

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Estrutura e composição em espécies da comunidade zooplanctônica de lagoas naturais da região de Lagoa Santa, Minas Gerais

Mirla Mayara de Castro Claro Gomes

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa

Co-Orientadora: Prof.^a Dra. Paulina Maria Maia Barbosa

Belo Horizonte, abril de 2012

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela oportunidade e acolhimento;

À FAPEMIG pela concessão da bolsa de pesquisa;

Ao Professor Francisco Barbosa pela orientação, pelos ensinamentos e pela oportunidade de fazer parte desse grupo de pesquisa;

À Professora Paulina Maria Maia-Barbosa pela atenção, disponibilidade e colaboração;

À Rosa Maria Menendez por me ensinar tudo sobre a identificação de zooplâncton, sempre com muita paciência e delicadeza;

Aos amigos do Limnea por me receberem tão bem, pelo auxílio e apoio, em especial: à Renata Silvino por me apresentar ao Carste; ao Diego Pujoni pela atenção, por estar sempre disposto a ajudar e por solucionar meus infinitos problemas estatísticos, sempre com muita paciência; à Thécia Paes por estar sempre presente, me escutar, apoiar e ajudar nos momentos difíceis; à Natália Murta e Maione Franco pela amizade desde os primeiros momentos de aquário; à Aline Santos e a Cíntia Tavares pela companhia nos finais de semana e feriados contando amostras no laboratório;

À Lilian Praes, Paula Nobrega e todos os amigos do ECMVS que compartilharam problemas, angústias, desesperos mas também os melhores momentos, as diversões e procrastinações, fazendo tudo muito mais leve;

Aos amigos que, mesmo distantes, estiveram sempre presentes, em especial à Fernanda Porcari, Flávia Francischinelli e Emily Oliveira;

E, principalmente, agradeço à minha família por estar sempre ao meu lado ao longo dessa trajetória, me apoiarem, me incentivarem e entenderem minha ausência.

“A ciência é a tentativa de fazer com que a diversidade caótica da nossa experiência sensível corresponda a um sistema lógico uniforme de pensamento”

Albert Einstein, 1950

RESUMO

Ambientes cársticos, devido às características do solo, são frágeis e susceptíveis a contaminantes, o que os torna únicos. Agravado por essas características, as lagoas da APA Carste de Lagoa Santa (MG) sofrem com os impactos decorrentes da urbanização acelerada. Com o objetivo de caracterizar as estruturas das comunidades zooplancônicas de lagoas cársticas tropicais urbanas, e avaliar os fatores que influenciam suas diversidades e estruturas, foram obtidas amostras subsuperficiais de zooplâncton de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa –MG (L. Olhos d'Água, L.Confins, L.Sumidouro e L.Mares) dos períodos de chuva e seca de 2009 e 2010, em duas regiões (limnética e litorânea). Utilizou-se oito métricas de diversidade (riqueza absoluta, riqueza rarefeita, equitabilidade E_{var} , diversidade de Simpson e quatro métricas de distinção taxonômica- Delta, Delta*, Delta+ e Lambda+) para comparar as lagoas. Na Lagoa dos Mares, a mais rica, mais equitável e com alta distinção taxonômica, a heterogeneidade ambiental (presença de bancos de macrófitas) pode ser considerada um importante fator estruturador das comunidades, favorecendo a coexistência de espécies, principalmente aquelas características de ambientes litorâneos. Nas lagoas Olhos d'Água e de Confins, a baixa riqueza e alta dominância de espécies associadas à alta distinção taxonômica revelam proximidade de um processo de exclusão competitiva. Por fim, na Lagoa do Sumidouro, afetada por secas intensas e periódicas, com conseqüente reduções populacionais, haveria favorecimento de espécies litorâneas e de crescimento rápido, resultando em uma comunidade zooplancônica dominada Rotifera, tendo este grupo alta riqueza e baixa equitabilidade. Observou-se que riqueza, equitabilidade e diversidade são influenciadas por fatores associados a eutrofização, enquanto os índices de distinção taxonômica são pouco influenciadas por características ambientais.

ABSTRACT

Karstic environments, due to the soil features, are fragile and susceptible to contaminants, which make them unique. Aggravated by these features, lakes of the karstic region of Lagoa Santa Environmental Protected Area (MG) suffer from urbanization impacts. This study aimed to characterize the structure of the zooplankton community of natural, urban, tropical karstic lakes (Olhos d'Água, Confins, Sumidouro, Mares), and to evaluate the factors that influence their diversity and structure. In order to do so, zooplankton and water samples were obtained from these lakes located within protected area (APA Carste Lagoa Santa- MG) in two seasons (rainy and dry) in two consecutive years (2009 and 2010) and from two sampling sites (limnetic and littoral zone). Furthermore, 8 diversity metrics were applied (absolute richness, rarefied richness, evenness Evar, Simpson diversity together with 4 taxonomic distinctness metrics: Delta, Delta*, Delta+ and Lambda+) to compare the lakes. In Lake Mares, the richer and more even and with high taxonomic distinctness, environmental heterogeneity (presence of macrophytes) can be considered an important factor structuring community, favoring the coexistence of species, especially those characteristics of littoral zone. In lakes Olhos d'Água and Confins, low richness and high species dominance associated with high taxonomic distinctness indicate a process of competitive exclusion. Finally, lake Sumidouro, affected by periodic droughts and consequent population reductions, must have favoring of littoral and rapid growth species, resulting in zooplankton community dominated by Rotifera, a group with high richness and low evenness. It was observed that richness, evenness and diversity indices are influenced by factors associated to eutrophication, while taxonomic distinctness metrics are little influenced by environmental features.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
2. OBJETIVOS.....	10
2.1. Geral.....	10
2.2. Específicos.....	10
3. METODOLOGIA.....	11
3.1. Área de estudo.....	11
3.1.1. Caracterização geral da área e Unidades de Conservação.....	11
3.1.2. Características das lagoas estudadas.....	13
3.2. Amostragens.....	16
3.3. Métricas de diversidade.....	17
3.3.1. Riqueza de espécies.....	18
3.3.2. Equitabilidade.....	18
3.3.3. Índice de diversidade.....	19
3.3.4. Distinção taxonômica.....	20
3.3.4.1. Delta (Δ).....	22
3.3.4.2. Delta* (Δ^*).....	22
3.3.4.3. Delta+ (Δ^+).....	23
3.3.4.4. Lambda+ (Λ^+).....	23
3.4. Análise estatística.....	23
3.4.1. Análise de variância.....	23
3.4.2. Análise de ordenação.....	24
3.4.3. Regressões múltiplas.....	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
4.1. Métricas de diversidade e estrutura das comunidades.....	27
4.1.1. Riqueza.....	27
4.1.2. Equitabilidade.....	32
4.1.3. Diversidade.....	35
4.1.4. Delta.....	38
4.1.5. Delta*.....	44
4.1.6. Delta+.....	45
4.1.7. Lambda+.....	47
4.2. Resposta da comunidade às características ambientais.....	48
4.3. Resposta das métricas de diversidade aos fatores ambientais.....	52
5. DISCUSSÃO GERAL.....	56
5.1. Métricas de diversidade.....	56
5.2. Diferenças espaço-temporais.....	58
5.3. Características das lagoas.....	59
6. CONCLUSÕES.....	64

1. INTRODUÇÃO

A Área de Proteção Ambiental (APA) Carste de Lagoa Santa, localizada na região metropolitana de Belo Horizonte, representa uma região de importância internacional, contendo riqueza científica e cultural de grande significado, além de grandes belezas cênicas (Herrmann *et al.*, 1998). A região é berço da paleontologia, arqueologia e espeleologia brasileira (Hurt, 1960), sendo considerada uma das mais importantes províncias rupestres do país. Nesta área é registrado o maior número de cavernas por área no país, sendo 387 dentro da APA, além de grande quantidade de fósseis pleistocênicos, entre os quais, a megafauna extinta (Berbert-Born, 2002). Destacam-se ainda vestígios importantes da ocupação humana pré-histórica no Brasil, incluindo a existência de numerosos sítios com grafismos parietais (IBAMA, 1998). A região ganhou destaque internacional com os estudos paleontológicos de Peter W. Lund e da pesquisadora francesa Annette Laming Emperaire, além de estudos do botânico dinamarquês Eugenius Warming, que realizou o primeiro levantamento do cerrado da região.

Contudo, esta área sofre com os riscos ambientais decorrentes da urbanização acelerada e do uso e ocupação desordenados do solo, agravados pela sua característica frágil. As atividades urbano-industriais, de mineração e agricultura são impulsionadas principalmente pela localização da APA na região metropolitana de Belo Horizonte; pela construção do Aeroporto Internacional Presidente Tancredo Neves (municípios de Confins e Lagoa Santa), e pela criação do Centro Administrativo do Estado de Minas Gerais (inaugurado em 2010). Inicialmente, esses fatores levaram à abertura e duplicação de rodovias, sendo evidente o avanço da metrópole sobre o campo. Ao longo desse eixo de circulação deu-se início a um acelerado processo de expansão demográfica e ocupação do solo, com o surgimento de loteamentos sem infraestrutura de saneamento (Kohler, 1989; Shinzato, 1998). As pressões antrópicas sofridas pela APA, que se tornaram expressivas a partir dos anos 80, hoje são impulsionadas por uma série de obras estratégicas promovidas pelo Governo do Estado visando a expansão do Vetor Norte da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Estas obras atraem indústrias e investimentos e estimulam a especulação imobiliária na região, podendo implicar em graves consequências para a integridade do ambiente cárstico (Alt, 2008). A deficiência, ou mesmo ausência, de saneamento básico em muitas áreas leva muitos moradores a utilizarem o sistema de fossa séptica, o que representa um fator de poluição potencial do solo e das águas, agravado pelo alto risco de contaminação

característico do tipo de solo (Herrmann *et al.*, 1998). A disposição inadequada de resíduos sólidos e efluentes líquidos na região também é destacada por Alt (2008), assim como a exploração excessiva de água, o desmatamento e a impermeabilização do solo (com consequência sobre a recarga do aquífero).

A atividade minerária da região, baseada em calcário, areia, cascalho e argila (Kohler, 1989) é destacada por Berbert-Born (2002) como atividade de risco ambiental, ao remover vegetação e solo e modificar os fluxos d'água por meio de aporte de detritos. As mesmas características geológicas que tornaram a região reconhecida internacionalmente pelo patrimônio histórico, cultural e paisagístico, também constituem a maior fonte de recursos econômicos da região, considerada um polo minerário (Herrmann *et al.*, 1998). Alt (2008) destaca os impactos da extração de calcário e dolomita, realizada principalmente a céu aberto por meio de detonações, e os impactos da mineração e beneficiamento da pedra de Lagoa Santa. A falta de preocupação com a minimização ou mitigação dos impactos ambientais e com a recuperação de áreas degradadas no processo de exploração de calcário é também destaque (Herrmann *et al.*, 1998). Os problemas do uso de adubos e agrotóxicos na agricultura, assim como a utilização de técnicas inadequadas na pecuária, são evidentes na região (Herrmann *et al.*, 1998; Alt, 2008), com efeitos sobre os recursos hídricos.

Os lagos desta região, formados por dissolução calcárea, apresentam-se associados a um sistema de condutos subsuperficiais, o que potencializa o transporte de poluentes e a contaminação de áreas extensas (Silvino, 2012). Estas fontes de impacto ambiental, ao modificarem as características dos ambientes aquáticos, influenciam diretamente os organismos neles presentes, incluindo a comunidade zooplancônica, caracterizada pela forte dependência do ambiente físico para suporte, transporte e alimentação (Rigby & Milsom, 2000).

A comunidade zooplancônica é constituída por uma variedade de organismos, compondo um grupo polifilético de animais agrupados pela característica comum de terem a coluna d'água como habitat principal. É um grupo chave para o entendimento dos ecossistemas aquáticos, devido à sua importância na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Esteves *et al.*, 2011), e à íntima relação com o meio físico. Essas características, associadas a respostas rápidas às mudanças ambientais, indicam alterações súbitas na qualidade da água e fazem deste grupo potencial avaliador de condições do meio (Gannon & Stemberger, 1978). Além disso, a ampla distribuição geográfica e a maior abundância numérica entre todos os

animais (Rigby & Milsom, 2000) fazem deste grupo um elo de ligação entre diferentes ambientes.

Embora a diversidade de espécies seja considerada tema central dos estudos da Ecologia de Comunidades (Giacomini, 2007) o entendimento dos processos de manutenção da biodiversidade em escalas local e regional é ainda restrito, especialmente em ecossistemas aquáticos tropicais (Aranguren-Riano *et al.*, 2011). A manutenção da biodiversidade se tornou um dos principais objetivos da conservação, porém, a proteção dos recursos biológicos requer o entendimento de como comunidades são formadas e como respondem a mudanças (Williams & Gaston, 1994; Cavender-Bares *et al.*, 2009).

Essa questão se torna ainda mais difícil se consideradas as diversas formas como a biodiversidade pode ser abordada. Sendo a biodiversidade a representação da complexidade de vida na Terra, considerando dimensões fenotípicas, genotípicas e ecológicas (Wilsey *et al.*, 2005) é um desafio medi-la de forma eficiente. Por outro lado, não podemos considerar a biodiversidade (perda ou distribuição) sem utilizar unidades para isso (Purvis & Hector, 2000). Neste contexto estão inseridos os índices buscam quantificar a biodiversidade de determinado ambiente. Índice pode ser definido como um número derivado de uma fórmula que resume uma quantidade de dados (Green & Chapman, 2011). Eles podem facilitar a interpretação ecológica quando se trabalha com grande quantidade de dados (Beisel *et al.*, 2003), sendo utilizados em numerosas situações, inclusive na avaliação da integridade de ecossistemas aquáticos, como métricas de biodiversidade (Gallardo *et al.*, 2011).

Nenhum único índice é completamente efetivo para descrever estruturas de comunidades sob uma ampla gama de situações (Beisel *et al.*, 2003), porém estudos de faces particulares da biodiversidade podem levar a descobertas importantes (Purvis & Hector, 2000).

Tendo em vista a fragilidade e a pressão antrópica a que vem sendo submetidos os ambientes cársticos, a relevância do estudo sobre diversidade e a importância do zooplâncton para os ecossistemas aquáticos, este trabalho aborda alguns aspectos da biodiversidade zooplanctônica de lagoas da APA Carste de Lagoa Santa – MG.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

O objetivo deste trabalho foi caracterizar as estruturas das zooplanctônicas de quatro lagoas cársticas tropicais urbanas e avaliar os fatores que influenciam suas diversidades e estruturas.

2.2. Específicos

- Analisar as estruturas das comunidades zooplanctônicas segundo composição, riqueza, equitabilidade, diversidade e relação taxonômica das espécies.
- Verificar os efeitos de fatores abióticos (variáveis físicas e químicas) e bióticos (disponibilidade de recursos alimentares) sobre a diversidade e estrutura das comunidades zooplanctônicas.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

3.1.1. Caracterização geral da área e Unidades de Conservação

A APA Carste de Lagoa Santa está localizada na região centro-sul de Minas Gerais, próxima a Belo Horizonte, inserindo-se na sub-bacia do rio das Velhas, afluente mais alto da bacia do Alto São Francisco. O Rio das Velhas limita a porção leste-nordeste da APA, enquanto o Ribeirão da Mata representa o limite oeste-sudoeste (Patrus, 1998). As principais sub-bacias são aquelas dos córregos Samambaia, Palmeiras-Mocambo, Jaguará e da Gordura (Berbert-Born, 2002), com descarga regional final no rio das Velhas a nordeste, ou no Ribeirão da Mata a sudoeste (Patrus, 1998) (Figura 1).

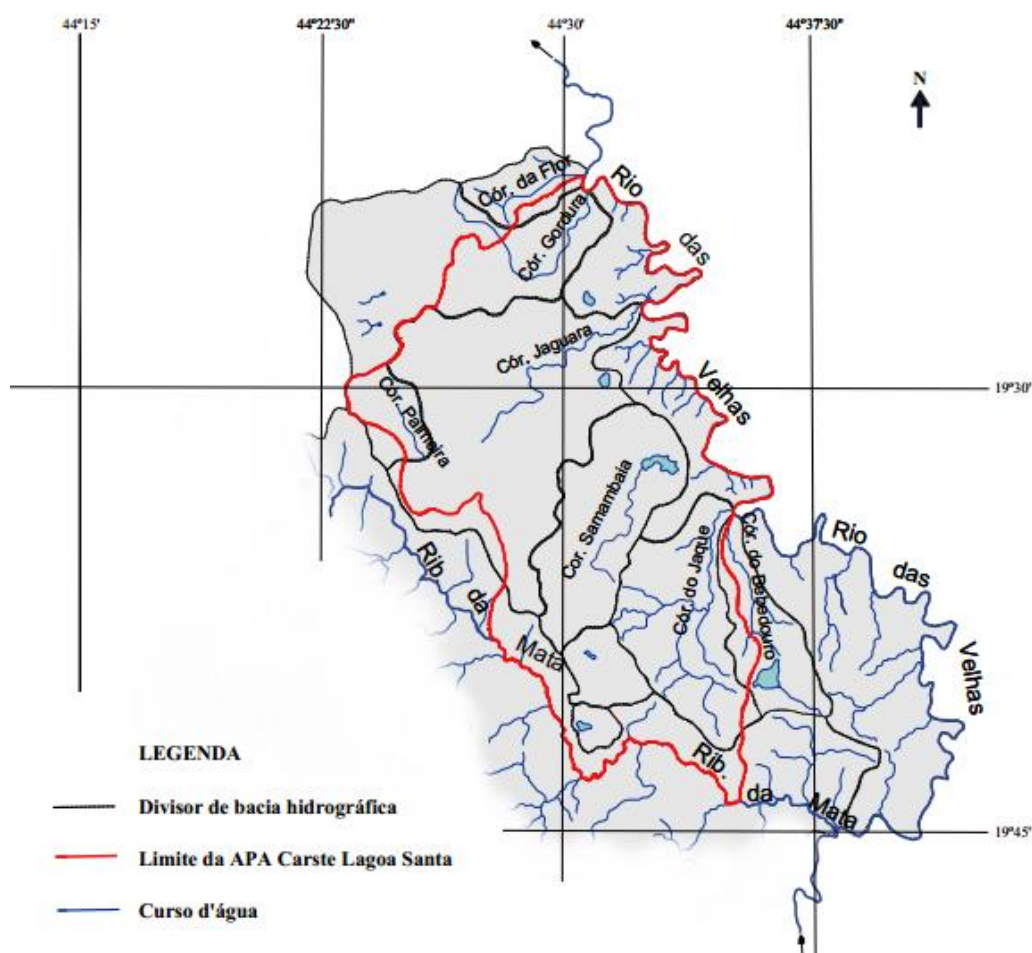


Figura 1. Sub-bacias hidrográficas na região da APA Carste Lagoa Santa-MG (modificado de Patrus, 1998).

O clima da região é Awi pela classificação de Köppen, o que corresponde ao clima tropical úmido, com inverno seco e verão chuvoso. A temperatura média do mês mais frio é superior a 18°C (Patrus, 1998) e a umidade relativa média varia de 60% a 77%. O período de seca (inverno), que se estende de maio a setembro, representa menos de 7% das chuvas anuais (Berbert-Born, 2002).

O relevo da área é acidentado do tipo côncavo-convexo, com formas superficiais próprias que resultam da dissolução de rochas carbonáticas e da estruturação de uma hidrografia com componentes subterrâneos. A geomorfologia cárstica é típica e diversificada, marcada pela presença de dolinas, muitos lagos com diferentes comportamentos hídricos, amplas planícies rebaixadas e complexa trama de condutos subterrâneos conectados com o relevo superficial (Berbert-Born, 2002).

O planalto de Lagoa Santa encontra-se inserido no domínio morfoclimático do Cerrado (Ab'saber, 1977), estando presentes floresta estacional decidual, floresta estacional semidecidual, além das formações vegetacionais de cerrado. A floresta estacional semidecidual prevalece nas dolinas e arredores dos afloramentos calcários. Sobre e entre os afloramentos calcários desenvolve-se a floresta estacional decidual, enquanto o cerrado se restringe a manchas remanescentes, principalmente nas superfícies mais aplainadas com solos mais rasos e/ou mais ácidos (Piló, 1998). Dentro do perímetro da APA, encontram-se numerosos sumidouros, ressurgências (Hurt, 1960; Herrmann *et al.*, 1998) e lagoas com diferentes comportamentos hídricos, associadas a dolinas ou a planícies rebaixadas (Berbert-Born, 2002).

A preocupação com os problemas ambientais, intensificados a partir da década de 1980, sobre uma área de reconhecida fragilidade física e grande valor científico e cultural, culminou na criação, pelo Governo Federal, da Área de Proteção Ambiental Carste de Lagoa Santa, uma unidade de conservação de uso sustentável (Decreto 98.881 de 25 de janeiro de 1990). Essa Unidade de Conservação (UC), que possui 35600 hectares, tem como objetivo proteger um dos mais importantes sítios arqueológicos e espeleológicos do país e sua riqueza científica e cultural (Herrmann *et al.*, 1998; Berbert-Born, 2002). Entretanto, a declaração dessa área como UC não representou o fim, ou a contenção, dos impactos antrópicos: a área continuou sendo afetada pelo rápido crescimento populacional (Auler, 1994). Alt (2008), em um estudo sobre a influência da criação da APA na dinâmica de evolução do uso do solo da região, concluiu que a efetividade da UC é baixa. A autora observou que o papel da APA para disciplinar o uso do solo até então era pequeno, sendo as taxas de conversão do uso do solo,

similares dentro e fora da APA. Aquele estudo identificou também a falta de integração entre os órgãos estaduais como o principal problema de gestão, e ressaltou que a grande maioria da população entrevistada não sabia que residia no interior de uma APA, o que reflete um desconhecimento das normas para o uso das propriedades.

Outra unidade de conservação presente na região é o Parque Estadual do Sumidouro, criado em janeiro de 1980 com o objetivo de preservar parte específica do patrimônio cultural e natural existente na região. Com uma área total de 1300 ha, o Parque localiza-se nos municípios de Pedro Leopoldo e Lagoa Santa, dentro da APA. A sua importância é exaltada pela presença de 52 cavernas cadastradas e cerca de 170 sítios arqueológicos históricos e pré-históricos, além de uma fauna rica e patrimônios paisagísticos (IEF, 2011).

3.1.2. Características das lagoas estudadas

Quatro lagoas foram estudadas neste trabalho: Lagoa de Confins e Lagoa dos Mares, situadas no município de Confins; Lagoa Olhos d'Água, no município de Lagoa Santa; e Lagoa do Sumidouro, localizada nos municípios de Pedro Leopoldo e Lagoa Santa (Figura 2; Tabela 1).

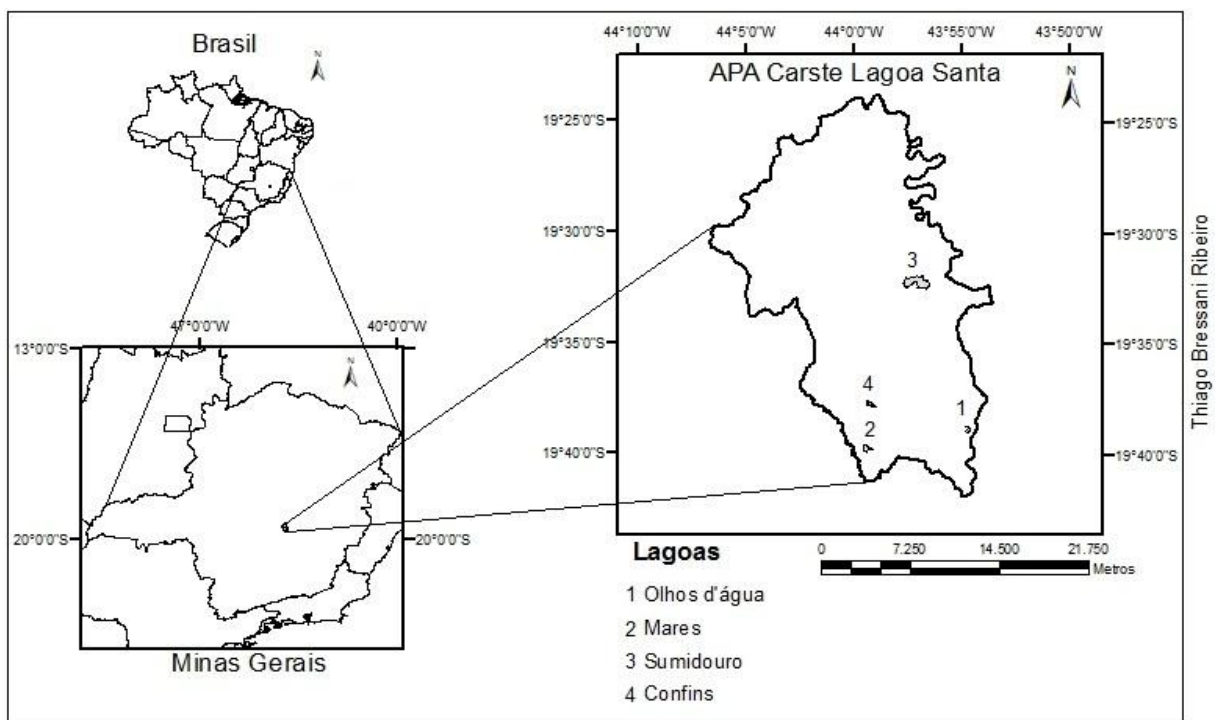


Figura 2. Localização das lagoas estudadas dentro da APA Carste de Lagoa Santa- MG (Silvino, 2012).

