFA, M.S.; FERREIRA, T.C.S.; FILETO, C.; CASTILHO-NOLL, M.S.M.; BUNIOTO, T.C.; MINTO, W.J. A long-term study on crustacean plankton of a shallow tropical lake: the role of invertebrate predation. **Journal of Limnology**, v. 74, p. 606–617, 2015.

AUGUSTINUS, P.; REID, M; ANDERSSON, S.; DENG, Y.; HORROCKS, M. Biological and geochemical record of anthropogenic impacts in recent sediments from Lake Pupuke, Auckland City, New Zeland. **Journal of Paleolimnology**, v. 35, p. 789-805, 2006.

BARKER, P.A.; STREET-PERROTT, F.A.; LENG, M.J.; GREENWOOD, P.B.; SWAIN, D.L.; PERROTT, R.A.; TELFORD, R.J.; FICKEN, K.J. A 14,000-year oxygen isotope record from diatom silica in two alpine lakes on Mt. Kenya. **Science** v. 292, p. 2307-2310, 2001.

BENSON, L.V.; MEYERS, P.A.; SPENCER, R.J. Change in the size of Walker Lake during the past 5000 years. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **Palaeoecology**, v. 81, p. 189-214, 1991.

BERENDONK, T.U.; BARRACLOUGH, T.G.; BARRACLOUGH, J. C. Phylogenetics of pond and lake lifestyles in Chaoborus midge larvae. **Evolution**, v. 57, p. 2173-2178, 2003.

BINKS, J.A.; ARNOTT, S.E.; SPRULES, W.G. Local factors and colonist dispersal influence crustacean zooplankton recovery from cultural acidification. **Ecological Applications**, v. 15, p. 2025-2036, 2005.

BLACK, R.W. The nature and causes of cyclomorphosis in a species of the *Bosmina longirostris* complex. **Ecology**, v. 61, p. 1122-1132, 1980.

BLACK, R.W.; HAIRSTON, N.G. Cyclomorphosis in *Eubosmina longispina* in a small North American pond. **Hydrobiologia**, v. 102, p. 61-67, 1983.

BOSLEY, K.L.; WAINRIGHT, S.C. Effects of preservatives and acidification on the stable isotope ratios ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) of two species of marine mammals. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 56, p. 2181–2185, 1999.

BRAHNEY J; ROUTLEDGE R; BOS DG.; *et al.*, Changes to the productivity and trophic structure of a sockeye salmon rearing lake in British Columbia. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 30, p. 433-444, 2010.

BROOKS, J.L. The systematics of North American *Daphnia*. **Memoirs of the Connecticut Academy of Arts and Sciences**. v. 13 p. 1-180, 1957.

BROOKS, J.L. **Cladocera**. In Edmondson, W. T. (ed.) *Freshwater Biology*. 2nd Edition. John Wiley & Sons: p. 587-656, 1959.

BROOKS, J.L.; DODSON, S.I. Predation, body size, and composition of plankton. **Science** v. 150, p. 28–35, 1965.

BRUGAM, R.B.; SPEZIALE, B.J. Human disturbance and the paleolimnological record of change in the zooplankton community of Lake Harriet, Minnesota. **Ecology** v. 64, p. 578–591, 1983.

CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.F. **The Trophic Cascade in Lakes**. Cambridge University Press, Cambridge, 1993.

CASSANO, C.R; CASTILHO-NOLL M.S.M.; ARCIFA, M.S. Water mite predation on zooplankton of a tropical lake. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 565-571, 2002.

CASTILHO-NOLL, M.S.M; ARCIFA, M.S. *Chaoborus* diet in a tropical lake and predation of microcrustaceans in laboratory experiments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19 p.163-174, 2007.

CAZOTTI, R.I. Geocronologia de Sedimentos Recentes com ^{210}Pb : metodologia e critérios para sua aplicação em lagos e represas. Tese de Doutorado. UFSCar, São Carlos, SP, p. 131, 2003.

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, p. 141-150, 2003.

CHENGALATH, R.; HANN, B.I. Two new species of Alona (Chydoridae, Cladocera) from western Canada. **Canadian Journal of Zoology**. v. 59, p. 377-389, 1981.

DE BEAUCHAMP, P. Variation chez les rotiferers du genre *Brachionus*. **Comptes rendus de l'Académie des Sciences**, v. 235, p. 1355-1357, 1952.