Tabela 1. Localização geográfica e área da bacia das lagoas estudadas dentro da APA Carste de Lagoa Santa- MG (Silvino, 2012).

Lagoas	Municípios	Coordenadas	Área da bacia*
Lagoa de Confins	Confins	19°37'45"S; 43°59'11"W	4.98 km ²
Lagoa Olhos d'Água	Lagoa Santa	19°38'54"S; 43°54'34"W	1.63 km ²
Lagoa dos Mares	Confins	19°39'44"S; 43°59'25"W	1.74 km ²
Lagoa do Sumidouro	Lagoa Santa e Pedro Leopoldo	19°32'10"S; 43°57'00"W	32.44 km ²

* Valores obtidos a partir dos parâmetros: curva de nível, pontos cotados e drenagem superficial. Não foi considerado o fluxo subterrâneo.

A Lagoa Olhos d'Água (Figura 3) tem origem paleo-cárstica e é perene (Patrus, 1998). Dentre as lagoas estudadas, é a única que não está sobre solo calcário, mas sim sobre complexo metapelítico. O solo dessa área exibe susceptibilidade de baixa a moderada a processos de erosão acelerada, baixa propensão à movimentação de massas e desprezível vulnerabilidade à poluição do aquífero cárstico (Cabral, 1998).

Classificada como mesotrófica (Salas & Martino, 1991; Silvino, 2012), a Lagoa Olhos d'Água apresenta valores da relação C:N igual a 7, o que caracteriza matéria orgânica de origem autóctone (algas e macrófitas) (Meyers, 1994; Silvino, 2012). Esta lagoa está associada a altas concentrações de nutrientes e a grupos funcionais fitoplanctônicos característicos de ambientes com elevado estado trófico, embora a biomassa de fitoplâncton seja característica de ambientes mesotróficos (Silvino, 2012).

A Lagoa de Confins (Figura 3) está situada na área urbana de Confins, ao sul da APA. Segundo Cabral (1998), esse corpo d'água encontra-se sobre complexo calcário e solo com vulnerabilidade à poluição entre alta e muito alta, além de moderada propensão à ocorrência de colapsos naturais e baixa susceptibilidade à erosão acelerada.

Com relação C:N igual a 8.3, a matéria orgânica da L. de Confins é de origem autóctone (algas e macrófitas) (Meyers, 1994; Silvino, 2012). Essa lagoa, classificada como eutrófica (Salas & Martino, 1991; Silvino, 2012), apresentou as maiores concentrações de N-total, P-total e clorofila-*a* e mostrou os maiores valores médios de biomassa fitoplanctônica e grupos funcionais característicos de ambientes com elevado estado trófico (Silvino, 2012).

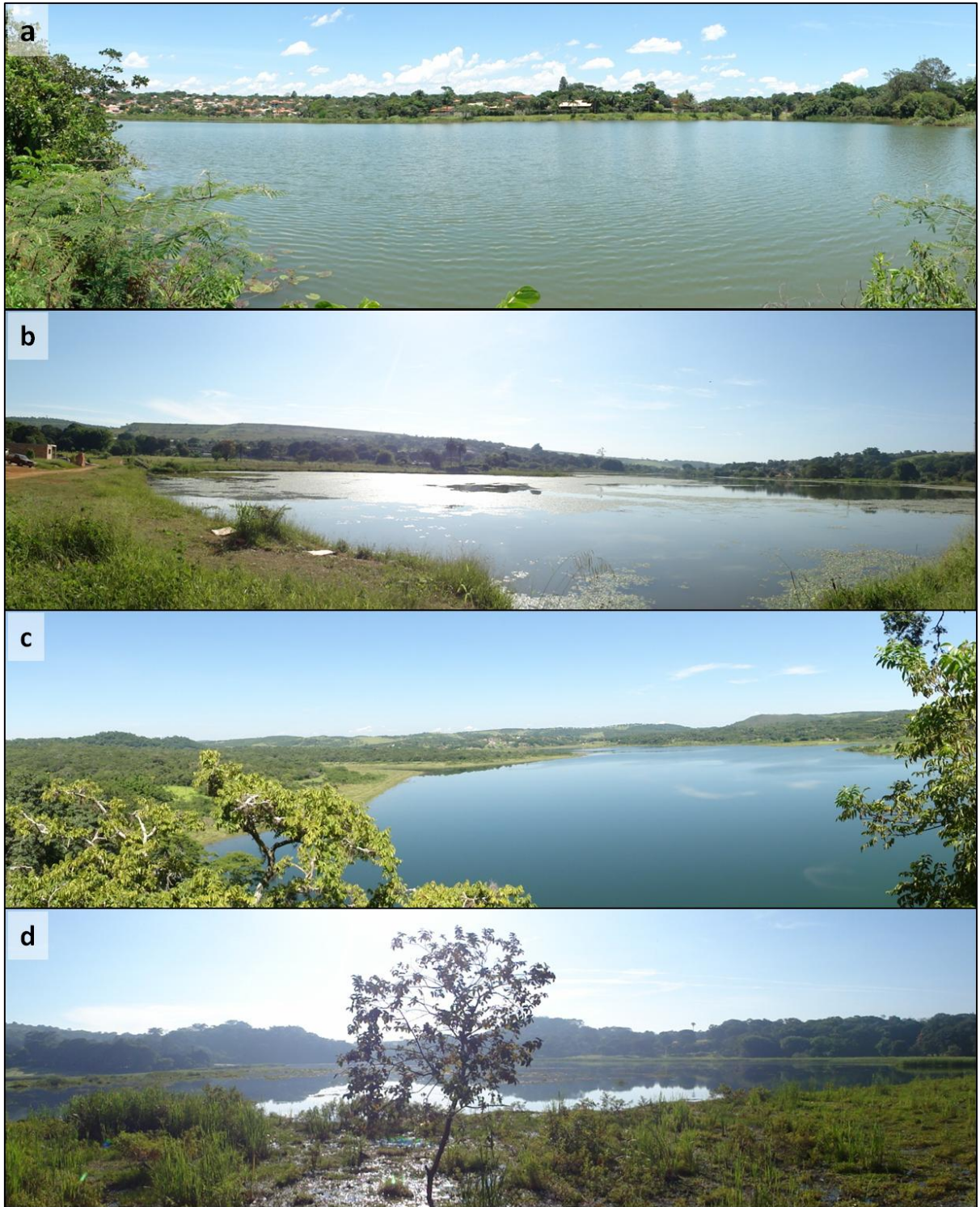


Figura 3. Fotografias das lagoas estudadas: a. Lagoa Olhos d'Água; b. Lagoa de Confins; c. Lagoa do Sumidouro; d. Lagoa dos Mares – APA Carste Lagoa Santa- MG (Fotos: Laboratório LIMNEA – Mirla Gomes).

A Lagoa do Sumidouro (Figura 3), localizada na porção nordeste da APA, é o principal corpo lacustre da região. Caracteriza-se como não perene, com ciclo plurianual em torno de 12 anos. A depressão dessa lagoa é resultado da coalescência de dolinas modificada

por processos fluviais (Kohler, 1989; Auler, 1994). Segundo o zoneamento da APA (Cabral, 1998), esta lagoa encontra-se sobre complexo calcário, com solos de moderada vulnerabilidade à poluição, baixa susceptibilidade à ocorrência de erosão acelerada, e grande propensão à ocorrência de colapsos.

De acordo com o índice de estado trófico de Salas & Martino (1991; Silvino, 2012), a L. do Sumidouro é classificada como mesotrófica. Apresenta razão C:N (36.1) característica de matéria orgânica de origem terrestre, produzida principalmente por plantas superiores (Meyers, 1994; Silvino, 2012). Esta característica pode ser explicada pelo fato da L. do Sumidouro estar inserida na maior bacia hidrográfica dentre as lagoas analisadas, sendo *c.* 32,3% da área coberta por remanescentes de floresta estacional/cerrado e *c.* 55% por pastagem, fontes conhecidas de carbono (Silvino, 2012). Nessa bacia foi estimada uma carga de fósforo de 15824.3kg/ano, e observações de Silvino (2012) indicam possível floração da cianobactéria *Gloeotrichia*.

A Lagoa dos Mares (Figura 3), localizada ao sul da APA, é do tipo perene. Suas águas drenam subsuperficialmente para uma ressurgência próxima ao ribeirão da Mata e apresenta o entorno ocupado por chácaras e casas de campo (Patrus, 1998). A região se encontra sobre complexo calcário, com solos altamente susceptíveis à erosão acelerada, à movimentação de massas e moderada vulnerabilidade à poluição do aquífero cárstico subjacente (Cabral, 1998).

A Lagoa dos Mares é classificada como mesotrófica (Salas & Martino, 1991; Silvino, 2012), com razão C:N (18.1), que caracteriza a matéria orgânica presente como de mistura de componentes de plantas aquáticas e terrestres (Meyers, 1994; Silvino, 2012). O espelho d'água dessa lagoa é coberto por macrófitas aquáticas (Patrus, 1998).

Segundo o índice de estado trófico de Salas & Martino (1991), as lagoas podem ser ordenadas com nível de eutrofização crescente: Lagoa dos Mares, Lagoa Olhos d'Água, Lagoa do Sumidouro e Lagoa de Confins (Silvino, 2012).

3.2. Amostragens

Foram realizadas quatro campanhas de amostragens em cada uma das lagoas, sendo duas em período de chuva (fevereiro de 2009 e março de 2010) e duas em período de seca (setembro de 2009 e julho de 2010). As amostragens foram realizadas em um ponto da região limnética e um da região litorânea, totalizando 31 amostras (8 para cada lagoa) – uma amostra

da Lagoa dos Mares foi perdida durante a coleta. A identificação dada a cada amostra é apresentada no Apêndice 1.

Em cada ambiente as seguintes variáveis foram medidas: transparência da água (disco de Secchi) e, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH com auxílio de sonda multiparamétrica (Horiba U-22). Amostras de água foram coletadas na subsuperfície, mantidas em refrigeração para determinação, em laboratório, das concentrações de clorofila-*a*, fósforo total (P-total), fósforo solúvel reativo (PO₄-P), nitrogênio total (N total), amônio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), silicato (SiO₃⁻²) e Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (Lorenzen, 1967; Koroleff, 1976; Golterman *et al.*, 1978; Mackereth *et al.*, 1978). A determinação do COD foi feita pela oxidação catalítica a alta temperatura utilizando-se o analisador TOC-5000 Shimadzu. Todas as análises foram realizadas no Limnea – Laboratório de Limnologia da UFMG.

O zooplâncton foi coletado após filtração de 30 litros de água subsuperficial em rede de 68µm de abertura de malha. O concentrado foi transferido para garrafas plásticas, fixado com solução de formalina 4% neutralizada (formaldeído 1,5%) e corado com Rosa de Bengala.

A identificação taxonômica das espécies foi feita sob microscópio óptico (aumento de 200 a 1000x) com auxílio de bibliografia específica para Cladocera (Frey, 1982; Smirnov, 1992;1996; Elmoor-Loureiro, 1997; Elmoor-Loureiro *et al.*, 2004); Copepoda (Rocha & Matsumura-Tundisi, 1976; Sendacz & Kubo, 1982; Reid, 1985; Matsumura-Tundisi, 1986; Rocha, 1998; Silva, 2003) e Rotifera (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Nogrady & Pourriot, 1995; Segers, 1995; Nogrady & Segers, 2002). Para as contagens utilizou-se câmaras de Sedgewick-Rafter, e critério geral de ao menos 200 indivíduos da espécie dominante em ao menos três lâminas, ou a amostra total, para amostras com baixa densidade de organismos. Para as amostras da Lagoa dos Mares, por conterem muito sedimento associado e baixa densidade da espécie dominante, utilizou-se como critério único a contagem de 50% do volume total.

3.3. Métricas de diversidade

Considerando que diferentes métricas fornecem diferentes informações sobre o estado dos ecossistemas (Heino *et al.*, 2007), para a escolha dos atributos a serem medidos, buscou-se uma combinação que fornecesse informações complementares sobre a biodiversidade. As métricas foram selecionadas de forma a atingir um conhecimento mais completo da estrutura

e função do ecossistema e da resposta aos principais fatores ambientais (Heino *et al.*, 2007; Gallardo *et al.*, 2011). Nesse contexto, foram escolhidos, para análise, quatro atributos das comunidades: riqueza, equitabilidade, diversidade e distinção taxonômica.

3.3.1. Riqueza de espécies

A riqueza de espécies, ou seja, o número de espécies presentes em uma comunidade ou amostra, representa a medida de diversidade biológica mais utilizada. Apesar da relativa facilidade de cálculo, em comparação com outras métricas de diversidade, a mesma apresenta como desvantagem a forte dependência do esforço amostral, o que leva a uma subestimativa de espécies raras, mesmo em grandes amostragens (Lande, 1996). Nesse contexto, mesmo que a coleta e a contagem tenham sido padronizadas pela densidade de indivíduos (n. indivíduos/volume de água), a variação do número de indivíduos contados entre as amostras pode influenciar a comparação entre as comunidades. Portanto, utilizou-se, além da riqueza absoluta (número total de espécies encontradas), a riqueza rarefeita pelo número mínimo de indivíduos. A riqueza rarefeita elimina o efeito da diferença no número de indivíduos contados em cada amostra (Gotelli & Colwell, 2001).

Para Cladocera, a riqueza foi rarefeita para 12 indivíduos (correspondente à amostra S3; as amostras O4, C1, C2, C4, S1, S4, S7 e S8 foram desconsideradas por não conter número de indivíduos suficiente); para Copepoda a riqueza foi rarefeita para 3 indivíduos (correspondente às amostras O5, O8, C2 e M5; as amostras O4, O6, O7, S1, S2, S3, S4, S5, S6, S8, M2 e M4 foram desconsideradas); e para Rotifera a rarefação foi para 81 indivíduos (correspondente à amostra O2) e nenhuma amostra foi desconsiderada. Por fim, para zooplâncton total, a riqueza foi rarefeita para 196 indivíduos (correspondente à amostra M7) excluindo a amostra M5. Utilizou-se, para o cálculo de riqueza rarefeita, o *software* EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2004).

3.3.2. Equitabilidade

A equitabilidade é a medida de quão similares são as abundâncias das espécies presentes na comunidade (Magurran, 2004a). Embora a equitabilidade seja um conceito há muito estudado, não existe consenso sobre como escolher um índice (Beisel *et al.*, 2003). Por isso, neste trabalho, para a escolha do índice de equitabilidade considerou-se o estudo de

Smith & Wilson (1996) no qual são avaliados e comparados 14 índices de equitabilidade. O índice escolhido foi E_{var} (Smith & Wilson, 1996), um índice baseado na variância de abundância entre as espécies. Este índice apresenta diversas características desejáveis, entre elas: independência da riqueza de espécies; valor máximo igual a 1 e mínimo igual a 0 (o que facilita a interpretação); resposta a mudanças marginais na abundância das espécies raras; simetria em relação às espécies raras e abundantes; e valor intermediário para comunidades com equitabilidade intermediária, formando uma curva convexa (Smith & Wilson, 1996). Beisel *et al.* (2003), ao contrário de Smith & Wilson (1996), não consideram desejável a simetria do índice em resposta a espécies raras e dominantes e consideram que a independência em relação à riqueza é desejável, mas não essencial.

E_{var} foi calculado pelo *software* Ecological Evenness Calculator (Smith, 2012), de acordo com a equação abaixo, onde S = número de espécies na amostra; x_s = número de indivíduos da espécie s e x_t = número de indivíduos da espécie t .

$$E_{var} = 1 - 2/\pi \arctan \left\{ \frac{\sum_{s=1}^S (\ln(x_s) - \sum_{j=1}^S \ln x_j / S)^2 / S}{\sum_{j=1}^S \ln x_j / S} \right\}$$

3.3.3. Índice de diversidade

Os índices de diversidade combinam duas propriedades de uma comunidade: riqueza e equitabilidade (Cianciaruso, 2009).

O índice de diversidade escolhido foi o de Simpson (- D, 1949), por se tratar de um índice não paramétrico, ou seja, não associado a um modelo de abundância de espécies e considerado uma medida de diversidade significativa e robusta (Magurran, 2004c). Biologicamente, esse índice representa a probabilidade de quaisquer dois indivíduos selecionados ao acaso em uma comunidade pertencerem à mesma espécie (Melo, 2008).

O índice de diversidade de Simpson caracteriza-se pela ênfase à dominância das espécies (o que o leva a ser considerado por muitos como índice de dominância); pela baixa sensibilidade à riqueza; e por possuir um significado biológico claro, além de aumentar com a diminuição da diversidade (Washington, 1984; Magurran, 2004c). Para contornar esta última característica e tornar a interpretação mais fácil, será seguida a recomendação de Lande (1996) e o índice será expresso como 1-D, o que representa a probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso serem de espécies diferentes.

Lande (1996) ressalta que, ao contrário do índice de Shannon, o índice de Simpson permite uma estimativa sem viés, ou seja, não depende de parâmetros da distribuição de abundância de espécies. A equação de D, onde n_i = número de indivíduos da espécie i ; N = número total de indivíduos, é mostrada abaixo.

$$D = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i[n_i - 1]}{N[N - 1]} \right)$$

Para os cálculos de diversidade e equitabilidade considerou-se os grupos náuplios e copepoditos separados em Calanoida, Cyclopoida e Harpacticoidea. Mesmo sem a classificação em espécie, a escolha de manter esses grupos foi tomada por representarem parte considerável da abundância zooplanctônica em algumas comunidades. Além disso, entende-se que as características de vida e os nichos diferem entre as fases de vida (náuplio, copepodito e adulto) e entre as ordens (Calanoida e Cyclopoida). Para o cálculo de riqueza e demais métricas, copepoditos e náuplios foram desconsiderados.

3.3.4. Distinção taxonômica

As métricas de diversidade convencionais baseiam-se quase exclusivamente em número de espécies presentes (Clarke & Warwick, 1999) e suas abundâncias. Entretanto, a análise da biodiversidade deve contemplar outros aspectos, inclusive a diversidade taxonômica. Buscando abordar este aspecto, Warwick & Clarke (1995) e Clarke & Warwick (1998;2001) propuseram um conjunto de índices para avaliar o grau de relação taxonômica entre os indivíduos de uma comunidade. Por esses índices, a diversidade é maior em comunidades com espécies taxonomicamente mais distintas (Clarke & Warwick, 2001), inferindo-se a diversidade filogenética a partir da análise da topologia da árvore taxonômica. Assim, o parentesco entre duas espécies pode ser estimado pelo número de nós que as separam em uma árvore. Deve-se ressaltar, entretanto, que essa classificação lineana muitas vezes não é uma estimativa acurada das relações filogenéticas das espécies (Cianciaruso, 2009), mas sim de características morfológicas.

Os índices de distinção taxonômica apresentam a vantajosa característica de serem pouco sensíveis ao esforço amostral que envolve a coleta de dados (Warwick e Clarke, 1995 – para Delta e Delta*; Clarke e Warwick, 1998– para Delta+; Clarke e Warwick, 2001– para Lambda+) o que é incomum para a maioria das métricas de diversidade.

Estas medidas são utilizadas principalmente em ambientes marinhos (Clarke & Warwick, 1999). Para a comunidade zooplanctônica os trabalhos são mais escassos, destacando-se análises de comunidades de copépodes em ambientes marinhos (Berasategui *et al.*, 2005; Berasategui *et al.*, 2006) e comunidades zooplanctônicas em estuário da costa atlântica portuguesa (Primo *et al.*, 2009). Outros trabalhos também aplicaram estes índices para comunidades em água doce: Heino *et al.* (2005) para diferentes comunidades de invertebrados, vertebrados e vegetais; Heino *et al.* (2007) para macroinvertebrados; e Leira *et al.* (2009) para diatomáceas.

Quatro métricas de distinção taxonômica foram utilizadas: Delta, Delta*, Delta+ e Lambda+. As duas primeiras baseiam-se em matriz de abundância de espécies e consideram, além das relações taxonômicas entre elas, a distribuição das abundâncias. Já as duas últimas baseiam-se em matriz de presença/ausência de espécies e permitem comparar os índices encontrados para as comunidades com o esperado pela hipótese nula (H_0) – as assembleias são formadas por seleções aleatórias do pool regional de espécies. Um funil de 95% de confiança do índice foi calculado a partir da criação de um pool regional de espécies (combinação de dados de todas as amostras) e seleções aleatórias de espécies para uma amplitude de tamanhos amostrais (Warwick & Clarke, 1998).

Para estimativa dos índices de distinção taxonômica, foi utilizada classificação lineana hierárquica, representando as relações taxonômicas entre as espécies. Sendo peso (w_{ij}) o comprimento do caminho que liga a espécie i à espécie j na classificação hierárquica, estabeleceu-se $w=100$ para a relação entre as espécies conectadas no nível mais alto (Clarke e Warwick, 1999). A partir desta relação foram obtidos os valores de w para as demais relações (Tabela 2). Para zooplâncton total, $w=100$ foi atribuído para espécies cujo nível mais baixo de diferença taxonômica foi o nível de Filo; no caso de Rotifera, Cladocera e Copepoda, para o nível de Ordem. Os índices Delta+ e Lambda+ foram calculados pelo *software* Primer 6 (Clarke & Gorley, 2006), enquanto Delta e Delta* foram calculados no *software* R (R Core Team, 2012), pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2012).

Tabela 2. Pesos da distinção (w) utilizados para os índices de distinção taxonômica.

Nível da diferença	Peso da distinção (w)			
	Zooplâncton total	Rotifera	Cladocera	Copepoda
Espécie	16.667	25	25	25
Gênero	33.333	50	50	50
Família	50.000	75	75	75
Ordem	66.667	100	100	100
Classe	83.333			
Filo	100.000			

3.3.4.1. Delta (Δ) (Warwick & Clarke, 1995)

É considerado um índice de diversidade taxonômica e visto como uma extensão natural do índice de Simpson, com a incorporação das relações taxonômicas entre as espécies. Pode ser definido como a distância taxonômica média entre quaisquer dois indivíduos da amostra selecionados ao acaso. A equação é mostrada abaixo, onde x_i denota a abundância da i -ésima espécie; w_{ij} o ‘peso da distinção’ dado à distância entre as espécies i e j na classificação hierárquica e; n o número total de indivíduos (Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1998). Se considerarmos w constante e igual a 1, Delta se reduz ao índice de diversidade de Simpson (Clarke & Warwick, 1998).

$$\Delta = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{\sum \sum_{i < j} x_i x_j + \sum_i x_i (x_i - 1) / 2} = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{\frac{n * (n - 1)}{2}}$$

3.3.4.2. Delta* (Δ^*) (Warwick & Clarke, 1995)

Este índice é uma modificação do índice Delta para remover parte da dependência sobre a distribuição de abundância de espécies e, portanto, está mais próximo da relação taxonômica pura entre os indivíduos (Warwick & Clarke, 1995).

Delta* equivale à divisão do valor de Delta pelo valor da diversidade de Simpson (Clarke & Warwick, 1998), isto é, dividi-lo pelo valor que teria se não houvesse hierarquia taxonômica, se todas as espécies pertencessem ao mesmo gênero. Assim, Delta* pode ser pensado como uma medida puramente de distinção taxonômica, sem contribuições da diversidade de espécies (Warwick & Clarke, 1995).

Por definição, Delta* é a distância taxonômica média entre dois indivíduos selecionados ao acaso, com a condição de que sejam de espécies diferentes (Warwick & Clarke, 1995). A equação que representa Delta* é:

$$\Delta^* = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{\sum \sum_{i < j} x_i x_j}$$

3.3.4.3. Delta+ (Δ^+) (Clarke & Warwick, 1998)

Corresponde ao comprimento médio do caminho taxonômico entre quaisquer duas espécies selecionadas ao acaso da lista de espécies (Clarke & Warwick, 1998). É a redução de Δ e Δ^* a uma mesma fórmula, na qual é eliminada a dominância de espécies (Clarke & Warwick, 1998). A equação de Delta+ é mostrada abaixo, onde s é o número de espécies presentes.

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{\frac{s(s-1)}{2}}$$

3.3.4.4. Lambda+ (Λ^+) (Clarke & Warwick, 2001)

Este índice reflete a equitabilidade da distribuição de taxa na árvore taxonômica: quanto maior a equitabilidade da árvore, menor o valor de Lambda+ (Clarke & Warwick, 2001).

$$\Lambda^+ = \frac{\sum \sum_{i > j} (\omega_{ij} - \bar{\omega})^2}{\frac{s(s-1)}{2}}$$

3.4. Análise estatística

3.4.1. Análise de variância

Uma série de análises de variância (ANOVAs) foi utilizada para identificar se as métricas de diversidade (riqueza absoluta, riqueza rarefeita, equitabilidade, diversidade, Delta, Delta*, Delta+, Lambda+) apresentaram diferença significativa ($\alpha=0.05$) entre as variáveis categóricas. As variáveis testadas foram: lagoas, regiões (limnética/litorânea), período

(seca/chuva), ano (2010/2011), e as interações duplas contendo lagoas. Nessas interações, foram comparadas as médias entre e dentro de lagoas, e foram incluídas por se considerar que, possivelmente, as lagoas não respondem da mesma forma às variáveis. Para isso, as interações só foram mantidas no modelo se o teste de comparação de médias mostrasse diferença significativa dentro de pelo menos uma lagoa. Foi utilizado o teste de Tukey para comparação múltipla de médias *a posteriori*. Ambas as análises foram executadas com o *software* R (R Core Team, 2012).

3.4.2. Análise de ordenação

A fim de excluir espécies raras e selecionar somente as mais frequentes, foram incluídas nas análises de ordenação apenas espécies zooplancônicas ou estágios de desenvolvimento presentes em ao menos 11 das 31 amostras: náuplios Cyclopoida (n.ciclo); náuplios Calanoida (cop.cala); copepodito Cyclopoida (cop.ciclo); copepodito Calanoida (cop.cala); Bdeloidea (bdelo); *Polyarthra dolichoptera* (P.dolic); *Lecane bulla* (L.bulla); *Keratella cochlearis* (K.coch); *Plationus patulus* (P.pat); *Brachionus falcatus* (B.falc); *Brachionus dolabratus* (B.dola); *Hexarthra intermedia* (H.inter); *Ceriodaphnia cornuta* (C.corn); *Chydorus pubescens* (C.pub); *Bosmina freyi* (B.freyi); *Lecane leontina* (L.leon); *Testudinella patina* (T.pat); *Macrothrix elegans* (M.elegans); *Notodiptomus cearensis* (Noto.cear); *Conochilus dossuarius* (C.dossu) e *Keratella tropica* (K.trop).

A análise de correspondência é uma análise indireta de gradiente que preserva a distância chi-quadrado entre linhas e colunas da tabela de contingência. É utilizada para detectar a posição relativa de objetos (Legendre & Legendre, 1998), no caso, a semelhança das amostras em relação à abundância das espécies mais frequentes.

A análise de correspondência canônica (ACC) combina os conceitos de ordenação e regressão e, assim como AC, preserva a distância chi-quadrado entre dois objetos. Na ACC são analisados, direta e simultaneamente, duas ou mais tabelas de dados (análise de gradiente direto) revelando a porção da variância da matriz de abundância que é relacionada à matriz de variáveis explicativas (Legendre & Legendre, 1998). Duas ACC foram realizadas para verificar qual conjunto de variáveis explica melhor a variância da abundância das espécies: fatores físico-químicos ou disponibilidade de recursos. A matriz biótica utilizada foi a mesma da AC. Para a matriz de fatores físicos e químicos 13 variáveis foram consideradas (NH₄, NO₂, NO₃, Ntotal, PO₄, Ptotal, silicato, temperatura, O.D., pH, condutividade elétrica,

alcalinidade e profundidade de leitura do disco de Secchi), enquanto que para a matriz de recursos alimentares foram consideradas 20 variáveis (densidade e biomassa dos grupos fitoplanctônicos Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria, Dynophyceae, Euglenophyceae, Zygnemaphyceae; biomassa total de fitoplâncton; diversidade de Simpson para fitoplâncton baseada em abundância de gêneros; concentrações de clorofila-*a* e de Carbono Orgânico Dissolvido – COD). Foram incluídas no modelo apenas as variáveis que explicaram porção significativa ($\alpha=0.05$) da matriz de abundância (teste de permutação). Ambas as análises foram executadas com o *software* R (R Core Team, 2012), pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2012). Os dados de recursos alimentares foram obtidos de Silvino (2012), trabalho que considera amostras fitoplanctônicas coletadas simultaneamente às amostras de zooplâncton analisadas nesta dissertação.

3.4.3. Regressões múltiplas

A relação entre as métricas de diversidade e os fatores ambientais foi testada por meio de regressões múltiplas (modelos quasipoisson para riqueza total e gamma para as demais métricas). As variáveis independentes inseridas nas regressões foram previamente transformadas segundo a equação a seguir, como sugerido por Schielzeth (2010) para melhorar a interpretação dos coeficientes da regressão.

$$X_{\text{transformado}} = \frac{X_i - \bar{X}}{\text{Desvio padrão da amostra}}$$

As variáveis explicativas utilizadas foram as mesmas 33 empregadas na ACC. Cinco análises de partições hierárquicas foram realizadas para cada uma das sete métricas de diversidade selecionadas (riqueza absoluta, equitabilidade, diversidade de Simpson, Delta, Delta*, Delta+, Lambda+) utilizando-se os dados de zooplâncton total.

A partição hierárquica estima a contribuição independente total de cada uma das variáveis explicativas em relação à variável resposta, apontando as variáveis que tem efeito independente significativo sobre a variável resposta (Macnally, 2002). Para esta estimativa, são considerados todos os modelos possíveis em uma regressão múltipla e a contribuição independente da variável é calculada pela comparação do ajuste de todos os modelos que a incluem contra os modelos em que está ausente (Quinn & Keough, 2002). As variáveis

identificadas como contribuidoras independentes para o modelo foram incluídas em uma regressão múltipla e, foram mantidas apenas as que apresentaram $p < 0.05$.

Segundo Olea (2010), a partição hierárquica produz uma inconsistência considerável para análises com mais de nove variáveis independentes. Por essa razão, as 33 variáveis independentes foram divididas em quatro grupos de oito ou nove, o que corresponde a quatro análises para cada variável independente. Uma quinta análise agrupou em um modelo as variáveis que foram significativas separadamente. As análises de partição hierárquica foram realizadas com o *software* R (R Core Team, 2012), utilizando-se o pacote *hier.part* (Walsh & Macnally, 2012).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Métricas de diversidade e estrutura das comunidades

4.1.1. Riqueza

Foram identificadas 113 espécies de zooplâncton, sendo 72 pertencentes a Rotifera, 28 a Cladocera e 13 a Copepoda (Apêndice 2). Na Figura 4, é mostrado o número de espécies registrado em cada lagoa, revelando similaridades e diferenças de composição entre as lagoas. A Lagoa dos Mares mostrou-se como o ambiente mais rico, com 80 espécies, seguido da L. do Sumidouro (58 espécies), L. de Confins (41 espécies) e L. Olhos d'Água (32 espécies). Um resultado semelhante foi observado ao analisar as espécies únicas de cada lagoa: Lagoa dos Mares apresentou o maior número de espécies exclusivas (32), seguida de L. do Sumidouro (11), L. Olhos d'Água (8) e L. de Confins (4). Onze *taxa* foram comuns às quatro lagoas, sendo a maioria Rotifera: *Bdelloidea*, *Brachionus dolabratus*, *Brachionus falcatus*, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica*, *Lecane bulla*, *Lecane luna*, *Plationus patulus*, *Polyarthra dolichoptera*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Macrothrix squamosa*.

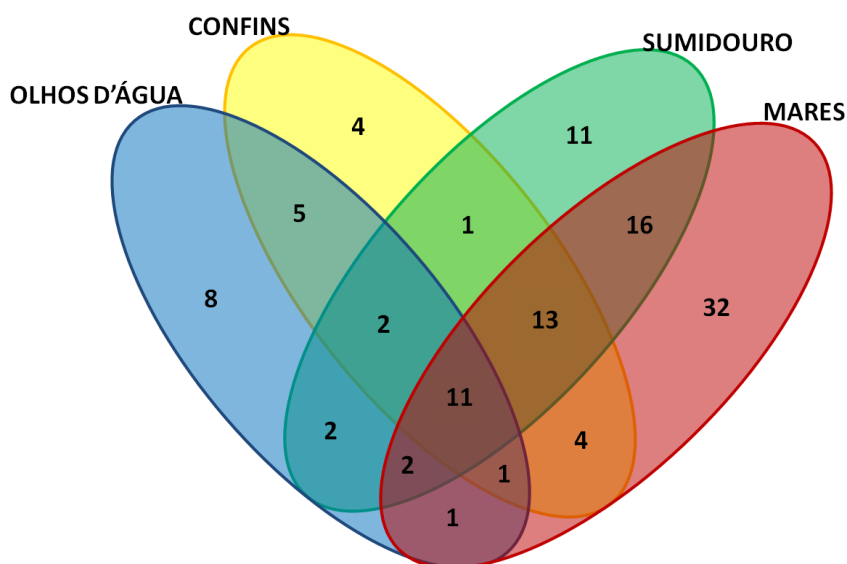


Figura 4. Distribuição do número de espécies zooplancônicas em cada uma das lagoas estudadas (L. Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) na APA Carste de Lagoa Santa-MG em amostragens de 2009 a 2010. É mostrado número de espécies exclusivas de cada uma das lagoas e o número de espécies compartilhadas entre elas.

A dupla de lagoas que compartilhou o maior número de espécies foi a Lagoa dos Mares e Lagoa do Sumidouro (16), enquanto L. dos Mares, L. do Sumidouro e L. de Confins formaram o trio com a composição de espécies mais semelhante (13 espécies compartilhadas) (Figura 4).

Riqueza absoluta e riqueza rarefeita apresentaram respostas significativas às mesmas variáveis categóricas: variaram somente entre lagoas, tanto para zooplâncton total quanto para os grupos (Tabela 3). Os valores das métricas encontrados para cada amostra são apresentados no Apêndice 3.

Rotifera foi o grupo que mais contribuiu para a riqueza das lagoas, seguido por Cladocera e, por fim, Copepoda (Figura 5). Este resultado era esperado, dada a metodologia utilizada. Resultados semelhantes foram encontrados por Dantas (2009), em reservatório eutrófico raso do nordeste brasileiro; por Cardoso e Marques (2004), em lago raso do sul brasileiro e; por Starling (2000), em conjunto de lagos do Distrito Federal. A maior riqueza de Rotifera pode dar-se por as espécies deste grupo serem pouco influenciadas por barreiras de dispersão (Pejler, 1995), já que são facilmente transportadas pela água e pelo ar, e se alimentarem de bactéria e detritos (Sladeczek, 1983), abundantes em ambientes eutrofizados.

Considerando os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda, tanto riqueza absoluta quanto riqueza rarefeita apontaram a Lagoa dos Mares como a mais rica para os três grupos (Figura 5) – porém a sensibilidade das métricas foi diferente. Para riqueza rarefeita, L. do Sumidouro teve baixa riqueza de Rotifera, assim como a L. Olhos d'Água e a L. de Confins, em relação a L. dos Mares. Entretanto, de acordo com a riqueza absoluta, a L. do Sumidouro foi tão rica quanto a Lagoa dos Mares. A análise das comunidades de Cladocera mostrou-se distinta entre as duas métricas: ora a L. dos Mares foi equiparada à L. Olhos d'Água (riqueza absoluta), ora foi equiparada à Lagoa do Sumidouro (riqueza rarefeita). Para as comunidades de Copepoda a riqueza absoluta não diferenciou entre as três lagoas menos ricas, enquanto que, de acordo com a riqueza rarefeita, a L. Olhos d'Água e a L. do Sumidouro foram tão ricas quanto a L. dos Mares.

Tabela 3. Variáveis explicativas significativas para cada modelo, segundo Análise de Variância e diferenças identificadas no teste de comparação de médias (Tukey). Considerou-se como variável resposta as métricas de diversidade da comunidade zooplanctônica e, separadamente, as comunidades de Rotifera, Cladocera e Copepoda. As variáveis explicativas testadas foram: lagoas da APA Carste de Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares); período de amostragem (seca ou chuva); anos (2009 ou 2010) e as variáveis resultantes das interações. As variáveis Local e Lagoa: Local não são mostradas pois não foram significativas em nenhum modelo. Células vazias representam variáveis sem influência significativa para o modelo.

(continua)

		Variáveis explicativas				
		Lagoa	Período	Ano	Lagoa:Período	Lagoa:Ano
Zooplâncton total	Riq absoluta	X F _{3,27} =17.33; p<0.01				
	Riq rarefeita	X F _{3,26} =28.56; p<0.01				
	Equitabilidade	X F _{3,27} =31.66; p<0.01				
	Div. Simpson	X F _{3,27} =3.16; p=0.04				
	Delta	X F _{3,27} =5.02; p<0.01				
	Delta*	X F _{3,22} =12.17; p<0.01		2010>2009 F _{1,22} =13.65; p<0.01	O: Chuva > Seca F _{3,22} =4.40; p=0.01	
	Delta+	X F _{3,27} =12.49; p<0.01				
	Lambda+	X F _{3,27} =10.1; p<0.01				
Rotifera	Riq absoluta	X F _{3,27} =16.93; p<0.01				
	Riq rarefeita	X F _{3,27} =21.64; p<0.01				
	Equitabilidade	X F _{3,27} =13.51; p<0.01				
	Div. Simpson	X F _{3,27} =3.77; p=0.02				
	Delta	X F _{3,27} =4.37; p=0.01				
	Delta*	X F _{3,23} =10.10; p<0.01		2010>2009 F _{1,23} =10.82; p<0.01		O: 2010>2009 F _{3,23} =6.51; p<0.01
	Delta+	X F _{3,19} =13.85; p<0.01	Seca>Chuva F _{1,19} =9.69; p<0.01	2010>2009 F _{1,19} =4.91; p=0.04	O: Seca > Chuva F _{3,19} =9.23; p<0.01	O: 2010>2009 F _{3,19} =4.05; p=0.02
	Lambda+					
Cladocera	Riq absoluta	X F _{3,27} =5.33; p<0.01				
	Riq rarefeita	X F _{3,19} =5.26; p<0.01				
	Equitabilidade	X F _{3,27} =3.32; p=0.04				
	Div. Simpson	X F _{3,27} =6.41; p<0.01				
	Delta	X F _{3,27} =2.99; p=0.048				
	Delta*					C: 2010> 2009 F _{3,23} =6.58; p<0.01
	Delta+					C: 2010> 2009 F _{3,23} =7.92; p<0.01
	Lambda+	X F _{3,22} =23.67; p<0.01	Chuva>Seca F _{1,22} =17.72; p<0.01			C: 2010> 2009 F _{3,22} =3.8; p=0.02

Tabela 3. Variáveis explicativas significativas para cada modelo, segundo Análise de Variância e diferenças identificadas no teste de comparação de médias (Tukey). Considerou-se como variável resposta as métricas de diversidade da comunidade zooplanctônica e, separadamente, as comunidades de Rotifera, Cladocera e Copepoda. As variáveis explicativas testadas foram: lagoas da APA Carste de Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares); período de amostragem (seca ou chuva); anos (2009 ou 2010) e as variáveis resultantes das interações. As variáveis Local e Lagoa: Local não são mostradas pois não foram significativas em nenhum modelo. Células vazias representam variáveis sem influência significativa para o modelo.

(conclusão)

		Variáveis explicativas				
		Lagoa	Período	Ano	Lagoa:Período	Lagoa:Ano
Copepoda	Riq absoluta	X				
		$F_{3,27}=6.74; p<0.01$				
	Riq rarefeita	X				
		$F_{3,15}=5.78; p<0.01$				
	Equitabilidade	X				
		$F_{3,27}=3.42; p=0.03$				
	Div. Simpson					
	Delta					
Delta*						
Delta+						
Lambda+						

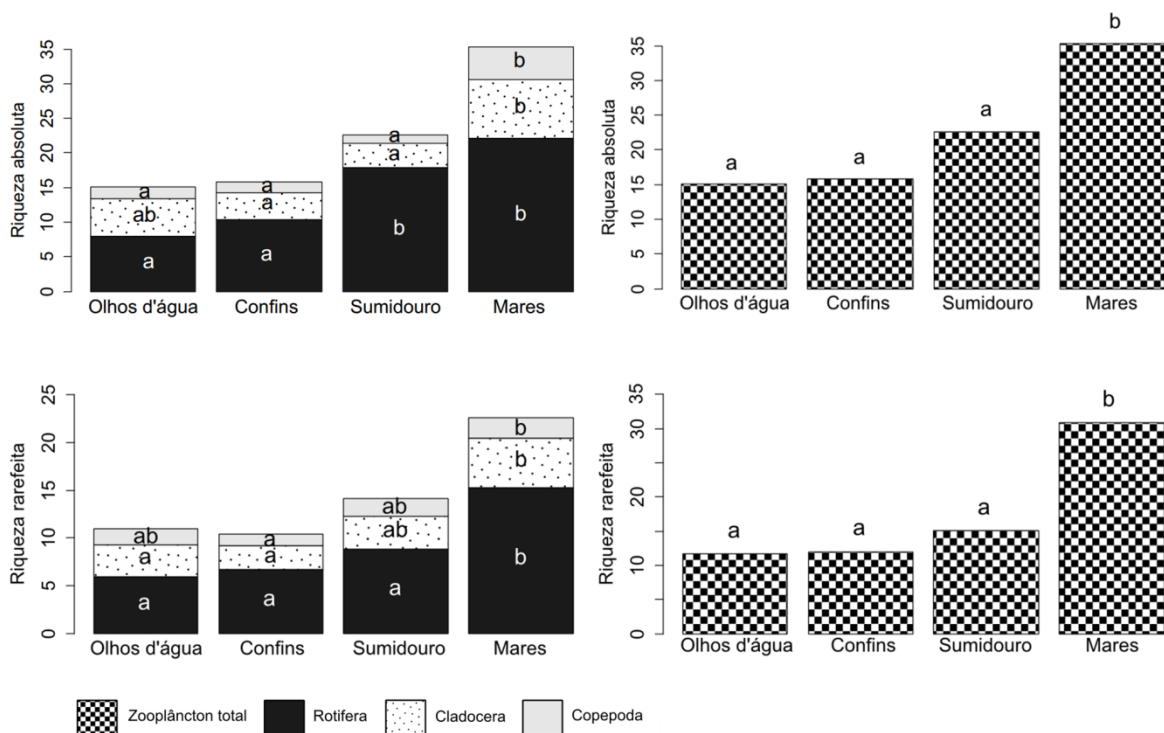


Figura 5. Riquezas absolutas e rarefeitas médias para as comunidades zooplanctônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L. Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

A comparação entre os dois tipos de riqueza evidenciou que riqueza rarefeita ou revelou os mesmos resultados que riqueza absoluta, ou apresentou um resultado que não corresponde ao observado na contagem das amostras. Provavelmente existe uma perda de informação na rarefação, podendo ser respaldada do material coletado. Ao analisar as amostras verificou-se que a L. dos Mares apresenta um número de espécies de Copepoda superior às demais lagoas, conforme evidenciado pela riqueza absoluta. Essa perda de informação pode ser devido à padronização da rarefação em um esforço amostral baixo, não suficiente para revelar as diferenças entre as lagoas. Além disso, algumas amostras foram excluídas da análise, reduzindo o número amostral. Para Cladocera, por exemplo, foram consideradas apenas 5 amostras da L. de Confins e 4 da L. do Sumidouro. Já para Copepoda, apenas 1 amostra da L. do Sumidouro foi utilizada. Magurran (2004b) salienta que o esforço amostral deve depender da equitabilidade da comunidade e que assembleias mais equitativas necessitam de menor amostragem para obtenção de uma estimativa precisa. Assim, ao diminuirmos o esforço amostral aplicado em ambientes com baixa equitabilidade, como a L. de Confins e a L. Olhos d'Água, para o nível de ambientes altamente equitáveis, como a L. dos Mares, aplicamos um esforço menor do que o necessário para uma estimativa eficaz da riqueza. Portanto, o esforço amostral padronizado pela dominância na amostra (contagem de pelo menos 200 indivíduos dominantes) mostrou-se mais adequado para esse estudo. Sugere-se que, para a utilização de riqueza rarefeita para comparação de ambientes com níveis de dominância de espécies distinto, a contagem do zooplâncton seja padronizada em um número elevado de indivíduos.

De forma geral, a riqueza absoluta revelou que a Lagoa do Sumidouro apresentou alta riqueza de Rotifera, a Lagoa Olhos d'Água foi rica em Cladocera, a Lagoa de Confins teve baixas riquezas dos três grupos, enquanto a Lagoa dos Mares foi rica em todos os grupos. Warwick & Clarke (1998) destacam que a riqueza de espécies é uma métrica de diversidade fortemente afetada pelo tipo e pela complexidade do habitat, o que pode explicar os diferentes padrões de riqueza encontrados para cada lagoa. As lagoas analisadas apresentam diferentes características ambientais, físicas, características externas e cobertura de macrófita, o que se refletiu na riqueza de zooplâncton total e dos grupos.

4.1.2. Equitabilidade

A equitabilidade do zooplâncton total e dos grupos diferenciou-se apenas entre as lagoas (Tabela 3). A Lagoa dos Mares foi o ambiente com maior equitabilidade, seguida da L. do Sumidouro, da L. Olhos d'Água e da L. de Confinos (Figura 6). A comunidade zooplanctônica foi dominada principalmente por Copepoda na L. de Confinos; Rotifera ou Copepoda na L. Olhos d'Água; Rotifera na L. do Sumidouro e Copepoda na L. dos Mares (Apêndice 2).

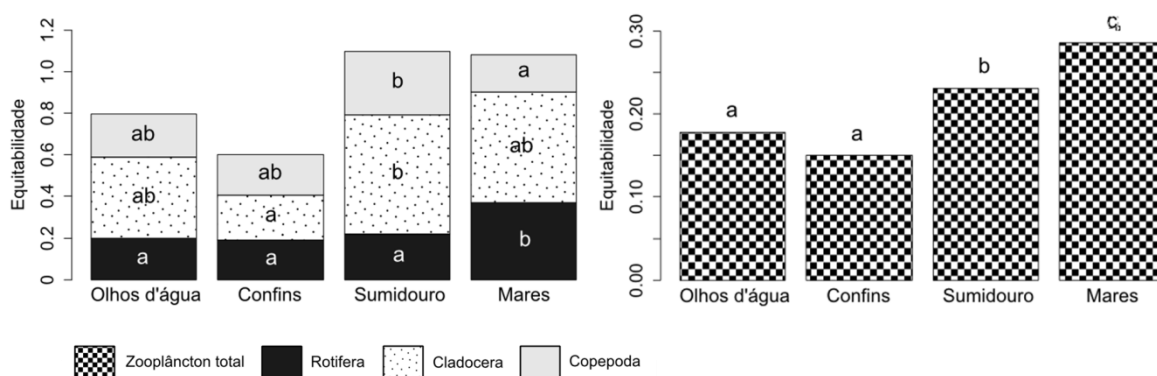


Figura 6. Equitabilidade (E_{var}) média para as comunidades zooplanctônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L. Olhos d'Água, L. de Confinos, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

Na comunidade de Rotifera, a espécie dominante na L. Olhos d'Água representou em média 59% da abundância total (desvio padrão = 0.07); na L. de Confinos, em média 58% (desvio padrão = 0.25); na L. do Sumidouro, 64% (desvio padrão = 0.19); e na L. dos Mares, 35% (desvio padrão = 0.12) (Tabela 4). A análise da espécie dominante corroborou, portanto, o resultado do índice de equitabilidade E_{var} , ou seja, a L. dos Mares apresentou maior equitabilidade que as demais lagoas. Mesmo com valores de equitabilidade semelhantes, as espécies dominantes diferiram entre as lagoas. Lagoa do Sumidouro foi o ambiente no qual a identidade da espécie dominante de Rotifera apresentou maior variação entre as amostras (6 espécies).