DECOSTA, J. Latitudinal distribution of chydorid Cladocera in the Mississippi Valley, based on their remains in surficial lake sediments. Invest. **Indiana Lakes & Streams**, v. 6, p. 65-101, 1964.

DEEVEY, E.S. Preliminary account of fossilization of zooplankton in Rogers Lake. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 115, p. 981-992, 1964.

DEEVEY, E.S.; DEEVEY, G.B. The American species of *Eubosmina* Seligo (Crustacea, Cladocera). **Limnology and Oceanography**, v. 16, p. 201-218, 1971.

DEMOTT, W.R; KERFOOT, W.C. Competition among cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. **Ecology**, v. 63, p. 1949-1966, 1982.

DODSON, S.I. Zooplankton competition and predation: an experimental test of the size-efficiency hypothesis. **Ecology**, v. 55, p. 605–613, 1974a.

DODSON, S.I. Adaptive change in plankton morphology in response to size-selective predation: a new hypothesis of cyclomorphosis. **Limnology and Oceanography**, v. 19, p. 721-729, 1974b.

DODSON, S.I.; FREY, D.G. **Cladocera and Other Branchipoda**. In Thorpe, J. H. & A. P. Covich (eds.) Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Academic Press, Inc. Toronto: p. 723-786, 1991.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M. Ciclomorfose em *Bosmina* (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília. **Revista Brasileira de Zoologia**, p. 37- 44, 1989.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. **Manual de Identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil**. Editora Universa, Taguatinga. p. 1-155, 1997

ESPÍNDOLA, E.L.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C.; TUNDISI, J.G. Spatial heterogeneity of Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and distribution of zooplankton species. **Revista Brasileira de Zoologia**, p. 60, p. 179-194, 2000.

FEDORENKO, A.Y. Feeding characteristics and predation impact of *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae) larvae in a small lake. **Limnology and Oceanography**, v. 20, p. 250-258, 1975.

FERREIRA, P.A.L.; SIEGLE, E.; SCHETTINI, C.A.F.; MAHIQUES, M.M.; FIGUEIRA, R.C L. Statistical validation of the model of diffusion-convection (MDC) of ^{137}Cs for the assessment of

recent sedimentation rates in coastal systems. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 303, p. 2059–2071, 2014.

FERREIRA, T.C.D.S. **O papel da competição e da predação na estruturação das populações de cladóceros no Lago Monte Alegre, Ribeirão Preto-SP, Brasil** (Tese de doutorado, Universidade de São Paulo), 2018.

FIGUEIRA, R.C.L. **Inventário de radionuclídeos artificiais em água do mar e sedimentos da costa sul do Brasil**. Tese de Doutorado (Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares), 2000.

FLÖSSNER, D. **Krebstiere, Crustacea. Kiemen- und Blattftisser, Branchiopoda, FischHuse, Branchiura**. In: Die Tierwelt Deutschlands. G. Fischer, Jena, 501 pp, 1972.

FLÖSSNER, D.; KRAUS, K. On the variability and taxonomy of *Pleuroxus denticulatus* Birge (Cladoecra: Chydoridae). **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 34, p. 463-476, 1977.

FONTANA, L.; ALBUQUERQUE, A.L.S.; BRENNER, M.; BONOTTO, D.M.; SABARIS, T.P.; PIRES, M.A.; ... BICUDO, D.C. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. **Journal of Paleolimnology**, v. 51, p. 29-43, 2014.

FREY, D.G. The late-glacial cladoceran fauna of a small lake. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 54: p. 209-275, 1958.

FREY, D.G. The taxonomic and phylogenetic significance of the head pores of the Chydoridae (Cladocera). **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, v. 44, p. 27-50, 1959

FREY, D.G. The ecological significance of cladoceran remains in lake sediments. **Ecology**, v.41, p. 684-698, 1960.

FREY, D.G. Cladocera from the Eemian Interglacial of Denmark. **Journal of Palaeontology**, v. 36, p. 1133-1154, 1962.

FREY, D.G. Remains of animals in Quaternary lake and bog sediments and their interpretation. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol**, v. 2, p. 1-114, 1964.

FREY, D.G. Differentiation of *Alona costata* Sars from two related species (Cladocera, Chydoridae). **Crustaceana**, v.8, p. 159-173, 1965.

FREY, D.G. On the plurality of *Chydorus sphaericus* (O.F. Mtiller) (Cladocera, Chydoridae), and designation of a neotype from Sjrelsø. Denmark. **Hydrobiologia**, v. 69, p. 83-123, 1980.

FREY, D.G. A new species of the *Chydorus sphaericus* group (Cladocera, Chydoridae) from Western Montana. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, v. 69, p. 3-20, 1985.

FREY, D.G. **Cladocera Analysis**. In Berglund, B. (ed.) Handbook of Palaeoecology and Palaeohydrology. John Wiley and Sons, New York: p. 667-692, 1986.

FROSSARD, V; VERNEAUX. V; MILLET, L; JENNY J.P; ARNAUD F; MAGNY, M; PERGA, M.E. Reconstructing long-term changes (150 years) in the carbon cycle of a clear-water lake based on the stable carbon isotope composition (^{13}C) of chironomid and cladoceran subfossil remains. **Freshwater Biology**, 59:789-802, 2014.

FRYER, D.G. **The Freshwater Fauna of Yorkshire. A Faunistic and Ecological Survey**. Yorkshire Naturalists' Union &/ Leeds Philosophical & Literary Society, 312 pp., 1993.

GARCETTE-LEPECQ, A.; DERENNE, S.; LARGEAU C.; BOULOUBASSI, I.; SALIOT, A. origin and formation pathway of kerogen-like organic matter in recent sediments off the Danube delta (northwestern Black Sea). **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 1663-1683, 2000.

GHIDINI, A.R.; SERAFIM-JÚNIOR, M; PERBICHE-NEVES, G; BRITO, L. Distribution of planktonic cladocerans (Crustacea: Branchiopoda) of a shallow eutrophic reservoir (Paraná State, Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, p. 294-305, 2009.

GILBERT, J.J. Rotifer ecology and embryological induction. **Science**, v. 151, p. 1234-1237, 1966.

GLIWICZ, Z.M. Food thresholds and body size in cladocerans. **Nature**, v. 343, 1990.

GOULDEN, C.E. The history of the Cladoceran fauna of Esthwaite water (England) and its limnological significance. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 60, p. 1-52, 1964.

GOULDEN, C.E.; FREY, D.G. The occurrence and significance of lateral head pores in the Genus *Bosmina* (Cladocera). **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, v. 48, p. 513-522, 1963.

GRANT, J.W.G.; BAYLY, I.A.E. Predator induction of crests in morphs of the *Daphnia carinata* King Complex. **Limnology and Oceanography**, v. 26, p. 201-218, 1981.

GYLLSTRÖM, M. Induction and termination of diapause in a freshwater zooplankton community. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 161, p. 81-97, 2004.

HAMPTON, S.E.; GILBERT, J.J. Observations of insect predation on rotifers. **Hydrobiologia**, v. 446/447, p. 115-121, 2001.

HART, R.C. Cladoceran periodicity patterns in relation to selected environmental factors in two cascading warm-water reservoirs over a decade. **Hydrobiologia**, v. 526, p. 99-117, 2004.

HOFMANN, W. *Bosmina* (*Eubosmina*) populations of Großer Plöner See and Schöhsee lakes during late-glacial and postglacial times. **Polish Archives of Hydrobiology**, v. 25, p. 167-176, 1978.

HOFMANN, W. Postglacial morphological variation in *Bosmina longispina* Leydig (Crustacea, Cladocera) from the Grosser Planer See (north Germany) and its taxonomic implication. **Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research**, v. 22, p. 294-301, 1984.

HOFMANN, W. Cladocera in space and time: analysis of lake sediments. **Hydrobiologia**, v. 145, p. 315-321, 1987.

HRBÁČEK, J. On the possibility of estimating predation pressure and nutrition level of populations of *Daphnia* (Crust., Cladoc.) from their remains in sediments. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 17, p. 269-274, 1969.

HUTCHINSON, G.E. **A Treatise on Limnology: Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton**. John Wiley and Sons Inc, New York, v. 2, p. 1115, 1967.

ISHIWATARI, R.; UZAKI, M. Diagenetic changes of lignin compounds in a more than 0.6 million-year-old lacustrine sediment (Lake Biwa, Japan). **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.51, p. 321-328, 1987.