A rápida resposta dos rotíferos a mudanças ambientais, em comparação com crustáceos planctônicos, revela sensibilidade desses animais a mudanças na qualidade da água (Gannon & Stemberger, 1978). A utilização desse grupo como indicador de qualidade de água é bem estabelecida (Gannon & Stemberger, 1978; Pejler, 1983; Sladeczek, 1983; Berzins &

Pejler, 1989; Pejler, 1995). O gênero *Brachionus*, por exemplo, cujas espécies dominaram as comunidades de Rotifera na L. Olhos d'Água, L. de Confins e L. do Sumidouro, está relacionado a águas eutróficas (Sladeczek, 1983) ou oligo-mesotróficas (Marcelino, 2007). *Keratella tropica*, dominante na L. Olhos d'Água e na L. do Sumidouro, é associada a ambientes oligo-mesotróficos (Marcelino, 2007) e a maior turbidez (Souza *et al.*, 2008). As lagoas do Sumidouro e dos Mares compartilharam duas espécies dominantes: *Lecane bulla* e *Hexarthra intermedia*. A primeira é uma espécie litorânea (Starling, 2000) de distribuição cosmopolita (Segers, 1995), e a segunda espécie é associada à oligotrofia em ambientes tropicais (Marcelino, 2007). Bdelloidea, outro grupo dominante na L. dos Mares, é característico de solos húmicos (Sladeczek, 1983).

Tabela 4. Abundância relativa (%) das espécies dominantes de Cladocera e Rotifera para cada uma das amostras coletadas nas lagoas da APA Carste de Lagoa Santa-MG em 2009 e 2010. As amostras estão agrupadas segundo a lagoa correspondente: L. Olhos d'Água (O1-O8); L. de Confins (C1-C8); L. do Sumidouro (S1-S8); L. dos Mares (M1-M7).

Espécies	Amostras																															
	O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	
Cladocera																																
<i>Alonella daday</i>				57																												
<i>Antalona verrucosa</i>																																
<i>Bosmina freyi</i>							58	49		100	70				93	95					83		50									
<i>Bosmina hagdmani</i>			60												36																	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>					82	63							82																			
<i>Chydorus eurynotus</i>																										21						
<i>Chydorus pubescens</i>																	33															
<i>Diaphanosoma birgei</i>	46	61																														
<i>Ephemeroporus acanthodes</i>																									22					78	64	
<i>Ephemeroporus hybridus</i>																										22						
<i>Macrothrix elegans</i>																				75								37				
<i>Macrothrix squamosa</i>																	33	67				32	100	86								
<i>Moina minuta</i>									100																							
<i>Notoalona sculpta</i>																															29	
Rotifera																																
Bdelloidea																									25						47	52
<i>Brachionus dolabratus</i>							51	61														41										
<i>Brachionus falcatus</i>			64	62	54	55				34		49																				
<i>Collotheca sp2</i>														53	70																	
<i>Conochilus dossuarius</i>													30																			
<i>Hexarthra intermedia</i>																	62									29				39		
<i>Keratella cochlearis</i>																							86	94								
<i>Keratella tropica</i>	57	72																63														
<i>Lecane bulla</i>																						45				28	23					
<i>Plationus patulus</i>																		49	76													
<i>Polyarthra dolichoptera</i>									90	95		41																				

Com relação ao grupo Cladocera, a L. do Sumidouro apresentou maior equitabilidade que a de Confins (Figura 6), o que pode ser notado também na Tabela 4. As espécies dominantes da L. do Sumidouro representaram em média 66% da abundância entre os Cladocera (desvio padrão= 25), enquanto na L. de Confins, representaram 82% (desvio

padrão=23). Embora as espécies dominantes da L. dos Mares tenham apresentado, em média, 39% da abundância de Cladocera (desvio padrão=23), muito menor que na L. do Sumidouro, essa lagoa apresentou menor média do índice E_{var} . Segundo (Beisel *et al.*, 2003), em um trabalho que analisa a sensibilidade de diversos índices de equitabilidade com base em comunidades de macroinvertebrados bentônicos de água doce, o índice E_{var} tem baixa sensibilidade a mudanças em *taxa* dominantes e intermediários, o que explicaria o padrão encontrado. Portanto, pode-se concluir que o índice de equitabilidade E_{var} não foi apropriado para a análise de comunidades de Cladocera e que a análise da abundância das espécies dominantes forneceu informações importantes sobre a dominância dos ambientes.

As lagoas Olhos d'Água e de Confins compartilharam três espécies dominantes de Cladocera (*Bosmina freyi*, *B. hagemanni* e *Ceriodaphnia silvestrii*), tipicamente pelágicas (Kuczynska-Kippen & Joniak, 2010), e nenhuma espécie com a L. do Sumidouro e a L. dos Mares (Tabela 4). *B. hagemanni* é associada a ambientes oligotróficos (Marcelino, 2007) enquanto *B. longirostris* é indicadora de ambientes altamente eutrofizados (Rocha & Guntzel, 1999). Uma outra espécie do mesmo gênero que *C. silvestrii*, *C. Cornuta* é associada a ambientes mesotróficos em reservatório do nordeste brasileiro (Marcelino, 2007). As lagoas do Sumidouro e dos Mares, por sua vez, compartilharam uma espécie dominante (*Macrothrix elegans*) e espécies do mesmo gênero (*Chydorus*), ambos os gênero característicos de ambientes litorâneos (Paggi & Jose De Paggi, 1990). Espécies do gênero *Macrothrix* (ex. *M.mira*) são associadas à ambientes oligo-mesotróficos, enquanto espécies de *Chydorus* (ex. *C.eurynotus*) indicam águas mesotróficas (Marcelino, 2007). Tal resultado concorda com a proximidade da composição de espécie entre a L.Olhos d'Água e a L. de Confins e entre a L. do Sumidouro e a L. dos Mares mostrada na Figura 4.

Para Copepoda, apenas a L. do Sumidouro se diferenciou da L. dos Mares, graças à sua maior equitabilidade (Figura 6). A Lagoa Olhos d'Água e a L. de Confins apresentaram amostras nas quais há dominância de *Notodiaptomus cearensis* (Calanoida). Já nas lagoas dos Mares e do Sumidouro, Cyclopoida predominaram sempre. Os Calanoida são animais geralmente herbívoros (Dantas *et al.*, 2009) e associados a condições oligotróficas (Gannon & Stemberger, 1978; Corgosinho & Pinto-Coelho, 2006). No entanto, alguns estudos realizados no nordeste brasileiro relatam dominância dessa espécie em ambientes oligotróficos (Marcelino, 2007) e altas densidades em ambientes meso e eutróficos (Souza *et al.*, 2008). Paggi & Jose De Paggi (1990) citam esse gênero como comum e abundante em águas abertas, o que condiz com a presença de *N. cearensis* nas lagoas Olhos d'Água e Confins e ausência

na L. dos Mares. Já os Cyclopoida são animais onívoros (Dantas *et al.*, 2009), considerados capturadores, raptoriais ou predadores (Matsumura-Tundisi & Silva, 1999). As lagoas dos Mares e do Sumidouro compartilharam quatro espécies de Copepoda, sendo uma pertencente a Calanoida (*Scolodiaptomus corderoi*) e três a Cyclopoida (*Mesocyclops meridianus*, *Neutrocylops brevifurca* e *Microcyclops finitimus*). A Lagoa dos Mares apresentou ainda outras cinco espécies de Copepoda exclusivas, uma Harpacticoidea e quatro Cyclopoida.

A análise da equitabilidade revelou, portanto, que o índice E_{var} não foi apropriado em algumas situações (comunidades de Cladocera, por ex.) e que a utilização da abundância das espécies dominantes associada ao índice forneceu informações importantes sobre a dominância nos ambientes. De forma geral, podemos perceber a formação de dois grupos: a L. Olhos d'Água e a L. de Confins apresentaram alta dominância no zooplâncton total e similaridade das espécies dominantes tanto de Rotifera quanto de Cladocera; e a L. do Sumidouro e a L. dos Mares, que apresentaram maior equitabilidade no zooplâncton total e espécies dominantes mais semelhantes, muitas dessas espécies características de ambiente litorâneo. Essa diferença foi ainda mais nítida para as comunidades de microcrustáceos, para as quais as espécies dominantes não se sobrepuseram: nas lagoas Olhos d'Água e de Confins, são pelágicas, enquanto nas lagoas do Sumidouro e dos Mares, são litorâneas. A Lagoa do Sumidouro se diferenciou da L. dos Mares por ter maior dominância de Rotifera e maior equitabilidade de Copepoda.

4.1.3. Diversidade

O índice de diversidade de Simpson obtido para zooplâncton total e para Copepoda não mostrou diferença significativa para nenhuma das variáveis testadas pela ANOVA (Tabela 3). Danilov & Ekelund (1999), com base em comunidades fitoplanctônicas de lagos suecos, também observaram que o índice de Simpson, assim como outras seis métricas de diversidade (incluindo número de espécies), não conseguiu distinguir ambientes com diferentes níveis de trofia. Em relação às comunidades de Rotifera e Cladocera, foram observadas diferenças nas diversidades entre as lagoas (Tabela 3). Para Rotifera, Mares apresentou maior diversidade que Sumidouro (Figura 7). Apesar da Lagoa do Sumidouro apresentar uma riqueza de Rotifera maior (Figura 5) do que a L. de Confins e a L. Olhos d'Água, e estas lagoas apresentarem equitabilidade semelhantes, a diversidade de Simpson para a L. do Sumidouro foi inferior às demais lagoas, que se igualaram à Lagoa dos Mares.

Essa menor diversidade obtida para a Lagoa do Sumidouro deve-se ao fato das espécies de Rotifera dominantes na L. do Sumidouro apresentarem maior abundância relativa média do que nas outras lagoas. Portanto, a diferença deve-se às características das métricas, ou seja, enquanto o índice de diversidade de Simpson enfatiza a dominância das espécies, o índice de equitabilidade E_{var} tem baixa sensibilidade a espécies dominantes e intermediárias (Beisel *et al.*, 2003; Magurran, 2004c).

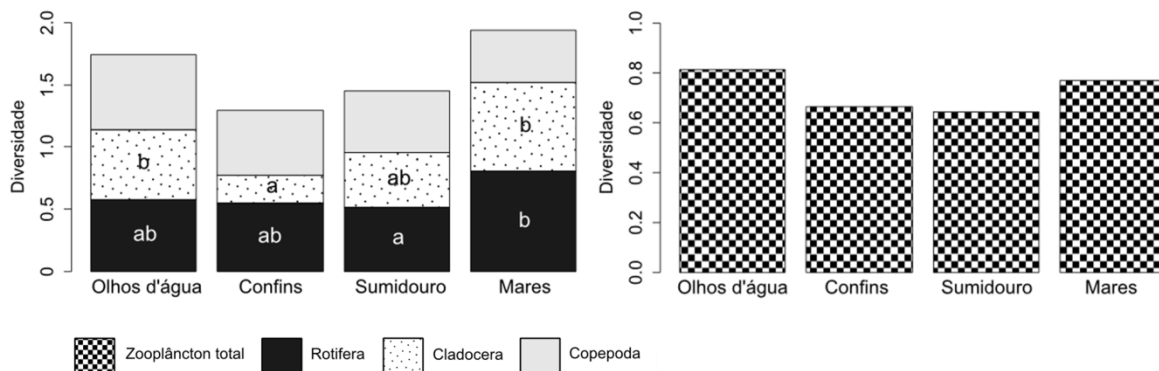


Figura 7. Diversidade de Simpson para as comunidades zooplancônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L. Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

Uma vez que a diversidade de espécies é a combinação de riqueza e equitabilidade, uma forma de analisá-la é através de diagramas de dispersão entre riqueza de espécies e equitabilidade (Figura 8), como sugerido por Melo (2008). Pôde-se perceber então que, para zooplâncton total, houve um aumento da riqueza com o aumento da equitabilidade; e que as amostras se agruparam de acordo com a lagoa. Mesmo que não tenha sido encontrada diferença significativa no índice de diversidade entre as lagoas, os diagramas indicaram que a Lagoa dos Mares foi mais diversa (alta riqueza associada à alta equitabilidade), seguida por L. do Sumidouro, L. Olhos d'Água e L. de Confins (Figura 8).

Em relação a Rotifera, não foi observada distinção evidente entre as lagoas. A L. dos Mares destacou-se por apresentar amostras com maior riqueza e maior equitabilidade, embora esta equitabilidade tenha sido semelhante entre as amostras das outras lagoas, que distinguiram-se principalmente pela riqueza (Figura 8).

Para Cladocera, a Lagoa de Confins mostrou-se menos diversa do que as Lagoas Olhos d'Água e dos Mares (Figura 7) e, pela Figura 8, não foi possível distinguir as lagoas.

Para Copepoda, destacaram-se apenas algumas amostras da L. dos Mares, com elevada riqueza e dominância (Figura 8).

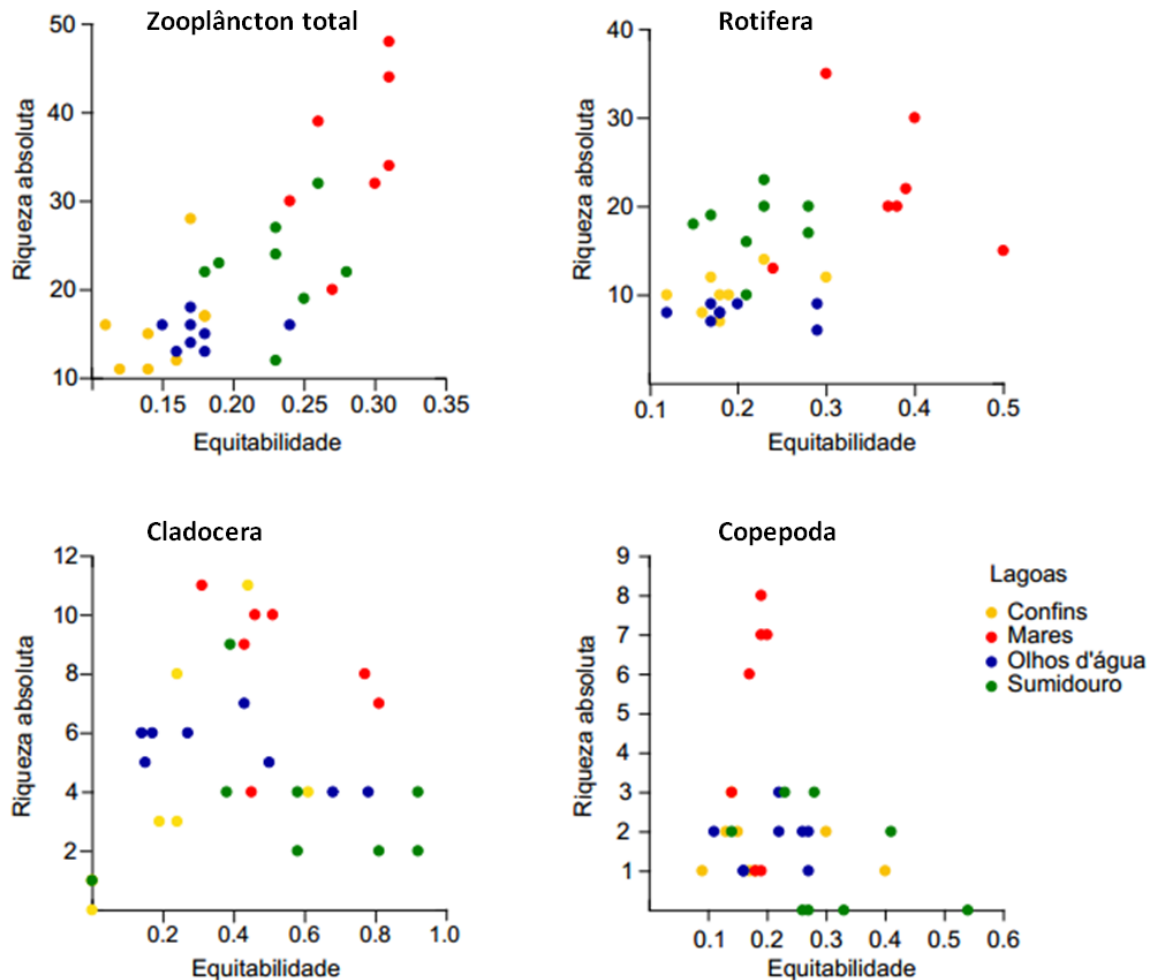


Figura 8. Gráficos de dispersão entre riqueza absoluta (número de espécies) e equitabilidade (E_{var}) de comunidades zooplantônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares), amostradas de 2009 a 2010.

O índice de diversidade de Simpson não foi capaz de reconhecer diferenças de diversidade entre as lagoas, mesmo quando o gráfico de equitabilidade *versus* riqueza absoluta apontou nítida separação entre elas. Portanto, a utilização das duas abordagens associadas (diversidade de Simpson e gráfico equitabilidade *versus* riqueza) foi importante para entender a diversidade dos diferentes grupos nas lagoas. Acredita-se que este resultado não seria diferente se outro índice de diversidade tivesse sido escolhido. O índice de Shannon, por exemplo, não foi suficientemente sensível para identificar mudanças na estrutura da comunidade zooplantônica durante a eutrofização de lagos russos (Rogozin, 2000). Lamb *et*

al. (2009), em uma comparação de 13 métricas, concluíram que as métricas de diversidade tradicionais avaliadas (riqueza de espécies, índices de diversidades de Shannon e de Simpson) são inapropriados para monitorar o grau de impacto na biodiversidade. De forma geral, percebemos que a Lagoa dos Mares apresenta alta diversidade de zooplâncton total, assim como de Rotifera e Cladocera; a Lagoa de Confins tem baixa diversidade de Cladocera e a do Sumidouro baixa diversidade de Rotifera.

4.1.4. Delta

As Figuras 9 e 10 apontam as relações taxonômicas entre as espécies presente em cada lagoa (Apêndice 4). Nessas figuras, pode-se observar a distinção dos grupos (Rotifera, Cladocera e Copepoda) no nível taxonômico de Classe (Eurotatoria, Branchiopoda e Maxillopoda, respectivamente), correspondendo a *height* (*w*) igual a 88.3. Rotifera apresentou a maior variação entre as lagoas, ao contrário de Copepoda, bastante semelhante entre L.Olhos d'Água, L. de Confins e L. do Sumidouro. Ainda, destaca-se a diferença de riqueza absoluta entre as lagoas sendo a L. dos Mares a mais rica e com maior número de espécies pertencentes a um mesmo nível taxonômico. De forma contrária, a árvore taxonômica da L.Olhos d'Água é pouco ramificada e composta por menos espécies. Para a L. do Sumidouro há maior ramificação de Eurotatoria, em especial *Lecane*.

Para melhor entendimento dos valores obtidos pelos índices de distinção taxonômica, foi construída a árvore taxonômica de cada uma das amostras (Apêndice 5). Nas Tabelas 5 e 6 é mostrada a distribuição das famílias encontradas em cada amostra, segundo o número de espécies presentes. Pode-se perceber, a partir das tabelas, que a L. dos Mares e a L. do Sumidouro apresentaram maior número de espécies e de famílias, ao contrário da L.Olhos d'Água e da L. de Confins, pobres em espécies e em famílias. Pode-se perceber ainda que este resultado ocorreu tanto para a análise de zooplâncton total (Tabela 5) quanto para a análise apenas de Rotifera, o que revela a importante participação deste grupo na comunidade zooplanctônica das lagoas. De forma semelhante ao aplicado, Gotelli & Colwell (2001) salientam que a razão categoria/subcategoria taxonômica tem sido utilizada para descrever padrões de comunidades e inferir sobre os níveis de interações competitivas. Abellan *et al.* (2006) também utilizaram a riqueza de espécies por famílias para interpretar os resultados encontrados por índices de distinção taxonômica.

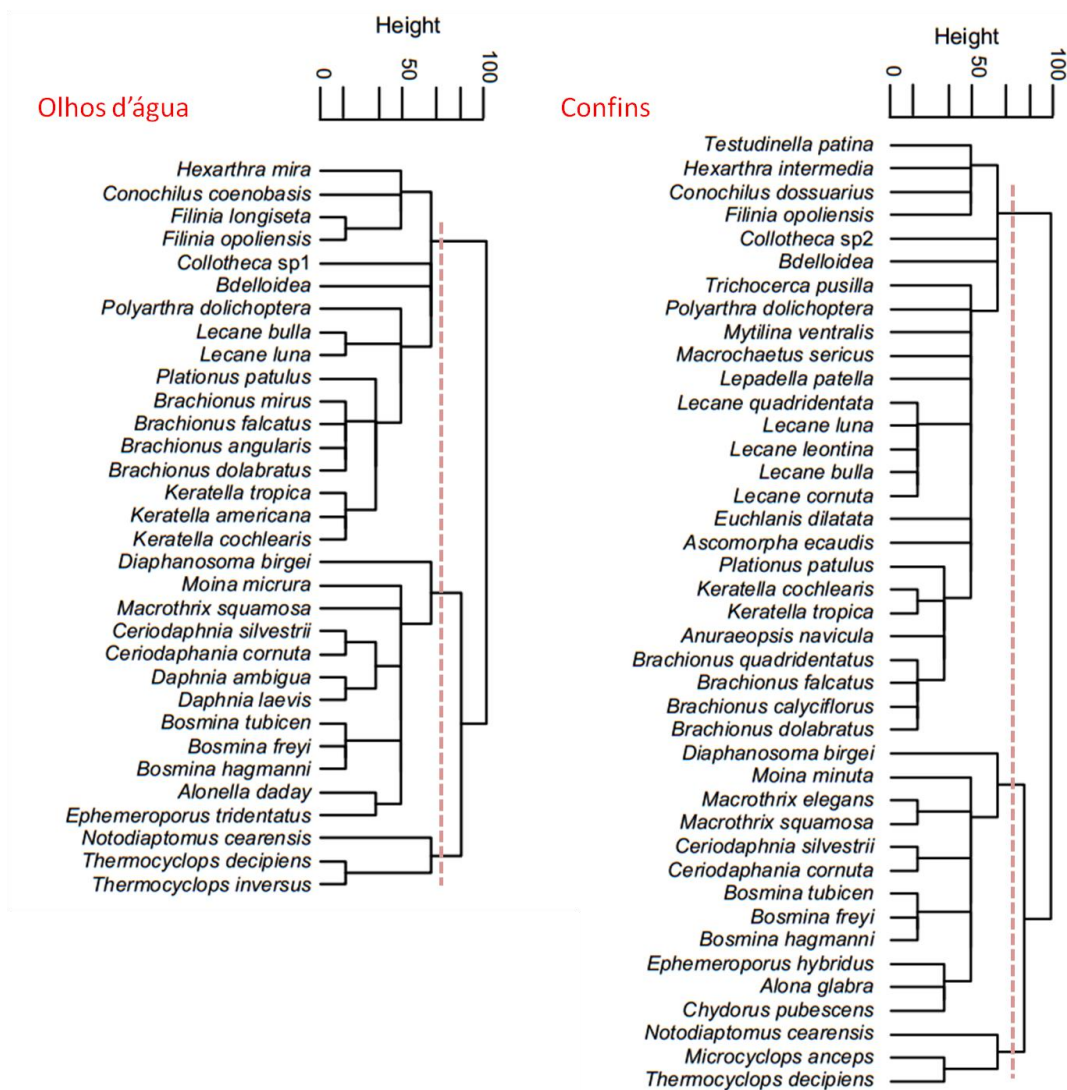


Figura 9. Relações taxonômicas entre as espécies zooplantônicas das lagoas Olhos d'Água e Confins (APA Carste Lagoa Santa – MG) encontradas em amostragens feitas em 2009 e 2010. A escala de *height-w* indica os pesos da distinção para as relações taxonômicas entre as espécies. Linhas pontilhadas indicam separação taxonômica entre os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda.