JACOBS, J. Untersuchungen zur Funktion and Evolution der Zyklomorphose bei *Daphnia* mit besonderer Berücksichtigung der Selektion durch Fische. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 62, p. 467-541, 1967

JACOBS, J. **Environmental control of cladoceran cyclomorphosis via target-specific growth factors in the animal**. In: Evolution and Ecology of Zooplankton Communities, Ed. by Kerfoot, W.C. University Press, New England, Hanover, p. 429-437, 1980.

JACOBS, J. **Cyclomorphosis in *Daphnia***, In: R.H. Psters and R. De Bernardi *Daphnia Italiano* Idrobiol. 1st (eds.), v.45, p. 325-352, 1987.

JASPER, J.P.; GAGOSIAN, R.B. The sources and deposition of organic matter in the Late Quaternary Pygmy Basin, Gulf of Mexico. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 54, p. 117-1132, 1990.

JEFFREY, S.W; HUMPHREY, G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*1 and *c*2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochemie und Physiologie der Pflanzen**, v. 167, p. 191-194, 1975.

JEPPESSEN, E; CHRISTOFFERSEN, K; LANDKILDEHUS, F; LAURIDSEN, T; AMSINCK, S.L.; RIGET, F; SØNDERGAARD, M. Fish and crustaceans in northeast Greenland lakes with special emphasis on interactions between Arctic charr (*Salvelinus alpinus*), *Lepidurus arcticus* and benthic chydorids. **Hydrobiologia**, v. 442, p. 329-337, 2001.

JEPPESSEN, E., JENSEN, J. P., AMSINCK, S., LANDKILDEHUS, F., LAURIDSEN, T., & MITCHELL, S. F. Reconstructing the historical changes in *Daphnia* mean size and planktivorous fish abundance in lakes from the size of *Daphnia* ephippia in the sediment. **Journal of paleolimnology**, v. 27, p. 133-143, 2002.

JEPPESSEN, E; JENSEN, J.P; JENSEN, C; BJØRN, F; HESSEN, D.O; SØNDERGAARD, M; LAURIDSEN, T; BRETTUM, P; CHRISTOFFERSEN, K. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: a study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. **Ecosystems**, v. 6, p. 313-325, 2003.

JEPPESSEN, E.; NOGES, P.; DAVIDSON, T.A.; HABERMAN, J.; NOGES, T.; BLANK, K.; ...; JOHANSSON, L.S. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, v. 676, p. 279, 2011.

KATHREN, R.L. **Radioactivity in the environment: Sources, distribution and surveillance.** (Harvard Academic Publishers), 1984.

KATTEL, G; SIROCKO, F. Palaeocladocerans as indicators of environmental, cultural, and archaeological developments in Eifel maar lakes region (West Germany) during the Lateglacial and Holocene periods. **Hydrobiology**, v. 676, p. 203–221, 2011.

KERFOOT, W.C. Net accumulation rates and the history of cladoceran communities. **Ecology**, v. 55 p. 51-61, 1974.

KERFOOT, W.C. Long-term replacement cycles in cladoceran communities: a history of predation. **Ecology**, v. 62, p. 216-233, 1981.

KERFOOT, W.C. *Bosmina* remains in Lake Washington sediments: Qualitative heterogeneity of bay environments and quantitative correspondence to production. **Limnology and Oceanography**, v. 40, p. 211-225, 1995.

KERFOOT, W.C. Baltic *Eubosmina* morphological radiation: sensitivity to invertebrate predators (induction) and observations on genetic differences. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 167, p. 147-168, 2006.

KERFOOT, W.C.; MCNAUGHT, A.S. Two-step dialogue between the cladoceran *Bosmina* and invertebrate predators: induction and natural selection. **Limnology and Oceanography**, v. 55, p. 403-419, 2010.

KITCHELL, J.A.; KITCHELL, J.F. Size-selective predation, light transmission, and oxygen stratification: Evidence from the recent sediments of manipulated lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 25, p. 389-402, 1980.

KOLASINSKI, J; ROGERS, K; FROUIN, P. Effects of acidification on carbon and nitrogen stable isotopes of benthic macrofauna from a tropical coral reef. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 22, p. 2955–2960, 2008.

KORHOLA, A.; RAUTIO, M. **Cladoceran and other branchiopod crustaceans**. In: Smol JP, Birks HJB, Last WM (eds) *Tracking Environmental Change Using Sediments. Zoological Indicators*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands, v. 4, p. 4-41, 2001.

KOROSI, J.B.; PATERSON, A.M.; DESELLAS, A.M. Linking mean body size of pelagic Cladocera to environmental variables in Precambrian Shield lakes: a paleolimnological approach. **Journal of Limnology**, v. 67, p. 22-34, 2008.

KOROSI, J.B.; PATERSON, A.M.; DESELLAS, A.M.; *et al.* Comparison of present-day and pre-industrial changes in *Bosmina* and *Daphnia* size structure from soft-water Ontario lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 67, p. 754–762, 2010.

KOROSI, J.B.; SMOL, J.P. An illustrated guide to the identification of cladoceran subfossils from lake sediments in northeastern North America: part 1 – the Daphniidae, Leptodoridae, Bosminidae, Polyphemidae, Holopedidae, Sididae and Macrothricidae. **Journal of Paleolimnology**, v. 48, p. 571-586, 2012.

KOROSI, J.B.; KUREK, J.; SMOL, J.P. A review on utilizing *Bosmina* size structure archived in lake sediments to infer historic shifts in predation regimes. **Journal of Plankton Research**, v. 35, p. 444-460, 2013.

KUREK, J.; KOROSI, J.B.; JEZIORKI, A.; SMOL, J.P. Establishing reliable minimum count sizes for cladoceran subfossils sampled from lake sediments. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 603-612, 2010.

KUREK, J.; WEEBER, R.C.; SMOL, J.P. Environment trumps predation and spatial factors in structuring cladoceran communities from Boreal Shield lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 68, p. 1408–1419, 2011.

LABAJ, A.L.; KUREK, J.; SMOL, J.P. *Chaoborus americanus* predation influences *Bosmina* mucro lengths in fishless lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 51, p. 449-454, 2014.

LABAJ, A.L.; KOROSI, J.B.; KUREK, J.; JEZIORSKI, A.; KELLER, W.; SMOL, J.P. Response of *Bosmina* size structure to the acidification and recovery of lakes near Sudbury, Canada. **Journal of Limnology**, v. 75, p. 22–29, 2016.

LAFORSCH, C.; TOLLRIAN, R. **Cyclomorphosis and phenotypic changes**, in: Plankton of Inland Waters, v.1, p. 231-238, 2009.

LAGERGREN, R; HELLSTEN, M; STENSON, J.A.E. Increased drag, and thus lower speed: a cost for morphological defence in *Bosmina* (*Eubosmina*) (Crustacea: Cladocera). **Functional Ecology**. V. 11, p. 484–488, 1997.

LAMB, H.F; GASSE, F; BENKADDOUR, A; EL HAMOUTI, N.; VAN DER KAARS, S; PERKINS, W.T; PEARCE, N.J.; ROBERTS, C.N. Relation between century-scale Holocene arid intervals in tropical and temperate zones. **Nature** 12:134-137, 1995.

LAMONTAGNE, S.; SCHINDLER, D.W. Historical status of fish populations in Canadian Rocky Mountain lakes inferred from subfossil *Chaoborus* (Diptera: Chaoboridae) mandibles. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 51, p. 1376–1383, 1994.

LAUTERBORN, R. Die cyklische oder temporale Variation von *Anuraea cochlearis*. II Theil. **Verhandlungen des naturhistorisch-medizinischen Vereins zu Heidelberg**, p. 529-621, 1904.

LEAVITT, P.R.; CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.F. Whole-lake experiments: The annual record of fossil pigments and zooplankton. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 700-717, 1989.

LEAVITT, P.R; SANFORD, P.R; CARPENTER, S.R.; *et al.* An annual fossil record of production, planktivory and piscivory during wholelake manipulations. **Journal of Paleolimnology**, v. 11, p. 133–149, 1994.

LEWIS JR, W.M. Phosphorus and nitrogen loading of Lake Valencia. **Acta científica venezolana**, v. 34, p. 345-349, 1983.

LIEDER, U. Revision of the genus *Bosmina* Baird, (1845) (Crustacea, Cladocera). **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, v. 68, p. 121-139, 1983a.