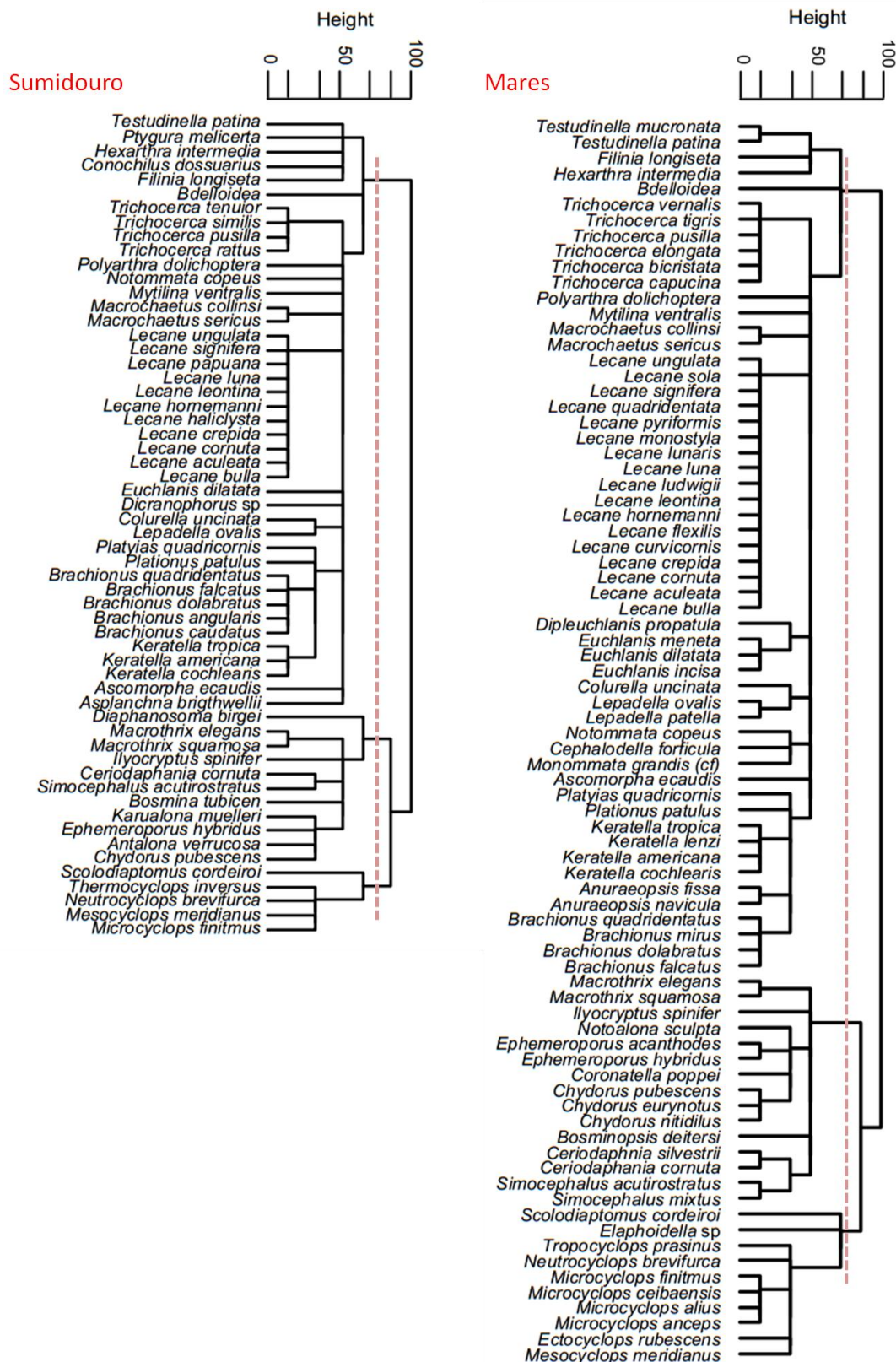


Figura 10. Relações taxonômicas entre as espécies zooplancônicas das lagoas do Sumidouro e dos Mares (APA Carste Lagoa Santa – MG) encontradas em amostragens feitas em 2009 e 2010. A escala de *height-w* indica os pesos da distinção para as relações taxonômicas entre as espécies. Linhas pontilhadas indicam separação taxonômica entre os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda.

Tabela 5. Frequência de famílias da comunidade zooplanctônica por riqueza de espécies, para as 31 amostras correspondentes a quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010.

Amostras	Riqueza de espécies											Σ famílias	Σ sp
	1sp	2sp	3sp	4sp	5sp	6sp	7sp	8sp	9sp	11sp			
O1	5	3			1							9	16
O2	6	2		1								9	14
O3	7	2	1	1								11	18
O4	8	1	1									10	13
O5	3	1	2	1								7	15
O6	3	3		1								7	13
O7	5	1	3									9	16
O8	6	2	2									10	16
C1	7	2										9	11
C2	8		1									9	11
C3	8			1								9	12
C4	9	1		1								11	15
C5	9	1	2									12	17
C6	12	4	1		1							18	28
C7	13		1									14	16
C8	9	2		1								12	17
S1	7	2	2			1						12	23
S2	8		2	2								12	22
S3	10	3						1				14	24
S4	11	2	1	1								15	22
S5	10	1	2						1			14	27
S6	6	3	2			1		1				13	32
S7	9	2	2									13	19
S8	5	2	1									8	12
M1	11	2	1			2	1				1	18	48
M2	13	2		1	1		1				1	19	44
M3	7	2			1		2					12	30
M4	9	1	2				1	1				14	32
M5	10	1	1		1							13	20
M6	9	1	1	1		2				1		15	39
M7	9	4	2		1	1						17	34

Tabela 6. Frequência de famílias de Rotifera por riqueza de espécies, para as 31 amostras correspondentes a quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010.

Riqueza de espécies Amostras	1sp	2sp	3sp	4sp	5sp	6sp	7sp	8sp	9sp	11sp	∑famílias	∑sp
O1	2	1			1						4	9
O2	2			1							3	6
O3	4			1							5	8
O4	5		1								6	8
O5	1	1		1							3	7
O6	2	1		1							4	8
O7	4	1	1								6	9
O8	4	1	1								6	9
C1	4	2									6	8
C2	7		1								8	10
C3	6			1							7	10
C4	6			1							7	10
C5	4		1								5	7
C6	9				1						10	14
C7	9		1								10	12
C8	6	1		1							8	12
S1	7		2			1					10	19
S2	7		1	2							10	18
S3	6	3						1			10	20
S4	8	1	1	1							11	17
S5	9	1	1						1		12	23
S6	4	1				1		1			7	20
S7	6	2	2								10	16
S8	3	2	1								6	10
M1	9	2				1				1	13	30
M2	9	2		1			1			1	14	35
M3	4	2			1						7	13
M4	7	1	1					1			10	20
M5	8	1			1						10	15
M6	8	1	1						1		11	22
M7	8	2	1		1						12	20

Neste estudo, considerou-se como ‘família rica’ aquela que continha 5 ou mais espécies, destacando-se, então, Brachionidae para todas as lagoas. Outras três famílias consideradas ricas foram registradas na Lagoa dos Mares: Lecanidae, Chydoridae e Cyclopidae, sendo as duas primeiras características de ambientes litorâneos (Starling, 2000). Lecanidae também apareceu com mais de 5 espécies em uma amostra da L. do Sumidouro (S6).

Brachionidae, comum a todas as lagoas, é destacada como uma das mais importantes para zooplâncton de águas continentais, tendo alta representatividade em relação ao número de taxa (Aoyagui, 2002; Almeida *et al.*, 2006) e o aumento de sua abundância tem sido associado ao aumento de nitrato e nitrogênio orgânico (Serafim-Júnior *et al.*, 2010). Paggi & Jose De Paggi (1990) também encontraram que essa foi a família de Rotifera com maior número de espécies em ambientes do médio Rio Paraná. Brachionidae também foi a família mais representativa, entre os rotíferos, de um reservatório de Pernambuco (Almeida *et al.*, 2006) e um outro pequeno e eutrófico do sul do Brasil (Serafim-Júnior *et al.*, 2010). A família Lecanidade, destaque na L. dos Mares, possui apenas espécies pertencentes ao gênero *Lecane* nas amostras analisadas. Esse gênero é associado a ambientes perifíticos (Paggi & Jose De Paggi, 1990) sendo encontrado muitas vezes entre macrófitas (Pejler & Berzins, 1994)

Exceto para Copepoda, Delta diferenciou-se apenas entre as lagoas (Tabela 3). Para zooplâncton total, a diversidade taxonômica da L. do Sumidouro foi inferior a da L. dos Mares (Figura 11). Essa baixa diversidade taxonômica pode ser devido à presença de apenas duas Classes (Copepoda não ocorreu em metade das amostras da L. do Sumidouro), enquanto as amostras das outras lagoas apresentarem três (Apêndice 5).

Para Rotifera, as lagoas do Sumidouro e Olhos d'Água apresentaram Delta menor que a L. dos Mares (Figura 11), o que pode ser reflexo do maior número de famílias de Rotifera presentes na última (Tabela 6). Para Cladocera, foi encontrada na L. dos Mares maior Delta que na L. de Confins (Figura 11): além da L. dos Mares ter apresentado maior diversidade de Cladocera que a L. de Confins, esta possui amostras com uma ou nenhuma espécie (Apêndice 5).

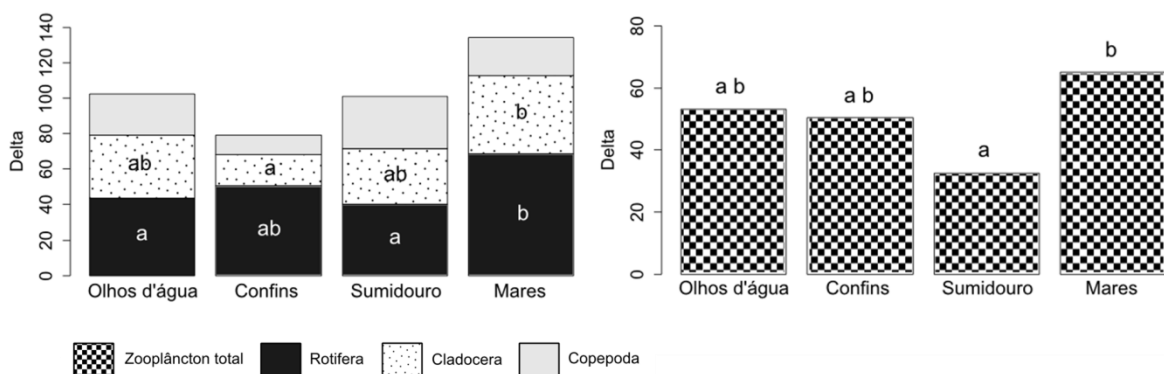


Figura 11. Delta (Δ) médio para as comunidades zooplanctônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

Os valores de Delta das comunidades de Copepoda não se diferenciaram para nenhuma variável explicativa (Figura 11; Tabela 3).

Uma discussão geral dos resultados obtidos pelos índices de distinção taxonômica será apresentada ao final do item 4.1.7 e no item 5.1.

4.1.5. Delta*

Os resultados da análise de Delta* revelaram que, ao contrário de Delta (Figura 11), a comunidade zooplancônica da L. do Sumidouro se diferencia não apenas da L. dos Mares, mas também da L. Olhos d'Água e L. de Confins (Figura 12).

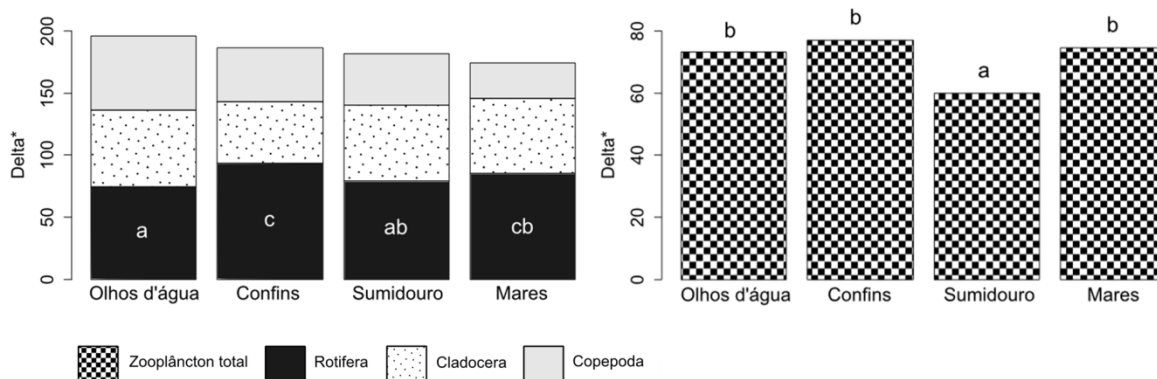


Figura 12. Delta* (Δ^*) médio para as comunidades zooplancônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

A comunidade zooplancônica mostrou variações significativas no Delta* entre os anos (maiores valores em 2010), e diferença entre períodos apenas para a L. Olhos d'Água (maiores valores na chuva). A razão para a diferença entre períodos não é evidente, visto que as amostras da L.Olhos d'Água do período de seca apresentaram maior número de famílias e de ordens (Apêndice 5; Tabela 5).

Para as comunidades de Rotifera, as lagoas Olhos d'Água e do Sumidouro apresentaram Delta* menores que a L. de Confins (para Delta estas três lagoas não diferiram) (Figura 12). Portanto, a remoção parcial da dominância diferenciou a L. de Confins das outras duas lagoas. Houve diferença também entre os anos, em especial para a L.Olhos d'Água (maior Delta* em 2010).

Para Cladocera, o Delta* não diferiu entre as comunidades das lagoas, porém para a L. de Confins foi encontrada diferença entre os anos (Tabela 3): as amostras de 2009 da L. de Confins apresentaram menor número de famílias e de espécies de Cladocera que as de 2010 (Apêndice 5).

O Delta* para a comunidade de Copepoda não se diferenciou significativamente para nenhuma das variáveis testadas (Tabela 3).

4.1.6. Delta+

Os valores Delta+ indicam que a comunidade zooplanctônica da L. do Sumidouro teve a menor distinção taxonômica entre as lagoas (Figura 13), resultado semelhante ao obtido pelo Delta*. Esta semelhança entre os resultados obtidos com Delta*, métrica que considera efeito parcial da abundância de espécies, e Delta+, que considera apenas presença/ausência de espécies, revela que a dominância de espécies teve pouco efeito sobre os valores de distinção taxonômica das comunidades zooplanctônicas analisadas. Este baixo efeito da dominância pode ser devido à não inclusão, na análise de distinção taxonômica, de estágios de desenvolvimento de Copepoda (náuplios e copepoditos), muitas vezes dominantes na comunidade.

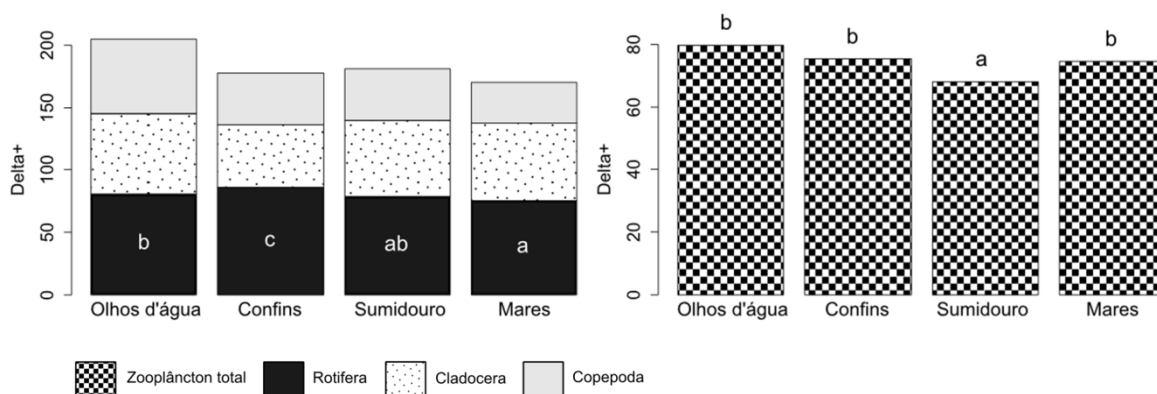


Figura 13. Delta+ ($\Delta+$) médio para as comunidades zooplanctônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

Diferentemente de Delta* e Delta, Delta+ permite a comparação dos valores das amostras contra o esperado pela hipótese nula (as assembleias são formadas por seleções aleatórias do pool regional de espécies). Essa comparação mostrou que uma amostra da L. de

Confins apresentou valor maior que o esperado pelo acaso, enquanto que uma amostra da L. dos Mares e duas da L. do Sumidouro se apresentaram abaixo do limite de confiança de 95% (Tabela 5). A amostra C6 da L. de Confins, com alto Delta*, se destacou das outras por possuir elevado número de famílias (18 famílias presentes, quando a média é 12; desvio padrão= 3.23) sendo poucas as famílias com muitas espécies. Duas amostras da L. do Sumidouro e uma da L. dos Mares apresentaram Delta+ menor que o esperado pelo acaso.

Para Rotifera, houve diferença entre Delta* e Delta+: para o primeiro, a L. dos Mares apresentou maiores valores que a L. Olhos d'Água, enquanto para Delta+ a situação se inverteu. As comunidades de Rotifera ainda apresentaram Delta+ diferente entre os períodos (maiores valores na seca) e entre anos (maiores valores em 2010), em especial para L. Olhos d'Água (Tabela 3). O maior valor de Delta+ apresentado pela L. Olhos d'Água, mesmo com a grande amplitude de variação dessa métrica nessa lagoa, pode ser devido à presença de algumas amostras com valores acima do esperado pelo acaso (O4, O7 e O8; Tabela 5).

Os valores de Delta+ da comunidade de Cladocera da L. de Confins diferiram entre os anos. Mesmo que a média de Delta+ de Cladocera não tenha diferido entre as lagoas, foram verificadas em L. dos Mares três amostras com diversidade menor que o esperado pelo acaso. Estas amostras (M3, M4, M6) se destacaram por possuírem famílias mais ricas em espécies (Chydoridae ou Daphniidae).

Por fim, para Copepoda, foram encontradas 13 amostras com Delta+ maior que o esperado pelo acaso. Essas amostras compartilham a característica de ocorrência simultânea de duas ordens de Maxillopoda: Cyclopoida e Calanoida ou Cyclopoida e Harpacticoidea.

Tabela 5. Amostras de zooplâncton de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L. Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares), de 2009 a 2010, com diferença significativa do esperado pela hipótese nula (acima ou abaixo do intervalo de confiança – I.C. – de 95%). Entre parênteses é mostrada a probabilidade da amostra possuir composição taxonômica diferente do acaso.

	Zooplâncton total		Rotifera		Cladocera		Copepoda	
	Acima I.C	Abaixo I.C	Acima I.C.	Abaixo I.C.	Acima I.C.	Abaixo I.C.	Acima I.C.	Abaixo I.C.
							O1; O2; O3;	
		S3 (3.2%);	O4 (4%);		M3 (1.8%);		O5; O8; C1;	
Delta+	C6 (4%);	S5 (1.6%);	O7 (4%);		M4 (1%);		C5; C6; S3; S4;	
		M2 (0.4%)	O8 (2.6%)		M6 (3.8%)		S7 (<0.0%);	
							M1; M7 (0.2%)	
					O1 (0.6%);		O3 (<0.0%);	
Lambda+		C2 (1.8%);			O2 (3%);		M1 (0.2%);	
					O7 (4.8%);		M7 (0.2%)	
					C5 (0.6%)			

4.1.7. Lambda+

A equitabilidade da árvore taxonômica é maior quanto menor o valor de Lambda+, então, a equitabilidade taxonômica de zooplâncton na L. de Confins foi maior que nas lagoas dos Mares e Olhos d'Água (Figura 14). Na Lagoa de Confins foi observada, inclusive, uma amostra com valor menor que o esperado pelo acaso (C2; Tabela 5). A Lagoa dos Mares apresentou menor equitabilidade que a do Sumidouro.

A equitabilidade taxonômica das comunidades de Rotifera não se diferenciou entre as lagoas ou para qualquer outra variável testada (Tabela 3). Nem mesmo foi detectada alguma amostra fora do funil do intervalo de confiança (Tabela 5).

Foi verificada maior equitabilidade taxonômica nas comunidades de Cladocera durante a seca e, para L. de Confins, diferença significativa entre os anos (Tabela 3). A Lagoa Olhos d'Água apresentou menor equitabilidade taxonômica de Cladocera que as outras lagoas (Figura 14), tendo três amostras com menor equitabilidade que o esperado pelo acaso (O1; O2; O7; Tabela 5). Para a Lagoa de Confins também foi registrada uma amostra menos equitável que o esperado pelo acaso segundo o número de espécies (C5; Tabela 5).

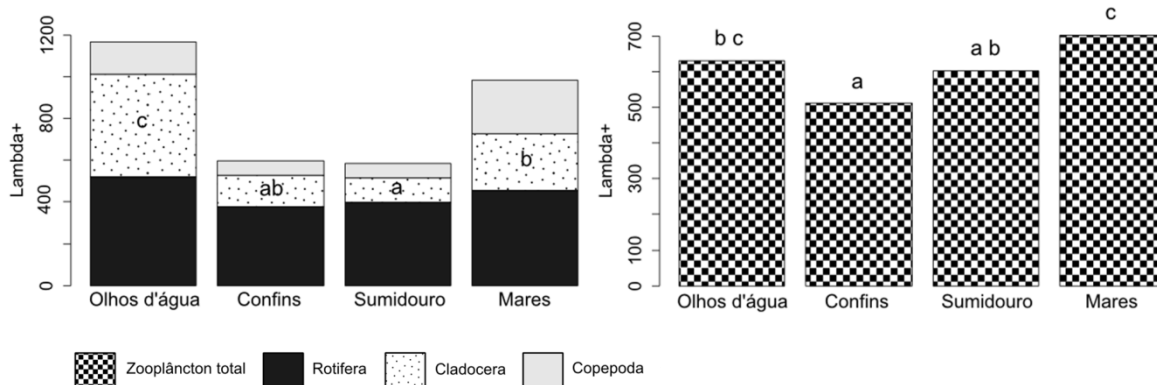


Figura 14. Lambda+ (Λ^+) médio para as comunidades zooplancônicas (zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda) de quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares) amostradas de 2009 a 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas ($\alpha=0.05$) entre as lagoas (ANOVA, teste de Tukey).

Para Copepoda não foi observada diferença na equitabilidade taxonômica entre nenhuma das variáveis testadas (Tabela 3), entretanto, uma amostra da L.Olhos d'Água (O3) e duas amostras da L. dos Mares (M1 e M7) apresentaram árvore taxonômica menos equitável

(Lambda+ maior que o esperado pelo acaso) (Tabela 5) . Para essas três amostras também foram verificados maiores valores de Delta+ que o esperado pelo acaso.

De forma geral, as métricas de distinção taxonômica, Delta, Delta* e Delta+ mostraram resultados muito semelhantes para zooplâncton total, o que indica que a dominância de espécies não tem muito efeito sobre a distinção taxonômica dessas comunidades. Quando é considerada a dominância das espécies (Delta), a distinção taxonômica das lagoas Olhos d'Água e de Confins se iguala à da L. do Sumidouro. Quando a dominância foi removida (Delta*), essas duas lagoas se igualaram à L. dos Mares, e L. do Sumidouro permaneceu com baixo valor. A dominância de espécies teve efeito negativo sobre as métricas de distinção taxonômica, ou seja, quanto maior a dominância, menor os valores das métricas e, portanto, quando este efeito é removido, uma comunidade com alta dominância de espécies deve apresentar maior aumento de distinção taxonômica que uma comunidade equitável. Assim, foi observado maior aumento da distinção taxonômica da comunidade zooplanctônica nas lagoas Olhos d'Água e de Confins. A baixa distinção taxonômica na L. do Sumidouro deve-se à recorrente ausência de Copepoda.