LIEDER, U. Die Arten der Untergattung *Eubosmina* Seligo, 1900 (Crustacea, Cladocera, Bosminidae). **Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin**, v. 59, p. 195-292, 1983b

LIEDER, U. *Bosmina* and *Daphnia*: taxonomically critical groups among the Cladocera (Crustacea Phyllopoda). **Limnologica**, v. 17, p. 53-66, 1986.

LINDHOLM, M. Predator - Induced Cyclomorphosis of *Daphnia laevis* (Branchiopoda, Cladocera) in a Tropical Floodplain (Okavango Delta, Botswana). **Crustaceana**, v. 75, p. 803-814, 2002.

LÓPEZ-BLANCO, C.; MIRACLE, M.R.; VICENTE, E. Is there a bias between contemporary and subfossil cladocerans assemblages? **Limnetica**, v. 32, p. 201-214, 2013.

LUIZ, T.F.; VELLUDO, M.R.; PERET, A.C.; RODRIGUES FILHO, J.L.; PERET, AM. Diet, reproduction and population structure of the introduced Amazonian fish *Cichla piquiti* (Perciformes: Cichlidae) in the Cachoeira Dourada reservoir (Paranaíba River, central Brazil). **Revista de Biología Tropical**, v. 59, p. 727-741, 2011

MACPHEE, S.A; ARNOTT, S.E; KELLER, W. Lake thermal structure influences macroinvertebrate predation on crustacean zooplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 33, p. 1586-1595, 2011.

MANCA, M.; COMOLI, P. Reconstructing long-term changes in *Daphnia*'s body size from subfossil remains in sediments of a small lake in the Himalayas. **Journal of Paleolimnology**, v. 32, p. 95-107, 2004.

MARONEZE, D.M. **Interações entre invertebrados planctônicos de lagoas impactadas por peixes não-nativos (médio rio Doce - MG): uma abordagem experimental e paleolimnológica**. Tese (Doutorado em Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silves) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.

MASUNDIRE, H.M. Seasonal variation in size of *Bosmina longirostris* OF Müller in tropical Lake Kariba, Zimbabwe. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 24, p. 1455-1459, 1991.

MATVEEV, V.F. History of the community of planktonic Cladocera in Lake Glubokoe (Moscow Region). **Hydrobiologia**, v. 141, p. 145-152, 1986.

MCQUEEN, D.J.; RAMCHARAN, C.W.; DEMERS, E.; YAN, N.D.; CONFORTI, L.M.; PEREZ-FUENTETAJA, A. *Chaoborus* behavioural responses to changes in fish density. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 145, p. 165–179, 1999.

MEGARD, R.O. Three new species of *Alona* (Cladocera. Chydoridae) from the United States. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, v. 52, p. 37-50, 1967.

MELO, R. D., & HEBERT, P. D. Allozymic variation and species diversity in North American Bosminidae. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, p. 51, p. 873-880, 1994.

MESCHIATTI, A.J.; ARCIFA, M.S. Early life stages of fish and the relationships with zooplankton in a tropical Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 41-50, 2002.

MEYERS, P.A. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. **Chemical Geology**, v. 114, p. 289-302, 1994.

MEYERS, P.A. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. **Organic Geochemistry**, v. 27, p. 213-250, 1997.

MEYERS, P.; ISHIWATARY R. Lacustrine organic geochemistry – an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. **Organic Geochemistry**. v.20, p. 867-900, 1993.

MEYERS, P. A preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. **Chemical Geology**, v. 114, p. 289-302, 1994.

MEYERS, P.A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. **Organic Geochemistry**, v. 34, p. 261-289, 2003.

MIDDYA, S.; CHAKRABORTY, S.K. Cyclomorphosis of fresh water rotifers from wetlands of contrasting ecological feature–seasonal analysis. **Journal of Biodiversity and Environmental Sciences**, v. 8, p.155-163, 2016.

MINTO, W.J; ARCIFA, M.S.; PERTICARRARI A. Experiments on the influence of *Chaoborus brasiliensis* Theobald, 1901 (Diptera: Chaoboridae) on the diel vertical migration of microcrustaceans from Lake Monte Alegre, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 25-35, 2010.

MUNSELL COLOR CO. **Munsell soil color charts**. Munsell Color Company, Baltimore, 1975.

NAKAI, N. Carbon isotopic variation and the paleoclimate of sediments from Lake Biwa. **Proceedings of the Japan Academy**., v. 48, p. 516-521, 1972.

NEVALAINEN, L. Description of subfossil post-abdomen and post-abdominal claw of *Ceriodaphnia* (Cladocera, Daphniidae). **Studia Quaternaria**, v. 24, p. 65-67, 2007.

NILSSEN, J.P.; WAERVÅGEN, S.B. Intensive fish predation: an obstacle to biological recovery following liming of acidified lakes? **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 9, p. 73-84, 2002.

NOMURA, H.; MENEZES, J.F.S.; SOUZA, M.V.F.A. Evidências da ação predadora do tucunaré, *Cichla ocellaris*, sobre a tilapia-do-congo, *Tilapia rendalli* (Pisces, Cichlidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 1, p., 195-69 1982.

NORTHCOTE, T.G. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a “top-down” view. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 45, p. 361– 379, 1988.

ODIGIE, J.O.; OLOMUKORO, J. O. Cyclomorphosis: The Adaptive Mechanism of Zooplankton in the Aquatic Ecosystem. **American Journal of Biomedical Sciences**, v. 11, p. 22-30, 2019.

PALM, F; STENSON, J.A.E.; LAGERGREN, R. Which paleolimnological zooplankton records can indicate changes in planktivorous fish predation? **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 29, p. 661–666, 2005.

PALM, F.; EL-DAOUSHY, F.; SVENSSON, J.E. Fragmented subfossil *Chaoborus* mandibles reveal periods of cyprinid presence in lake histories. **Journal of Paleolimnology**, v. 45, p. 101-113, 2011.

PENNAK, R.W. **Fresh-Water Invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. John Wiley and Sons. Inc. • Toronto. Canada: p. 369-409, 1989.

PERGA, M.E. Potential of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of cladoceran subfossil exoskeletons for paleo-ecological studies. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 387-395, 2010.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Reviews of Ecological Systems**, v. 18, p. 293–320, 1987.

PETERSON, B.J.; HOWARTH, R.W.; GARRIT, R.H. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs. **Science**, v. 227, p. 1361-1363, 1987.

PIJANOWSKA, J. Cyclomorphosis in *Daphnia*: an adaptation to avoid invertebrate predation. **Hydrobiologia**, v. 198, p. 41-50, 1990.

PITUL'KO, S.I. Influence of food on morphological characteristics of *Daphnia galeata* (Cladocera, Daphniidae) from Lake Baikal. **Limnology and Freshwater Biology**, p. 199-204, 2019.

Plano Diretor Físico do Campus USP de Ribeirão Preto. Coordenadoria do Espaço Físico da Universidade de São Paulo, 2009.

PRAHL, F.G.; BENNETT, J.T.; CARPENTER, R. The early diagenesis of aliphatic hydrocarbons and organic matter in sedimentary particulates from Dabob Bay, Washington. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 44, p. 1967-1976, 1980.

PREMUZIC, E.T.; BENKOVITZ, C.M.; GAFFNEY, J.S.; WALSH, J.J. The nature and distribution of organic matter in the surface sediments of world oceans and seas. **Organic Geochemistry**, v. 4, p. 63-77, 1982.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge University Press, 1984.

RIESSEN, H.P.; O'BRIEN, W.J.; LOVELESS B. An analysis of the components of *Chaoborus* predation on zooplankton and the calculation of relative prey vulnerabilities. **Ecology**, v. 65, p. 514–522, 1984.

RIESSEN, H.P. Water temperature alters predation risk and the adaptive landscape of induced defenses in plankton communities. **Limnology and Oceanography**, v. 60, p. 2037-2047, 2015.

ROBBINS, J.A.; EDGINGTON, D.N. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 39, p. 285–304, 1975.

SAKAMOTO, M.; HANAZATO, T.; TANAKA, Y. Impact of an insecticide on persistence of inherent antipredator morphology of a small cladoceran, *Bosmina*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 57, p. 68-76, 2009.

SANFORD, B. Stratigraphic and structural framework of upper Middle Ordovician rocks in the Head Lake-Burleigh Falls area of south-central Ontario. **Géographie physique et Quaternaire**, v. 47, p. 253-268, 1993.