Em relação às comunidades de Rotifera, a Lagoa de Confins foi a que apresentou a maior distinção taxonômica, registrando a maior proporção de famílias com uma única espécie. A Lagoa dos Mares, embora tenha mostrado maior riqueza de espécies e famílias, muitas espécies pertencem a um mesmo *taxa*, sugerindo maior sobreposição de nicho. Quando considerada a abundância de espécies, as lagoas de Confins e dos Mares mostraram-se equiparáveis, pois a maior diversidade taxonômica na L. de Confins 'compensou' a maior equitabilidade de espécies na L. dos Mares. Assim, quando a dominância é desconsiderada, a L. de Confins se sobressaiu em relação às demais lagoas, enquanto a L. dos Mares apresentou baixa distinção taxonômica.

4.2. Resposta da comunidade às características ambientais

A análise de ordenação mostrada na Figura 15 revela a similaridade das amostras em relação à abundância das espécies mais frequentes, sem considerar as características ambientais. Essa análise de correspondência explicou 39.53% da variância dos dados nos dois primeiros eixos. As amostras das lagoas de Confins e Olhos d'Água se concentraram no extremo positivo do eixo 1, associado principalmente a *B. falcatus*, *C. cornuta*, *B. freyi*, *C. dossuarius*, *B. dolabratus*, *N. cearensis*, náuplios de calanoida, *P. dolichoptera* e copepoditos

(Calanoida e Cyclopoida). A Lagoa do Sumidouro foi a que mais se diferenciou das outras. As amostras dessa lagoa se concentraram na extremidade negativa do eixo 1, associadas a maiores abundâncias dos gêneros *Keratella*, *Hexarthra*, *Lecane*, *Macrothrix*, *Chydorus* e *Plationus*. Entre estes dois grupos está a L. dos Mares, com amostras bastante agrupadas e associadas principalmente a náuplios Cyclopoida.

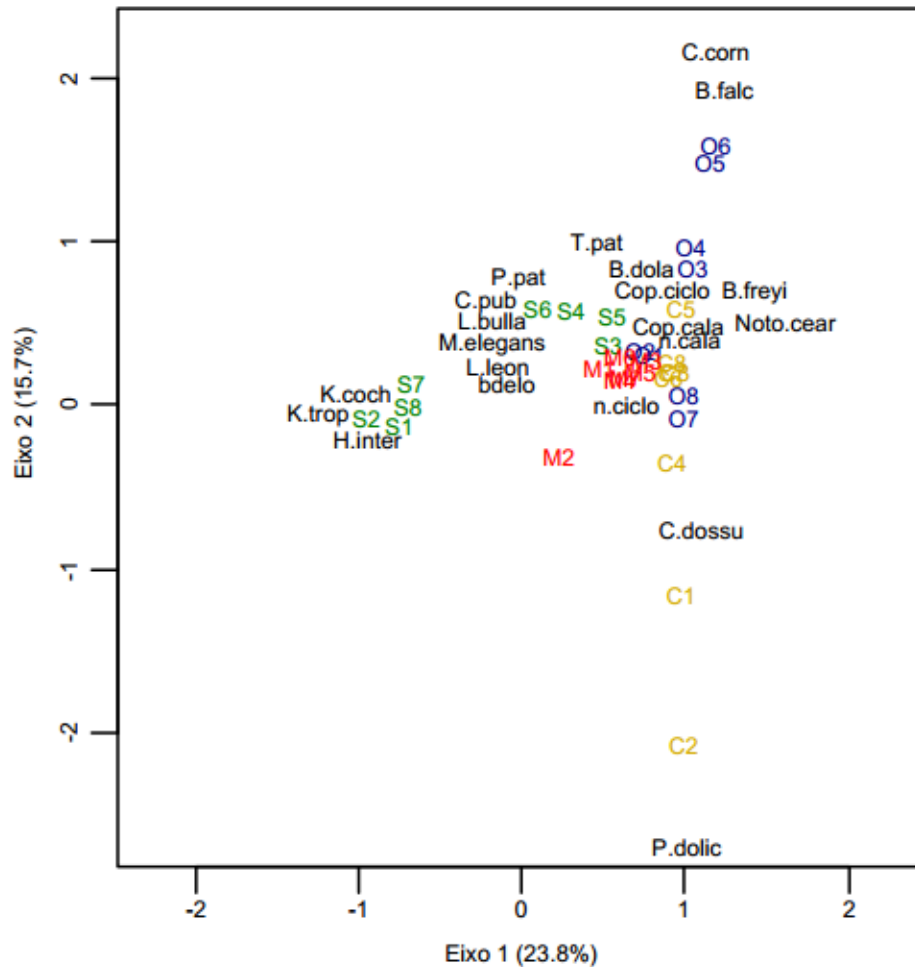


Figura 15. Análise de Correspondência (AC) com dados de abundância das 21 espécies zooplânctônicas mais frequentes entre as 31 amostras correspondente ao período de 2009 a 2010, em quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa (MG). Em azul, amostras da Lagoa Olhos d'Água; em amarelo, Lagoa de Confins; em verde, Lagoa do Sumidouro; em vermelho, Lagoa dos Mares.

A diferenciação da L. do Sumidouro em relação aos outros ambientes pode dar-se por ser a única das lagoas com baixas densidades de Copepoda, sendo dominada por Rotifera. A Lagoa dos Mares apresentou densidades muito baixas de organismos, o que talvez justifique sua associação com náuplios Cyclopoida, o grupo dominante neste ambiente.

A análise de correspondência canônica com as variáveis físicas e químicas incluiu, dentre as 13 variáveis disponíveis, apenas NH_4 , NO_2 , NO_3 , N_{total} , PO_4 , P_{total} , silicato, temperatura, OD e pH. As demais variáveis não explicaram proporção significativa da variância residual.

O modelo final capturou 71.75% da variância dos dados (Figura 16), sendo 35.77% nos dois primeiros eixos. Tanto o modelo quanto estes eixos foram significativos ($p < 0.05$). Este resultado foi semelhante ao encontrado por Serafim-Júnior *et al.* (2010) que encontraram, em uma ACC, explicação de 46% da abundância de Rotifera pelas variáveis físicas ou químicas em um reservatório brasileiro.

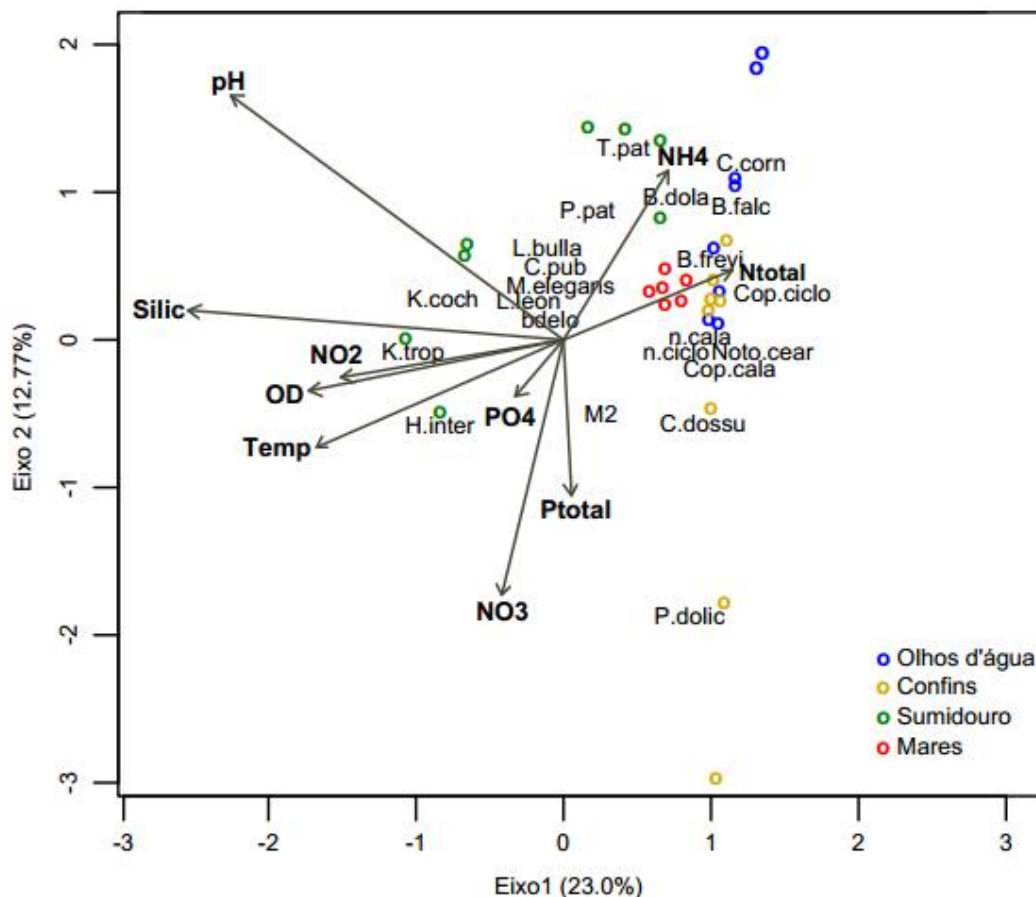


Figura 16. Análise de correspondência canônica (ACC) com dados de 10 variáveis físicas ou químicas (pH, temperatura e concentrações de silicato, NO_2 , oxigênio dissolvido, PO_4 , NO_3 , P_{total} , NH_4 , N_{total}) e abundância das 21 espécies zooplânctônicas mais frequentes entre as 31 amostras realizadas de 2009 a 2010 em quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L. dos Mares).

A Lagoa do Sumidouro mais uma vez se destacou das outras lagoas, associada à maiores concentrações de silicato, NO_2 , OD e NH_4 . Nas outras lagoas a abundância das

espécies está associada à concentração de Ntotal. Silvino (2012), trabalhando com a comunidade fitoplanctônica nas mesmas lagoas e período, encontrou para a Lagoa de Confins, uma associação com nutrientes e grupos funcionais característicos de ambientes com elevado estado trófico, enquanto a L. dos Mares foi associada a maior transparência do disco de Secchi. Estes resultados não foram semelhantes para zooplâncton, estando a Lagoa dos Mares próxima à Lagoa de Confins, associadas principalmente a maiores concentrações de Ntotal. Possivelmente esta associação deve-se, novamente, à abundância de náuplios de Cyclopoida na Lagoa dos Mares. A alta abundância de náuplios é comum na maioria dos ambientes aquáticos, e provavelmente representa uma estratégia do grupo para contornar a alta taxa de mortalidade durante estes primeiros estágios de desenvolvimento (Espindola *et al.*, 2000)

Das 20 variáveis indicativas de disponibilidade de recurso alimentar, 11 foram incluídas na ACC. O modelo final foi significativo ($p < 0.05$) e capturou 63.49% da variância dos dados (Figura 17), sendo 33.22% nos dois primeiros eixos. Ambos os eixos foram significativos ($p < 0.05$). Nesta análise os recursos formaram dois grupos: um composto por biomassa de Cryptophyceae; concentrações de COD e clorofila-*a*; densidades de Chrysophyceae, Dynophyceae e Bacillariophyceae; e outro grupo formado por diversidade de fitoplâncton; densidades de Euglenophyceae e Cyanobacteria; biomassa de Xantophyceae e Chlorophyceae. Ao primeiro grupo se associaram amostras da L. do Sumidouro.

A explicação das densidades das espécies mais frequentes pelos fatores físicos e químicos foi semelhante à explicação pelos recursos alimentares, o que sugere que nenhum dos conjuntos de fatores teve maior influência sobre a comunidade zooplanctônica das lagoas. As baixas explicações dos eixos das ACC não permitiram interpretações mais detalhadas dos gráficos, assim como outras conclusões.

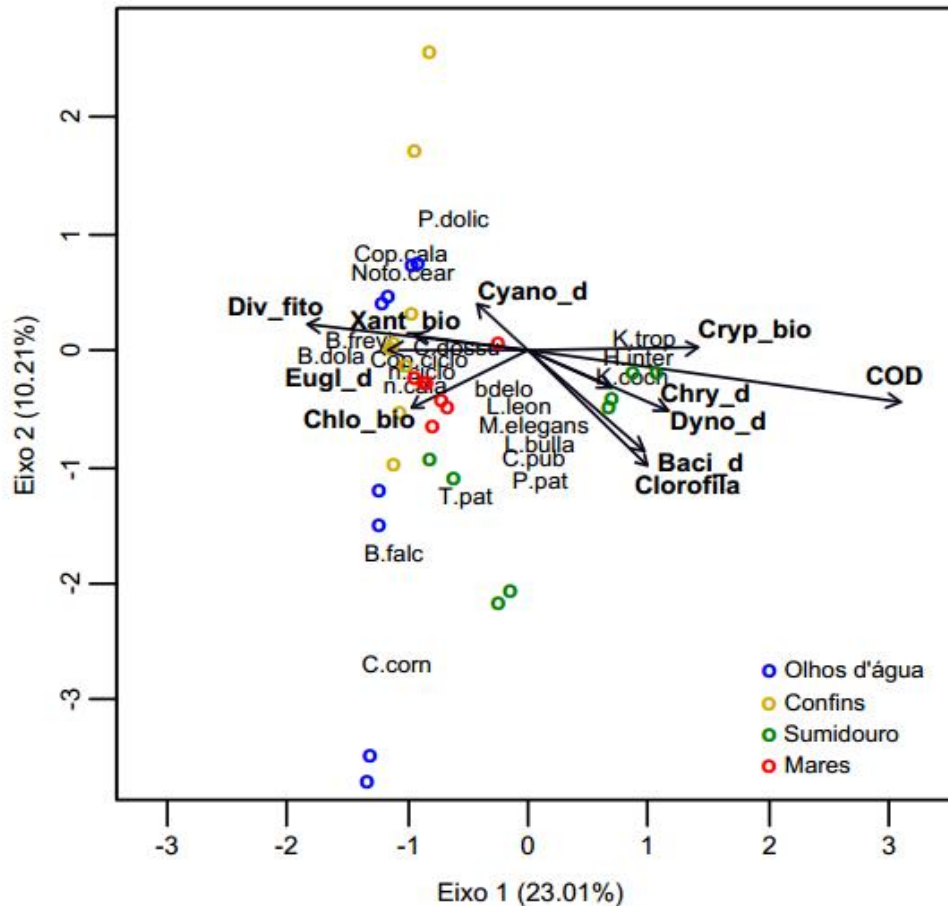


Figura 17. Análise de correspondência canônica (ACC) com dados de concentração de 11 recursos alimentares e abundância de 21 espécies zooplanctônicas mais frequentes entre as 31 amostras realizadas de 2009 a 2010 em quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa-MG (L.Olhos d'Água, L. de Confins, L. do Sumidouro e L.dos Mares).

4.3. Resposta das métricas de diversidade aos fatores ambientais

A Tabela 4 resume os resultados das regressões múltiplas obtidas para cada uma das sete métricas de diversidade analisadas.

De forma geral, as métricas de diversidade tradicionais foram influenciadas pelas características do meio, em especial as variáveis associadas ao grau de trofia, ao contrário das métricas de distinção taxonômica, pouco explicadas pelas variáveis testadas (baixo valor do parâmetro 'estimativa', Tabela 4).

Tabela 4. Resultados das regressões múltiplas aplicadas às métricas de diversidade, baseadas em 31 amostras de zooplâncton correspondentes a quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa realizadas de 2009 a 2010. Os modelos utilizados foram: quasipoisson (log como função de ligação) para riqueza total e gamma (função de ligação inversa) para as demais métricas.

Variável resposta	Variável explicativa	Estimativa	Erro padrão	t-valor	p-valor
Riqueza total	Intercepto	3.05	0.06596	46.223	<0.01
	Secchi	0.25	0.05767	4.352	<0.01
Diversidade de Simpson	Intercepto	1.41	0.04318	32.632	<0.01
	Chrysophyceae (dens.)	0.22	0.06273	3.566	<0.01
Equitabilidade E_{var}	Intercepto	5.04	0.17000	29.647	<0.01
	Ntotal	0.69	0.19000	3.641	<0.01
	PO ₄	0.65	0.21080	3.074	<0.01
	Ptotal	0.43	0.18170	2.388	0.02
Delta	Intercepto	0.00226	0.00016	14.447	<0.01
	Chrysophyceae (dens.)	0.00096	0.00029	3.268	<0.01
	NO ₃	0.00044	0.00016	2.804	<0.01
Delta*	Intercepto	0.00142	0.00003	48.409	<0.01
	Ntotal	-0.00011	0.00003	-3.977	<0.01
	pH	0.00009	0.00003	2.969	<0.01
Delta+	Intercepto	0.01346	0.00013	103.369	<0.01
	Alcalinidade	0.00075	0.00014	5.369	<0.01
Lambda+	Intercepto	0.00165	0.00004	42.923	<0.01
	Ptotal	0.00009	0.00004	2.093	0.05
	Secchi	-0.00010	0.00004	-2.640	0.01

Salas *et al.* (2006), trabalhando com comunidades macrobentônicas de estuários, verificaram que o aumento ou diminuição no número de espécies podia ser considerado um dos principais indicadores de distúrbio. Neste estudo, a riqueza do zooplâncton foi influenciada pela transparência das águas (Tabela 4), sendo mais ricos os ambientes com maior profundidade de leitura do disco de Secchi. Esta medida é usada como uma avaliação da transparência da água à luz e pode estar relacionada à densidade fitoplanctônica e quantidade de matéria orgânica (Wetzel, 1993). Silvino (2012) mostrou que a profundidade do disco de Secchi está negativamente relacionada à concentração de COD. Portanto, quanto menor a transparência das águas, maior densidade de fitoplâncton, resultando em menor riqueza de espécies zooplanctônicas.

A equitabilidade E_{var} apresentou relações com indicadores de trofia - Nitrogênio total, Fósforo total e Fósforo inorgânico solúvel (ortofosfato). Assim, quanto maior a concentração dos nutrientes, menor a equitabilidade na comunidade zooplanctônica. A quantidade de

Nitrogênio e Fósforo são, de forma geral, os fatores mais importantes que levam ao aumento da trofia de um ambiente (Wetzel, 1993). A eutrofização é um processo capaz de promover profundas transformações na comunidade zooplanctônica (Dantas *et al.*, 2009), simplificando-a, por exemplo (Rogozin, 2000). Estas modificações ocorrem, pois as condições ambientais se tornam mais restritivas em águas eutróficas (Sladeczek, 1983) e os recursos alimentares disponíveis sofrem modificações (Crisman, 1986). Em condições oligotróficas predominam filtradores de partículas maiores, enquanto que em ambientes eutróficos, dominados por cianobactérias (Crisman, 1986), consideradas inadequadas aos herbívoros zooplanctônicos, são dominados por consumidores especialistas em partículas pequenas e bactérias (Pejler, 1983). Lagos oligotróficos, em geral, apresentam menor biomassa zooplanctônica e grande variedade de espécies, enquanto lagos eutróficos apresentam grande biomassa com poucas espécies (Gannon & Stemberger, 1978). Em ambientes eutróficos, há a exclusão de espécies que dependam de recursos alimentares ausentes, assim como de espécies sensíveis às características físicas e químicas da água. Este deve ser o caso das Lagoas de Confins e Olhos d'Água: o menor número de espécies que conseguem viver nessas condições apresentam vantagens competitivas, dominando a comunidade.

Armengol & Miracle (1999) encontraram que, para lagos cársticos espanhóis, os fatores associados a estado trófico foram os principais responsáveis pela variação na composição e na estrutura da comunidade zooplanctônica. Souza *et al.* (2008) observaram que a comunidade zooplanctônica responde significativamente a mudanças na qualidade da água em reservatórios da região semi-árida brasileira, principalmente à eutrofização, turbidez e salinidade. Kudari e Kanamadi (2008) também encontraram mudança significativa na composição zooplanctônica em lagos indianos com o aumento da eutrofização. O mesmo padrão foi observado por Jeppesen *et al.* (2000) ao analisar comunidades zooplanctônicas em lagos dinamarqueses rasos: a riqueza diminui linearmente com o aumento de fósforo total. A diversidade de espécies apresentou relação negativa significativa com a Classe Chrysophyceae (representada exclusivamente pela espécie *Dinobryon divergens* O.E. Imhof), reconhecida pelo hábito colonial dendróide, ampla distribuição mundial e alta frequência em lagos e reservatórios (Bicudo & Menezes, 2005). Esse gênero é tolerante à deficiência de nutrientes; sensíveis à deficiência de CO₂; e característicos de lagos usualmente pequenos, oligotróficos ou heterotróficos (Reynolds, 2006). De forma contrária a essas características, Celewicz-Goldyn (2005) observou que *Dinobryon divergens* foi frequentemente a espécie dominante em regiões meso-eutróficas de um lago polonês sob forte impacto urbano. O

gênero ainda foi registrado em um reservatório eutrófico brasileiro (Silva, 1999). Seria possível, portanto, que, mesmo que pouco usual na literatura, a densidade de Chrysophyceae aumente com o nível de trofia e, por isso, haja uma relação negativa entre densidade dessa Classe e a diversidade de zooplâncton. Entretanto, é mais provável que esta relação seja espúria, guiada principalmente por algumas amostras da L. do Sumidouro, como pode ser observado na Figura 18.

Todos os índices de distinção taxonômica foram pouco influenciadas pelas características do ambiente, ao contrário do que sugere Warwick & Clarke (1998) (Tabela 4). Heino *et al.* (2007) encontraram que nenhuma das métricas de biodiversidade testadas, incluindo índices tradicionais e de distinção taxonômica, respondeu a perturbações antrópicas. De forma contrária, Leira *et al.* (2009) encontraram, para comunidades de diatomáceas lacustres de sedimentos, aumento dos índices de distinção taxonômica (Delta+ e Lambda+) com o aumento de indicadores de estado trófico (ex. clorofila-*a*, extensão de pastagem, cor da água).

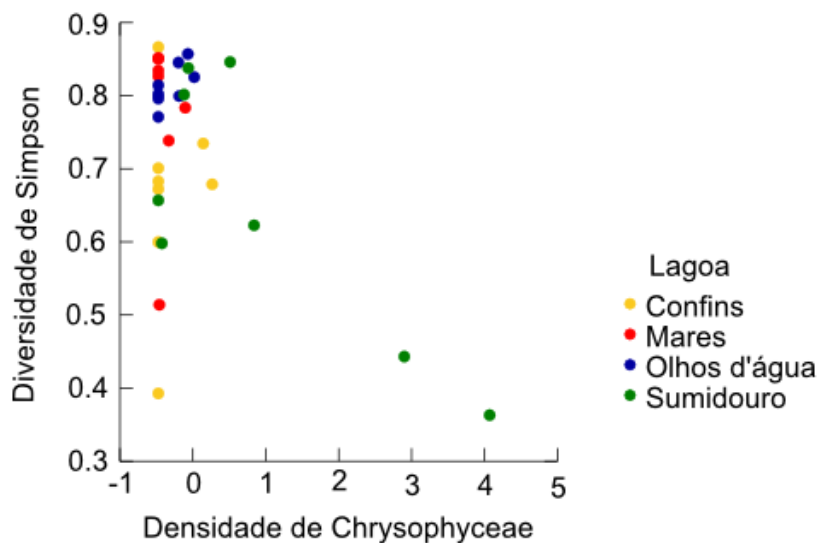


Figura 18. Relação entre diversidade de Simpson para zooplâncton total e densidade de Chrysophyceae (valores transformados) para 31 amostras realizadas de 2009 a 2010 em quatro lagoas da APA Carste Lagoa Santa (MG), com distinção das amostras segundo a lagoa correspondente (L. de Confins, L. dos Mares, L.Olhos d'Água e L. do Sumidouro).

5. DISCUSSÃO GERAL

5.1. Métricas de diversidade

Os índices são atraentes pois reduzem dados complexos a números únicos, mas perdem informações como, por exemplo, a identidade de espécies (Gannon & Stemberger, 1978; Green & Chapman, 2011). Além disso, Green & Chapman (2011) criticam a utilização indiscriminada de índices e afirmam que o desenvolvimento de números simplistas somente para satisfazer cientistas e gestores com menor conhecimento não é a melhor maneira de se obter avanços no conhecimento científico ou nas tomadas de decisão de manejo. Importante salientar, porém, que para estes autores, as métricas de distinção taxonômica desenvolvidas por Clarke & Warwick não se enquadram na categoria de índice.

Apesar das críticas acima, índices podem facilitar a interpretação ecológica de grande quantidade de dados (Beisel *et al.*, 2003), além de serem ferramentas importantes na explicação da estruturação de comunidades biológicas.

As métricas de diversidade tradicionais aplicadas neste estudo, utilizando dados de zooplâncton total, foram influenciadas negativamente por características do ambiente associadas a impactos e grau de trofia, como é evidenciado pelas regressões múltiplas. De maneira similar, Helmus *et al.* (2010) também encontraram diminuição da riqueza e equitabilidade de microcrustáceos pelágicos de lagos norte-americanos em resposta a diversos tipos de distúrbios (biológico, químico ou físico).

O conjunto de índices de distinção taxonômica propostos por Clarke & Warwick para analisar a diversidade taxonômica de comunidades, embora apresentem diversas vantagens, enfrentam duas discussões: sensibilidade a impactos antrópicos e a fatores ambientais.

Warwick & Clarke (1995), Warwick & Clarke (1998), Clarke & Warwick (2001) e Gallardo *et al.* (2011) encontraram evidências de mudança em métricas de distinção taxonômica em comunidades de macrobentos marinhos, nematóides marinhos e macroinvertebrados de rios e áreas inundadas, respectivamente, em resposta ao aumento da degradação ambiental ou grau de trofia. Segundo Clarke e Warwick (2001), ambientes poluídos terão menores valores de distinção taxonômica ($\Delta+$ e $\Lambda+$), pois nesse cenário há perda de espécies de *taxa* representados por poucas espécies, enquanto as espécies de *taxa* ricos são mantidas. Essa idéia é apoiada por Helmus *et al.* (2010) que, com base em análise filogenética de microcrustáceos pelágicos de lagos da América do Norte, observaram

que há mais espécies relacionadas durante o distúrbio (em relação ao cenário depois do distúrbio) e em ambientes impactados (em comparação à ambientes referência).

Por outro lado, os resultados de Mouillot *et al.* (2005), em estudo com comunidades de macrófitas em lagoas costeiras do Mar Mediterrâneo, não corroboram a idéia de que comunidades sob impacto antrópico têm menor diversidade taxonômica (Delta+ ou Lambda+) que o esperado pelo acaso. Ainda, outros autores encontraram aumento dessas métricas em resposta ao impacto: Leira *et al.* (2009) observaram aumento de Delta+ e Lambda+ em comunidades de diatomáceas de sedimentos com o aumento do grau de trofia de lagos irlandeses; e Salas *et al.* (2006) salientam que as medidas de distinção taxonômicas foram menos sensíveis que outras medidas de diversidade na identificação de poluição/distúrbio biológico em comunidades bentônicas estuarinas.

De acordo com o grau de trofia dos ambientes analisados, seria esperado um aumento crescente da distinção taxonômica, na seguinte ordem: Lagoa Confins > L.Sumidouro > L. Olhos d'Água > L. dos Mares. O observado, entretanto, foi que apenas a Lagoa do Sumidouro se diferenciou das outras e, portanto, o padrão de distinção taxonômica observado não está relacionado com o grau de trofia das lagoas. Esta observação é apoiada pelas regressões múltiplas que indicaram uma baixa relação entre essas métricas e as características do ambiente, o que inclui variáveis associadas ao grau de eutrofização. Outros autores também observaram ausência de relação entre os índices e o impacto dos ambientes: Somerfield *et al.* (1997) em análise de macrofauna bentônica marinha; Heino *et al.* (2005), com base em comunidades de diversos grupos de organismos de água doce (incluindo moluscos, insetos e invertebrados em córregos e lagos); Heino *et al.* (2007) em análise de macroinvertebrados de córregos finlandeses. É evidenciado, portanto, que o grau de trofia do ambiente influencia as métricas de diversidade tradicionais (riqueza, diversidade e equitabilidade) mas não as métricas que consideram a composição e relações entre as espécies (distinção taxonômica).

É importante ponderar sobre a ausência de relação encontrada entre as métricas de distinção taxonômica e o grau de impacto das lagoas analisadas: estas encontram-se em uma faixa restrita de grau de eutrofização (entre meso e eutrófico), assim, seria necessário alta sensibilidade da métrica para detectar diferenças entre essas quatro lagoas. Ainda, esta ausência de relação pode ser devido à influência de características naturais das lagoas sobre as métricas.

Embora alguns autores considerem que as métricas de distinção taxonômica sejam menos sensíveis a gradientes ambientais naturais ou tipo de habitat do que as métricas

tradicionais, e mais sensíveis a impactos antrópicos (Warwick & Clarke, 1998), Heino *et al.* (2005) observaram que Delta+ respondeu a gradientes ambientais naturais de córregos e lagos para todos os grupos de organismos de água doce estudados (moluscos, insetos, peixes, invertebrados, diatomáceas e briófitas). Além disso, Bevilacqua *et al.* (2009) observaram diferença significativa no valor de Delta+, em hidroídes epifíticos marinhos, resultante de distúrbios naturais e Leira *et al.* (2009) encontraram influência de fatores naturais, como a profundidade do lago, sobre a distinção taxonômica de comunidades de diatomáceas de sedimento. Ainda, Abellan *et al.* (2006) observaram que as métricas de distinção taxonômica não foram independentes da variabilidade natural quando aplicados a comunidades de Coleoptera aquáticos. Os gradientes naturais representam, portanto, fatores de confundimento sobre a análise de efeitos antropogênicos na biodiversidade (Heino *et al.*, 2007).

5.2. Diferenças espaço-temporais

A presença de gradiente espaço-temporal em comunidades zooplancônicas é bastante aceita, sendo determinada por diferentes fatores. Cardoso & Marques (2004) observaram que a distribuição espacial da comunidade zooplancônica em um lago raso costeiro do Rio Grande do Sul estava fortemente relacionada com o vento. Almeida *et al.* (2006) também encontraram gradiente espacial para Rotifera, com maior riqueza na zona litorânea. De forma contrária, Serafim-Júnior *et al.* (2010) não encontraram variação espacial significativa para riqueza de Rotifera em um reservatório pequeno, raso e eutrófico. Estes mesmos autores, entretanto, observaram maior riqueza de espécies no período chuvoso.

Neste estudo, a ausência de diferenças espaço-temporais pode ser devido às características das lagoas, ou seja, ambientes rasos, de menor tamanho, onde o vento pode agir misturando as comunidades e não permitindo o desenvolvimento de comunidades caracteristicamente litorâneas e limnéticas. Silvino (2012), trabalhando nestas mesmas lagoas, mostrou que não houve diferença estatisticamente significativa entre regiões limnética e litorânea para nenhuma das variáveis limnológicas analisadas no seu estudo. A comparação entre períodos (seca e chuva), mostrou diferença apenas para fósforo total e, entre os anos, apenas para N-total, o que sugere pouca variação espacial e temporal das variáveis limnológicas.

Somente os índices de distinção taxonômica revelaram diferenças para outras variáveis além da identidade da lagoa, o que indica que esses fatores influenciaram a

composição das comunidades sem alterar diversidade, riqueza ou equitabilidade. Diferenças entre anos foram especialmente relevantes para Rotifera na Lagoa Olhos d'Água e para Cladocera na L. de Confins, grupos oportunistas, com possibilidade de reprodução assexuada e com maior valor de taxa intrínseca de crescimento, quando comparado com Copepoda (Allan, 1976), o que faz com que esses grupos respondam mais rapidamente a mudanças no ambiente.

As métricas de diversidade analisadas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre as regiões limnética e litorânea, o que deve ser visto com cautela, já que foi coletada apenas uma amostra em cada região e são ausentes dados sobre direção e intensidade do vento.

5.3. Características das lagoas

Os diversos aspectos da diversidade de espécies de cada lagoa podem ser combinados e interpretados com base em teorias ecológicas sobre a manutenção da diversidade e competição.

A diversidade de espécies em uma comunidade depende de mecanismos que facilitem a coexistência de espécies (Giacomini, 2007), ou seja, que evitem a exclusão competitiva – exclusão de uma espécie quando dois competidores competem pelos mesmos recursos (Hardin, 1960). Hutchinson (1961), sobre o 'paradoxo do plâncton', salienta que a exclusão competitiva total é rara, se é que ocorre em condições naturais. Segundo esse autor, se as taxas reprodutivas permitissem que o tempo entre mudanças ambientais significativas fosse menor que o necessário para a exclusão competitiva, o equilíbrio nunca seria atingido na natureza. Com isso, fatores externos impediriam a comunidade de atingir o equilíbrio, o que explicaria a alta diversidade encontrada no plâncton. Huston (1979) afirma que, mesmo que a ocorrência de equilíbrio competitivo seja pouco provável na natureza, pode-se esperar que o aumento da intensidade de competição resulte em diminuição da equitabilidade, e eventualmente, da riqueza de espécies, e com isso, a competição intensa deve resultar em baixa diversidade. Neste contexto, podemos sugerir que as lagoas de Confins e Olhos d'Água, onde há baixa riqueza e alta dominância, estejam mais próximas da exclusão competitiva, ao contrário da L. dos Mares.

A estrutura da comunidade pode ser ditada pelas características filogenéticas das espécies. Isso porque a relação filogenética entre duas espécies indica sobre o grau de competição potencial entre elas.

Darwin, no seu livro 'A origem das espécies' (1859), mostrou a similaridade fenotípica das espécies que compartilham ancestral. Essa relação próxima entre as espécies refletiria em nichos mais similares e, conseqüentemente, em maior competição e maior frequência de exclusão competitiva (Violle *et al.*, 2011). Essa forte competição resultaria em sobredispersão da estrutura filogenética - espécies da comunidade são menos relacionadas que o esperado (Cavender-Bares *et al.*, 2009). Violle *et al.* (2011), através de experimentos com protistas em microcosmos, suportam a ideia de que a competição pode servir como mecanismo por trás do padrão de sobredispersão exibido por comunidades naturais. Esses autores também demonstraram que a exclusão competitiva ocorreu com maior frequência e rapidez entre espécies filogeneticamente mais próximas. Já o agrupamento filogenético (coocorrência de espécies relacionadas) pode ser causado por filtros ambientais em tolerâncias fisiológicas compartilhadas (Webb *et al.*, 2002). Assim, um filtro age sobre a comunidade aumentando as restrições ambientais e selecionando espécies tolerantes (Helmus *et al.*, 2010). Se espécies com relações mais próximas têm mais chance de dividir nichos similares (Violle *et al.*, 2011), então, aumentam as chances das espécies favorecidas por um fator ambiental serem filogeneticamente próximas. Cavender-Bares *et al.* (2009) destacam, porém, que outros mecanismos podem resultar em estrutura filogenética não aleatória, sendo, portanto, importante entender a biologia funcional da espécie e a natureza das interações.

Com ressalva, podemos utilizar os estudos sobre análise filogenética para avaliar os padrões taxonômicos encontrados. Mesmo sabendo que a taxonomia nem sempre reflete diferenças filogenéticas, essa associação pode ser inferida, pois observando as árvores taxonômicas geradas neste trabalho percebemos que as espécies mais próximas compartilham mais características físicas e alimentares e, portanto, têm mais chance de competir.

Considerando a dominância das espécies, a densidade de indivíduos e a estrutura filogenética da comunidade, temos que:

A Lagoa dos Mares se destaca por ser a mais rica (possuindo 70.8% das espécies identificadas neste estudo) e por ser o ambiente que tem maior equitabilidade e, portanto, o mais diverso. Ainda, 28.32% das espécies identificadas estão presentes apenas nessa lagoa, demonstrando sua importância para a conservação de espécies zooplanctônicas da região. Além de conter uma riqueza geral alta (número total de espécies encontradas), possui

amostras bastante ricas. A alta riqueza, associada à alta transparência de suas águas (Silvino, 2012) é condizente com os resultados encontrados para a regressão, assim como as baixas concentrações de nutrientes (Silvino, 2012) associadas à alta equitabilidade. A composição da comunidade zooplanctônica dessa lagoa é determinada por suas características físicas (pequena, rasa e coberta de macrófitas), sendo muitas das espécies, com destaque para as dominantes, características de ambiente litorâneo. Jeppesen et al. (2000) destacam o papel das macrófitas na complexidade estrutural de lagos rasos, nos quais não se restringem à região litorânea. Starling (2000) também encontrou que a presença de bancos de macrófitas influenciou a composição zooplanctônica das lagoas: ecossistemas naturais pequenos e rasos, com abundância de macrófitas, como é o caso da lagoa estudada, apresentaram maior número de espécies e comunidades zooplanctônicas mais similares. Segundo Pinto-Coelho (2000), habitats muito variados e heterogêneos favorecem o aumento da diversidade por oferecerem mais combinações de micro-habitats e nichos ecológicos. Podemos sugerir que a comunidade zooplanctônica desta lagoa está distante de um estágio final de exclusão competitiva (alta equitabilidade, alta riqueza, baixa densidade) e que a heterogeneidade de habitat permitiu uma alta diversidade taxonômica. A presença de bancos de macrófitas bastante desenvolvidos favorece a coexistência de muitas espécies, em especial aquelas características de ambientes litorâneos. Portanto, haveria um agrupamento taxonômico (famílias com muitas espécies) determinado por um filtro ambiental, que é a presença das macrófitas. De forma semelhante, Peixoto (2007) sugeriu que a maior disponibilidade de recursos em bancos de macrófitas de um lago do Médio Rio Doce favoreceu um relaxamento da competição inter-específica, o que permitiu a maior coexistência de microcrustáceos.

Em direção oposta à Lagoa dos Mares, estão as Lagoas Olhos d'Água e de Confins, bastante semelhantes entre si. São lagoas com baixa riqueza e alta dominância entre as poucas espécies presentes. Ainda, compartilham espécies, incluindo as dominantes, como *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda-Calanoida), e características ambientais (são lagoas pequenas, inseridas em área urbana, apresentam matéria orgânica de origem principalmente autóctone e alto grau de eutrofização – Silvino, 2012). Podemos hipotetizar que as comunidades zooplanctônicas dessas lagoas encontram-se mais próximas de um estágio final de exclusão competitiva. A alta dominância, baixa diversidade e baixa riqueza são condizentes com esse cenário. Ainda, a alta diversidade taxonômica de zooplâncton, com poucas espécies em cada família (predomínio de famílias únicas), aponta uma baixa coexistência de espécies potencialmente competidoras. Essa sobredispersão da estrutura

taxonômica estaria associada à forte competição. Essas duas lagoas diferenciam-se nas comunidades de Cladocera e de Rotifera. Na Lagoa de Confins, os cladóceros apresentam menor diversidade (Simpson), com menor distinção taxonômica que na L. Olhos d'Água. Por outro lado, a L. de Confins tem diversidade taxonômica de rotíferos maior que L. Olhos d'Água, apresentando amostras com mais famílias. Essa restrição de Cladocera e diversificação de Rotifera na Lagoa de Confins poderia ser devido ao maior grau de eutrofização dessa lagoa, a única eutrófica. A dominância de Rotifera e redução de Cladocera com o aumento da eutrofização foi observado por Dantas *et al.* (2009) e Serafim-Júnior *et al.* (2010).

A Lagoa do Sumidouro encontra-se em uma situação intermediária entre as duas condições anteriores. Se por um lado se assemelha a L. dos Mares: composição de espécies semelhante, espécies características de ambientes litorâneos, domínio de Cyclopoida sobre Calanoida e presença da mesma espécie de Calanoida (*Scolodiaptomus cordeiroi*); por outro se assemelha às lagoas de Confins e Olhos d'Água: amostras com baixa riqueza de zooplâncton total, ambiente sem macrófitas e mesotrófico. Em alguns aspectos, a L. do Sumidouro se destacou entre as demais: a comunidade zooplanctônica apresentou-se dominada somente por Rotifera; as espécies que ocorrem em altas abundâncias nesse ambiente o distingue dos outros; e a distinção taxonômica da comunidade zooplanctônica dessa lagoa é menor que das outras. Em relação à equitabilidade e diversidade da comunidade zooplanctônica, a L. do Sumidouro ocupa posição intermediária entre as lagoas analisadas. Nesta lagoa, Rotifera se destacou como o grupo dominante, com alta riqueza, baixa equitabilidade e baixa diversidade. As secas periódicas neste ambiente (de acordo com Silvino, 2012, redução média de 85% do volume de água na seca em comparação com o período chuvoso), podem representar fatores ambientais espécie-independente, ou seja, que reduzem populações de todas as espécies. O efeito da instabilidade das condições ambientais (em especial profundidade máxima, temperatura e oxigênio dissolvido) foi destacado por Aranguren-Riano *et al.* (2011) como o principal regulador da riqueza de microcrustáceos nos lagos tropicais estudados por eles. Huston (1979) afirma que impactos espécie-independentes afetam toda a comunidade, reduzem a força da competição e podem evitar a exclusão competitiva. O tempo de geração ou idade da primeira reprodução das espécies são fatores importantes no impacto das perturbações no ecossistema (Paine et al, 1998) e, em ambientes com pulsos sazonais intensos, colonizadores com alto r teriam vantagem nos eventos de recolonização (Allan, 1976). Neste contexto, é possível que, passado o período de seca, as

espécies de Rotífera da Lagoa do Sumidouro, por terem alta taxa de crescimento intrínseco, capacidade de reprodução partenogenética em condições favoráveis e tempo de desenvolvimento curto (Allan, 1976), apresentem recuperação mais rápida, atingindo abundâncias elevadas, enquanto que os copépodes, em especial Calanoida, não consigam atingir tais abundâncias no período entressecas. O crescimento das populações de copépodes é mais lento devido ao menor potencial de crescimento, reprodução sexuada obrigatória e existência de diversos estágios de náuplios e copepoditos (Allan, 1976). Huston (1979) afirma que diferenças nas taxas de crescimento sob condições favoráveis podem resultar em alta densidade e baixa diversidade em ambientes aquáticos: aquelas espécies com crescimento populacional rápido se sobressairão. O ambiente raso e as secas periódicas favorecem espécies características de ambiente litorâneo e espécies *r* estrategistas, o que leva a composição desta lagoa a se assemelhar à Lagoa dos Mares, com destaque para a riqueza de espécies da família Lecanidae. A diversidade taxonômica desta lagoa é baixa, possivelmente devido à frequente ausência da Classe Copepoda. Portanto, as características ambientais favorecem espécies com crescimento rápido e características de ambiente litorâneo, enquanto a coexistência é facilitada por reduções populacionais periódicas.

Assim como encontrado por Starling (2000), parece que não só o estado trófico, mas o tipo ecológico do ecossistema (outras características do ambiente) explicam a estrutura das comunidades zooplanctônicas das lagoas analisadas. Os padrões de biodiversidade são formados pela interação complexa entre fatores bióticos e ambientais (Bevilacqua, 2009).

6. CONCLUSÕES

As métricas de diversidade foram, de forma geral, úteis na análise da estrutura das comunidades zooplanctônicas das lagoas da APA Carste Lagoa Santa. porém os resultados mostraram que não devem ser utilizadas indiscriminadamente: deve-se ter conhecimento sobre as características de cada índice e deve-se, sobretudo, compreender os dados e não confiar somente em um valor para avaliar um ambiente.

A diferença encontrada entre os dois métodos de análise revela que não existe uma fórmula universal para a análise de comunidades. Cada método possui suas vantagens e limitações, sendo importante, portanto, entendê-las e não se prender a apenas uma forma de avaliação da comunidade

Analisar a comunidade zooplanctônica das quatro lagoas através das métricas de distinção taxonômica foi importante pois permitiu a incorporação de uma parte da diversidade frequentemente ignorada e que dificilmente pode ser analisada de outra forma quando se trabalha com grande volume de dados, a distinção taxonômica.

As lagoas analisadas, embora urbanas, geograficamente próximas e em processo de eutrofização (de médio a avançado), apresentam comunidades zooplanctônicas distintas e estruturadas por diferentes fatores. As métricas tradicionais (riqueza, diversidade e equitabilidade do zooplâncton total) foram influenciadas por variáveis que indicam grau de trofia, entretanto, a composição das espécies e relações taxonômicas entre elas, aparentemente, foram determinadas por outros fatores.

Assim, teríamos como principais fatores estruturadores da comunidade zooplanctônica em cada lagoa: a presença de bancos de macrófitas, que permite a coexistência de espécies, na Lagoa dos Mares; as reduções do volume d'água, responsável pela diminuição das populações e favorecimento de espécies de crescimento rápido na Lagoa do Sumidouro e, nas lagoas de Confins e Olhos d'Água, por não serem afetadas por outros fatores, a exclusão competitiva, aumentando a densidade e diminuindo a riqueza e diversidade de espécies.

Por fim, é importante destacar a diversidade zooplanctônica encontrada e a importância da região em que estas lagoas estão inseridas, sendo necessários programas de conservação e ações para efetivação da APA Carste de Lagoa Santa em seu papel de disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A. N. 1977. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. Boletim Geomorfologia - Instituto de Geografia da USP. vol. 52 p.1:21.
- Abellan, P.; Bilton, D. T.; Millan, A.; Sanchez-Fernandez, D.; Ramsay, P. M. 2006. Can taxonomic distinctness assess anthropogenic impacts in inland waters? A case study from a Mediterranean river basin. Freshwater Biology. vol. 51 (9) p.1744:1756.
- Almeida, V. L. S.; Larrazábal, M. E. L.; Moura, A. N.; Melo Junior, M. 2006. Rotifera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. Iheringia Serie Zoologia. vol. 96 (4) p.445:451.
- Alt, L. 2008. Efetividade sócio-ambiental da APA Carste de Lagoa Santa-MG: uma avaliação a partir de suas ferramentas de planejamento e gestão. Dissertação. Departamento de Geografia. UFMG. 243 p.
- Aoyagui, A. S. M. 2002. Rotíferos em diferentes ambientes da planície de inundação do Alto Rio Paraná-PR/MS: riqueza, abundância e conectividade. Dissertação. Departamento de Biologia. UEM. 32 p.
- Aranguren-Riano, N.; Guisande, C.; Ospina, R. 2011. Factors controlling crustacean zooplankton species richness in Neotropical lakes. Journal of Plankton Research. vol. 33 (8) p.1295:1303.
- Armengol, X.; Miracle, M. R. 1999. Zooplankton communities in doline lakes and pools, in relation to some bathymetric parameters and physical and chemical variables. Journal of Plankton Research. vol. 21 (12) p.2245:2261.
- Auler, A. 1994. Hydrogeological and hydrochemical characterization of the Matozinhos-Pedro Leopoldo Karst, Brazil. Dissertação. Departamento of Geography and Geology. Western Kentucky University. 120 p.
- Beisel, J. N.; Usseglio-Polatera, P.; Bachmann, V.; Moreteau, J. C. 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. International Review of Hydrobiology. vol. 88 (1) p.3:15.
- Berasategui, A. D.; Marque, S. M.; Gomez-Erache, M.; Ramirez, F. C.; Mianzan, H. W.; Acha, E. M. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. Estuarine Coastal and Shelf Science. vol. 66 (3-4) p.483:492.
- Berasategui, A. D.; Ramirez, F. C.; Schiariti, A. 2005. Patterns in diversity and community structure of epipelagic copepods from the Brazil-Malvinas Confluence area, south-western Atlantic. Journal of Marine Systems. vol. 56 (3-4) p.309:316.
- Berbert-Born, M. 2002. Carste de Lagoa Santa, MG - berço da paleontologia e da espeleologia brasileira. p.415-430. In: Schobbenhaus, C.; Campos, D.A.; Queiroz, E.T.; Winge, M.; Berbert-Born, M.L.C. Sítios Geológicos e Paleontobiológicos do Brasil. Brasília, Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleontobiológicos.
- Berzins, B.; Pejler, B. 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. Hydrobiologia. vol. 182 (2) p.171:180.
- Bevilacqua, S.; Frascetti, S.; Terlizzi, A.; Boero, F. 2009. The use of taxonomic distinctness indices in assessing patterns of biodiversity in modular organisms. Marine Ecology-an Evolutionary Perspective. vol. 30 (2) p.151:163.