SCHELSKE, C.L.; STOERMER, E.F.; CONLEY, D.J.; ROBBINS, J.A.; GLOVER, R.M. Early eutrophication in the Lower Great Lakes: new evidence from biogenic silica in sediments. **Science** v. 222, p. 320–322, 1983.

SCOURFIELD, D.J.; HARDING, J.P. **A key to the British Freshwater Cladocera**. 3 ed. Freshwater Biological Association, Windermere, 1966.

SMIRNOV, N.N. Fauna of the U.S.S.R., Crustacea. Academy of Sciences of the U.S.S.R. 1(2). **Translated from Russian, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem**, 1974, New Series no. 101., 1971.

SMIRNOV, NN. Metody I nekotoryye resul'taty istoricheskoy biotsenologii vetvistousykh rakoobraznykh. In Polyakov, G. D. (ed.) **Ekologiya Soobshchestv Ozero Glubokogo. Izdatel'stvo Nauka**, Moscow: p. 105-173, 1978.

SMOL, J.P. **Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective**. 2 ed. Blackwell Publishing, Oxford, 2008.

SPRULES, W.G.; CARTER, J.C.; RAMCHARAN, C.W. Phenotypic associations in the Bosminidae (Cladocera): Zoogeographic patterns. **Limnology and oceanography**, v. 29, p. 161-169, 1984.

STAHL, J.B. The use of chironomids and other midges in interpreting lake histories. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen**, v. 17, p. 11-125, 1969.

SWEETMAN, J.N.; FINNEY, B.P. Differential responses of zooplankton populations (*Bosmina longirostris*) to fish predation and nutrient loading in an introduced and a natural sockeye salmon nursery lake on Kodiak Island, Alaska, USA. **Journal of Paleolimnology**, v. 30, p 183–193, 2003.

SWEETMAN, J.N.; SMOL, J.P. Reconstructing fish populations using *Chaoborus* (Diptera: Chaoboridae) remains – a review. **Quaternary Science Reviews**, v. 25, p. 2013–2023, 2006.

SZEROCZYN´SKA, K.; SARMAJA-KORJONEN, K. Atlas of subfossil Cladocera from Central and Northern Europe. Friends of the Lower Vistula Society, **S ´wiecie, Poland**. 84p., 2007.

TOLLRIAN, R. Fish-kairomone induced morphological changes in *Daphnia lumholtzi* (Sars). **Archiv fur Hydrobiologie.**, v. 130, p. 69–75, 1994.

URRUTIA, R; SABBE, K; CRUCES, F; POZO, K; ARANEDA, A; VYVERMAN, W.; PARRA, O. Paleolimnological studies of Laguna Chica of San Pedro (VIII Region): Diatoms, hydrocarbons and fatty acid records, Santiago. **Revista Chilena de Historia Natural**, v.73, p. 717-128, 2000.

USEPA (US Environmental Protection Agency). **Requirements for quality assurance project plans**. 2001.

UUTALA, A.J. *Chaoborus* (Diptera: Chaoboridae) mandibles - paleolimnological indicators of the historical status of fish populations in acid-sensitive lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 4, p. 139–151, 1990.

UUTALA, A.J.; YAN, N.D.; DIXIT, A.S.; *et al.* Paleolimnological assessment of damage to fish communities in three acidic Canadian Shield lakes. **Fisheries Research**, v.19, p. 157–177, 1994.

VALDERRAMA, G.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v.10, p. 109-122, 1981.

VANNI, M.J.; LAYNE, C.D. Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the “top–down” effect of fish on algae in lakes. **Ecology**, v. 78, p. 21-40, 1997.

VERSCHUREN, D.; MARNELL, L.F. Fossil zooplankton and the historical status of westslope cutthroat trout in a headwater lake of Glacier National Park, **Montana. Transactions of the American Fisheries Society**, v. 126, p. 21-34, 1997.

VON ENDE, C.N. Fish predation, interspecific predation, and the distribution of two *Chaoborus* species. **Ecology**, v. 60, p. 119-128, 1979.

WISSEL, B.; YAN, N.D.; RAMCHARAN, C.W. Predation and refugia: implications for *Chaoborus* abundance and species composition. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1421–1431, 2003.

ZARET, T.M.; R. T. PAINE. Species introduction in a tropical lake. **Science**, v. 182, p. 449–455, 1973.