- Bicudo, C. E. M.; Menezes, M. 2005. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil - chave para identificação e descrições. RiMa. São Carlos. 508 p.
- Cabral, J. A. L. 1998. Zoneamento geotécnico e aptidão dos terrenos. p.41. In: IBAMA. Meio físico. Série APA Carste de Lagoa Santa-MG. Belo Horizonte-MG, IBAMA/Fund. Biodiversitas/CPRM.
- Cardoso, L. D.; Marques, D. D. 2004. Structure of the zooplankton community in a subtropical shallow lake (Itapeva Lake South of Brazil) and its relationship to hydrodynamic aspects. Hydrobiologia. vol. 518 (1-3) p.123:134.
- Cavender-Bares, J.; Kozak, K. H.; Fine, P. V. A.; Kembel, S. W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. Ecology Letters. vol. 12 (7) p.693:715.
- Celewicz-Goldyn, S. 2005. Abundance of *Dinobryon divergens* Imhoff in the eutrophic lake Rosnowskie Duze in 2002-2003. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu - CCCLXXIII, Botanika-Steciana. vol. 9 p.23:30.
- Cianciaruso, M. V. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. Biota Neotropica. vol. 9 (3) p.93:103.
- Clarke, K. R.; Gorley, R. N. 2006. Primer v6. Primer-E Ltd. Plymouth, UK.
- Clarke, K. R.; Warwick, R. M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology. vol. 35 (4) p.523:531.
- Clarke, K. R.; Warwick, R. M. 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. Marine Ecology Progress Series. vol. 184 p.21:29.
- Clarke, K. R.; Warwick, R. M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. Marine Ecology Progress Series. vol. 216 p.265:278.
- Corgosinho, P. H. C.; Pinto-Coelho, R. M. 2006. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia. vol. 182 p.213:224.
- Crisman, T. L. 1986. Eutrophication control with an emphasis on macrophytes and algae. Ecosystem Theory and Application. vol. p.200:239.
- Danilov, R.; Ekelund, N. G. A. 1999. The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden. Science of the Total Environment. vol. 234 (1-3) p.15:23.
- Dantas, E. W.; Almeida, V. L. S.; Barbosa, J. E. L.; Bittencourt-Oliveira, M. C.; Moura, A. N. 2009. Efeitos das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplanctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. Iheringia Serie Zoologia. vol. 99 (2) p.132:141.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A. 1997. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. Universa. Brasília. 156 p.
- Elmoor-Loureiro, L. M. A.; Mendonca-Galvao, L.; Padovesi-Fonseca, C. 2004. New cladoceran records from Lake Paranoa, Central Brazil. Brazilian Journal of Biology. vol. 64 p.415:422.
- Espindola, E. L. G. M.-T., T.; Rietzler, A. C.; Tundisi, J. G. 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. Revista Brasileira de Biologia. vol. 60 (2) p.179:194.

- Esteves, F. d. A.; Bozelli, R. L.; Branco, C. W. C. 2011. Comunidade zooplanctônica. 24. p.523-580. In: Esteves, F. de A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro, Interciência.
- Frey, D. G. 1982. Relocation of Chydorus-Barroisi and related species (Cladocera, Chydoridae) to a new genus and description of 2 new species. Hydrobiologia. vol. 86 (3) p.231:269.
- Gallardo, B.; Gascon, S.; Quintana, X.; Comin, F. A. 2011. How to choose a biodiversity indicator - Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. Ecological Indicators. vol. 11 (5) p.1177:1184.
- Gannon, J. E.; Stemberger, R. S. 1978. Zooplankton (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water-quality. Transactions of the American Microscopical Society. vol. 97 (1) p.16:35.
- Giacomini, H. C. 2007. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. Oecol. Bras. vol. 11 (4) p.521:543.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Blackwell Scientific Publications. Oxford and Edinburgh. p.
- Gotelli, N. J.; Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters. vol. 4 (4) p.379:391.
- Gotelli, N. J.; Entsminger, G. L. 2004. EcoSim: Null models software for ecology. Disponível em: <<http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>>. Acesso em: 02 jun 2012.
- Green, R.; Chapman, P. M. 2011. The problem with indices. Editorial/ Marine Pollution Bulletin. vol. 62 p.1377:1380.
- Hardin, G. 1960. Competitive Exclusion Principle. Science. vol. 131 (3409) p.1292:1297.
- Heino, J.; Mykra, H.; Hamalainen, H.; Aroviita, J.; Muotka, T. 2007. Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. Freshwater Biology. vol. 52 (9) p.1846:1861.
- Heino, J.; Soininen, J.; Lappalainen, J.; Virtanen, R. 2005. The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. Limnology and Oceanography. vol. 50 (3) p.978:986.
- Helmus, M. R.; Keller, W.; Paterson, M. J.; Yan, N. D.; Cannon, C. H.; Rusak, J. A. 2010. Communities contain closely related species during ecosystem disturbance. Ecology Letters. vol. 13 (2) p.162:174.
- Herrmann, G.; Kohler, H. C.; Duarte, J. C.; Carvalho, P. G. S. 1998. Gestão ambiental. IBAMA. Série APA Carste de Lagoa Santa-MG. IBAMA/Fund. Biodiversitas/CPRM. Belo Horizonte-MG. 40 p.
- Hurt, W. R. 1960. The Cultural Complexes from the Lagoa-Santa Region, Brazil. American Anthropologist. vol. 62 (4) p.569:585.
- Huston, M. 1979. General Hypothesis of Species-Diversity. American Naturalist. vol. 113 (1) p.81:101.
- Hutchinson, G. E. 1961. The paradox of the plankton. American Naturalist. vol. 95 (882) p.137:145.

- IBAMA. 1998. Patrimônio espeleológico, histórico e cultural. Série APA Carste de Lagoa Santa-MG. IBAMA/Fund. Biodiversitas/CPRM. Belo Horizonte-MG. 40 p.
- IEF. 2011. Parque Estadual do Sumidouro. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/areas-protegidas/215?task=view>>. Acesso em: 09 nov 2011.
- Jeppesen, E.; Jensen, J. P.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. Freshwater Biology. vol. 45 (2) p.201:218.
- Kohler, H. C. 1989. Geomorfologia cárstica na região de Lagoa Santa/MG. Tese. Departamento de Geografia. USP. 113 p.
- Koroleff, F. 1976. Determination of ammonia. p.126-133. In: Grasshoff, E. Methods of seawater analysis. Weinheim, New York., Verlag Chemie.
- Koste, W. 1978. Rotatoria, Die Rädertiere Mitteleuropas. 1. Gebrüder Borntraeger. Berlin. 673 p.
- Kuczynska-Kippen, N.; Joniak, T. 2010. The impact of water chemistry on zooplankton occurrence in two types (field versus forest) of small water bodies. International Review of Hydrobiology. vol. 95 (2) p.130:141.
- Kudari, V. A.; Kanamadi, R. D. 2008. Impact of changed trophic status on the zooplankton composition in six water bodies of Dharwad district, Karnataka state (South India). Environmental Monitoring and Assessment. vol. 144 (1-3) p.301:313.
- Lamb, E. G.; Bayne, E.; Holloway, G.; Schieck, J.; Boutin, S.; Herbers, J.; Haughland, D. L. 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? Ecological Indicators. vol. 9 (3) p.432:444.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. Oikos. vol. 76 (1) p.5:13.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. Numerical ecology. Developments in environmental modelling. Elsevier. Amsterdam; New York. xv, 853 p. p.
- Leira, M.; Chen, G.; Dalton, C.; Irvine, K.; Taylor, D. 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. Freshwater Biology. vol. 54 (1) p.1:14.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments - spectrophotometric equations. Limnology and Oceanography. vol. 12 (2) p.343:346.
- Mackereth, F. J. H.; Heron, J.; Talling, F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. 36. Freshwater Biological Association Scientific Publication. England. 120 p.
- MacNally, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. Biodiversity and Conservation. vol. 11 p.1397:1401.
- Magurran, A. E. 2004a. The commonness, and rarity, of species. cap. 2. p.18-71. In. Measuring biological diversity. Malden, Ma., Blackwell Pub.
- Magurran, A. E. 2004b. How many species? cap. 3. p.72-99. In. Measuring biological diversity. Malden, Ma., Blackwell Pub.

- Magurran, A. E. 2004c. An index of diversity... cap. 4. p.100-130. In: Measuring biological diversity. Malden, Ma., Blackwell Pub.
- Marcelino, S. C. 2007. Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra no Rio de Contas, Jequié-BA. Dissertação. Departamento de Pesca e Aquicultura. UFRPE. 59 p.
- Matsumura-Tundisi, T. 1986. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. Revista Brasileira de Biologia. vol. 46 p.527:553.
- Matsumura-Tundisi, T.;Silva, W. M. 1999. Crustáceos copépodos planctônicos. cap.15. p.93-100. In: Ismael, D.;Valenti, W.C.;Matsumura-Tundisi, T.;Rocha, O. Biodiversidade do Estado de São Paulo 4: invertebrados de água doce. São Paulo, Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo.
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equitabilidade em um índice de diversidade? Biota Neotropica. vol. 8 p.21:27.
- Meyers, P. A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. Chemical Geology. vol. 114 p.289:302.
- Mouillot, D.; Gaillard, S.; Aliaume, C.; Verlaque, M.; Belsher, T.; Troussellier, M.;Chi, T. D. 2005. Ability of taxonomic diversity indices to discriminate coastal lagoon environments based on macrophyte communities. Ecological Indicators. vol. 5 (1) p.1:17.
- Nogrady, T.;Pourriot, R. 1995. Rotifera: The Notommatidae. 3.Dumont, H. J.F.;Nogrady, T. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. SPB Academic Publishing. 248 p.
- Nogrady, T.;Segers, H. 2002. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. 6.Dumont, H.J.F. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Backhuys Publishers. 264 p.
- Oksanen, J.; Blanchet, G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Stevens, M. H. H.;Wagner, H. 2012. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-5. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 20 set 2012.
- Olea, P.; Mateo-Tomás, P.;Frutos, A. 2010. Estimating and modelling bias of the hierarchical partitioning public-domain software: implications in environmental management and conservation. PLoS ONE. vol. 5 (7):e11698.
- Paggi, J. C.;Jose de Paggi, S. 1990. Zooplâncton de ambientes lóticos e lênticos do Rio Paraná Médio. Acta Limnologica Brasiliensia. vol. 3 p.685:719.
- Patrus, M. L. R. A. 1998. Estudos hidrológicos e qualidade das águas de superfície. p.58. In: IBAMA. Meio físico. Série APA Carste de Lagoa Santa-MG. Belo Horizonte-MG, IBAMA/Fund. Biodiversitas/CPRM.
- Peixoto, R. S. 2007. Estudos ecológicos sobre as assembléias de microcrustáceos (Copepoda e Cladocera) na região litorânea do Lago Dom Helvécio, Minas Gerais, Brasil. Dissertação. Instituto de Ciências Biológicas. UFMG. 63 p.
- Pejler, B. 1983. Zooplanktic indicators of trophy and their food. Hydrobiologia. vol. 101 (1-2) p.111:114.
- Pejler, B. 1995. Relation to habitat in rotifers. Hydrobiologia. vol. 313 p.267:278.

- Pejler, B.;Berzins, B. 1994. On the ecology of Lecane (Rotifera). Hydrobiologia. vol. 273 (2) p.77:80.
- Piló, L. B. 1998. Morfologia cárstica e materiais constituintes: dinâmica e evolução da Depressão Poligonal Macacos-Baú – Carste de Lagoa Santa, MG. Tese. Departamento de Geografia. USP. 269p.
- Pinto-Coelho, R. M. 2000. Biodiversidade: padrões biogeográficos. cap. 8. p.5. In. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre, Artes Médicas Sul.
- Primo, A. L.; Azeiteiro, U. M.; Marques, S. C.; Martinho, F.;Pardal, M. A. 2009. Changes in zooplankton diversity and distribution pattern under varying precipitation regimes in a southern temperate estuary. Estuarine Coastal and Shelf Science. vol. 82 (2) p.341:347.
- Purvis, A.;Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. Nature. vol. 405 p.212:219.
- Quinn, G. P.;Keough, M. J. 2002. Experimental designs and data analysis for biologists. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 537 p.
- R-Core-Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 10 jan 2013.
- Reid, J. W. 1985. Chave de identificação e lista de referencias bibliográficas para as espécies continentais e sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim de Zoologia. vol. 9 p.17:143.
- Reynolds, C. S. 2006. Ecology of phytoplankton. Ecology, biodiversity, and conservation. Cambridge University Press. Cambridge. 535 p. p.
- Rigby, S.;Milsom, C. V. 2000. Origins, evolution, and diversification of zooplankton. Annual Review of Ecology and Systematics. vol. 31 p.293:313.
- Rocha, C. E. F. 1998. New morphological characters useful for the taxonomy of the genus *Microcyclops* (Copepoda, Cyclopoida). Journal of Marine Systems. vol. 15 p.425:431.
- Rocha, O.;Guntzel, A. 1999. Crustáceos branquiópodos. cap.17. p.109-120. In: Ismael, D.;Valenti, W.C.;Matsumura-Tundisi, T.;Rocha, O. Biodiversidade do Estado de São Paulo 4: invertebrados de água doce. São Paulo, Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo.
- Rocha, O.;Matsumura-Tundisi, T. (1976). Atlas do zooplâncton - represa do Broa. UFSCar. vol 1- Copepoda: 68 p.
- Rogozin, A. G. 2000. Specific structural features of zooplankton in lakes differing in trophic status: Species populations. Russian Journal of Ecology. vol. 31 (6) p.405:410.
- Ruttner-Kolisko, A. 1974. Plankton rotifers, biology and taxonomy. Die Binnengewässer Kolisko, G. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 146 p.
- Salas, F.; Patricio, J.; Marcos, C.; Pardal, M. A.; Perez-Ruzafa, A.;Marques, J. C. 2006. Are taxonomic distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status? Marine Pollution Bulletin. vol. 52 (2) p.162:174.
- Salas, H. J.;Martino, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. Water Research. vol. 25 p.341:350.
- Schieltzeth, H. 2010. Simple means to improve the interpretability of regression coefficients. Methods in Ecology and Evolution. vol. 1 p.103:113.

- Segers, H. 1995. Rotifera: The Lecanidade (Monogononta). 2. Dumont, H.J.F.; Nogrady, T. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. SPB Academic Publishing. 226 p.
- Sendacz, S.; Kubo, E. 1982. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. Boletim do Instituto de Pesca. vol. 9 p.51:89.
- Serafim-Júnior, M.; Perbiche-Neves, G.; Brito, L.; Ghidini, A. R.; Casanova, S. M. C. 2010. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. Iheringia Serie Zoologia. vol. 100 (3) p.233:241.
- Shinzato, E. 1998. O carste da Área de Proteção Ambiental de Lagoa Santa (MG) e sua influência na formação dos solos. Dissertação. UENF. 100 p.
- Silva, L. H. S. 1999. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Biologia. vol. 59 (2) p.281:303.
- Silva, W. M. 2003. Diversidade de Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do Estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética. Tese. UFSCar. 154 p.
- Silvino, R. F. 2012. Condição trófica e qualidade das águas das lagoas da APA Carste de Lagoa Santa, Minas Gerais. Tese. Instituto de Ciências Biológicas. UFMG. 134 p.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. Nature. vol. 163 (4148) p.688:688.
- Sladeczek, V. 1983. Rotifers as indicators of water-quality. Hydrobiologia. vol. 100 p.169:201.
- Smirnov, N. N. 1992. The Macrothricidade of the world. 1. Dumont, H.J.F. Guides to identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world SPB Academic Publishing. 143 p.
- Smirnov, N. N. 1996. Cladocera: the Chydorinae e Sayciinae (Chydoridae) of the world. 11. Dumont, H.J.F. Guides to identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. SPB Academic Publishing. 197 p.
- Smith, B. 2012. Ecological Evenness Calculator Software. Lund University. Disponível em: <<http://www.nateko.lu.se/personal/benjamin.smith/software/frames.html>>. Acesso em: 7 nov 2012.
- Smith, B.; Wilson, J. B. 1996. A consumer's guide to evenness indices. Oikos. vol. 76 (1) p.70:82.
- Somerfield, P. J.; Olsgard, F.; Carr, M. R. 1997. A further examination of two new taxonomic distinctness measures. Marine Ecology Progress Series. vol. 154 p.303:306.
- Souza, W.; Attayde, J. L.; Rocha, E. S.; Eskinazi-Sant'Anna, E. M. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. Journal of Plankton Research. vol. 30 (6) p.699:708.
- Starling, F. L. R. M. 2000. Comparative study of the zooplankton composition of six lacustrine ecosystems in Central Brazil during dry season. Revista Brasileira de Biologia. vol. 60 (1) p.101:111.
- Violle, C.; Nemergut, D. R.; Pu, Z. C.; Jiang, L. 2011. Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. Ecology Letters. vol. 14 (8) p.782:787.
- Walsh, C.; MacNally, R. 2012. hier.part: Hierarchical Partitioning. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=hier.part>>. Acesso em: 20 set 2012.

- Warwick, R. M.;Clarke, K. R. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Marine Ecology Progress Series. vol. 129 (1-3) p.301:305.
- Warwick, R. M.;Clarke, K. R. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. Journal of Applied Ecology. vol. 35 (4) p.532:543.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indexes - a Review with Special Relevance to Aquatic Ecosystems. Water Research. vol. 18 (6) p.653:694.
- Webb, C. O.; Ackerly, D. D.; McPeck, M. A.;Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. Annual Review of Ecology and Systematics. vol. 33 p.475:505.
- Wetzel, R. G. 1993. Limnologia. Boavida, Maria José. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 919 p p.
- Williams, P. H.;Gaston, K. J. 1994. Measuring More of Biodiversity - Can Higher-Taxon Richness Predict Wholesale Species Richness. Biological Conservation. vol. 67 (3) p.211:217.
- Wilsey, B. J.; Chalcraft, D. R.; Bowles, C. M.;Willig, M. R. 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. Ecology. vol. 86 (5) p.1178:1184.

APÊNDICES

Apêndice 1. Identificação dada a cada uma das 31 amostras de zooplâncton analisadas.

Amostras	Lagoa	Ano	Período	Local
O1	Lagoa Olhos d'água	2009	Chuva	Zona limnética
O2			Seca	Zona litorânea
O3			Chuva	Zona limnética
O4			Seca	Zona litorânea
O5		2010	Chuva	Zona limnética
O6			Seca	Zona litorânea
O7			Chuva	Zona limnética
O8			Seca	Zona litorânea
C1	Lagoa de Confins	2009	Chuva	Zona limnética
C2			Seca	Zona litorânea
C3			Chuva	Zona limnética
C4			Seca	Zona litorânea
C5		2010	Chuva	Zona limnética
C6			Seca	Zona litorânea
C7			Chuva	Zona limnética
C8			Seca	Zona litorânea
S1	Lagoa do Sumidouro	2009	Chuva	Zona limnética
S2			Seca	Zona litorânea
S3			Chuva	Zona limnética
S4			Seca	Zona litorânea
S5		2010	Chuva	Zona limnética
S6			Seca	Zona litorânea
S7			Chuva	Zona limnética
S8			Seca	Zona litorânea
M1	Lagoa dos Mares	2009	Chuva	Zona limnética
M2			Seca	Zona litorânea
M3			Chuva	Zona limnética
M4		2010	Seca	Zona litorânea
M5			Chuva	Zona limnética
M6			Seca	Zona litorânea
M7			Chuva	Zona limnética

Apêndice 2 . Densidade estimada de espécies de zooplâncton por amostra (número de indivíduo/30L).

Espécies	O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	
<i>Alona glabra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alonella dadayi</i>	0	0	10	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Antalona verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	1267	0	0	90	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina freyi</i>	0	0	10	10	10	220	223	650	0	0	45	35	20	4	127	744	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina hagmanni</i>	453	468	180	10	60	390	93	200	0	0	0	0	110	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina tubicen</i>	185	264	70	0	55	0	13	200	0	0	0	0	15	9	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	3	6	0	0	1590	1480	47	260	0	0	0	0	1350	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	15	24	0	0	215	260	3	0	0	0	0	0	105	2	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	14	6	0	0	4	26	4	
<i>Chydorus eurynotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	14	18	3	0	16	0	
<i>Chydorus nitidulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	3	3	0	14	0	
<i>Chydorus pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	12	67	133	0	10	38	164	0	0	48	8	13	1	0	22	8	
<i>Coronatella poppei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	21	0	0	0
<i>Daphnia ambigua</i>	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia laevis</i>	0	0	0	0	5	0	7	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	563	1218	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	27	7	24	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroporus acanthodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	12	6	2	28	320	2	
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	8	8	0	0	26	12	20	1	2	28	0	
<i>Ephemeroporus tridentatus</i>	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Karualona muelleri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	33	67	0	30	0	44	0	0	28	8	6	20	0	10	4	
<i>Macrothrix squamosa</i>	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	67	0	8	0	45	192	20	23	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Moina micrura</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moina minuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5	30	11	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notoalona sculpta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	4	6	2	2	52	9	
<i>Simocephalus acutirostratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Simocephalus mixtus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	19	1	0	6	4	
<i>Ectocyclops rubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0

<i>Conochilus coenobasis</i>	0	0	130	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Conochilus dossuarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	165	580	568	745	360	120	43	48	33	0	1	0	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Dicranophorus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Euchlanis dilatata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	6	0	67	2	10	8	0	3	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0				
<i>Euchlanis incisa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	2	0	0	0	0	0	0				
<i>Euchlanis meneta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0			
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0	60	90	3	10	0	0	0	0	0	0	0	0	2300	2000	0	0	135	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0			
<i>Filinia opoliensis</i>	0	0	0	0	825	2600	7	20	0	0	0	0	695	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Hexarthra intermedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	10	150	77	0	0	19300	11267	0	5	135	4	0	23	76	294	0	0	64	2	2	0	0	0			
<i>Hexarthra mira</i>	5	0	80	20	330	730	190	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Keratella americana</i>	0	0	0	0	15	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	23	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Keratella cochlearis</i>	63	78	10	20	5	20	13	20	0	10	0	0	5	1	0	0	33	12400	2	0	210	0	1617	1684	8	16	0	0	2	2	2	0	0	0	0		
<i>Keratella lenzi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Keratella tropica</i>	285	348	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	8133	55533	1	0	38	4	0	0	0	6	0	1	2	0	0	0	0	0	0		
<i>Lecane aculeata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Lecane bulla</i>	43	30	0	0	0	0	0	0	5	10	15	50	0	0	20	24	33	1867	69	120	1035	960	37	15	86	54	71	36	28	46	23	0	0	0	0		
<i>Lecane cornuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	4	0	0	10	6	19	10	0	18	15	0	0	0	0	0		
<i>Lecane crepida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0		
<i>Lecane curvicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0		
<i>Lecane flexilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0		
<i>Lecane haliclysta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane hornemanni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane leontina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	33	67	0	5	8	8	0	0	12	4	34	3	0	6	24	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane ludwigii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane luna</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	333	8	5	0	0	0	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane lunaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane monostyla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane papuana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane pyriformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane quadridentata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	10	2	4	2	12	9	0	0	0	0	0	0	
<i>Lecane signifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	12	8	2	4	0	0	4	0	0	0	0	0	
<i>Lecane sola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane unguolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	4	0	0	0	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0	

Apêndice 3. Valores das métricas de diversidade para comunidades de zooplâncton total, Rotifera, Cladocera e Copepoda para cada amostra.

Amostra	Comunidade	Riqueza absoluta	Riqueza rarefeita (média)	Riqueza rarefeita (variância)	Diversidade Simpson	Equitabilidade Evar	Delta	Delta*	Delta +	Lambda+
O1	Zoo	16	12.479	1.6407	0.7950	0.15	64.3325	80.0607	78.33	697.22
O2	Zoo	14	11.376	1.2382	0.8132	0.17	58.9085	79.7567	79.85	644.18
O3	Zoo	18	14.150	2.1093	0.8443	0.17	43.1809	65.2034	80.83	601.93
O4	Zoo	13	10.134	1.6535	0.7984	0.16	29.3506	50.7699	80.56	515.79
O5	Zoo	15	10.584	1.3725	0.8010	0.18	62.9834	83.6182	79.37	722.35
O6	Zoo	13	9.2745	1.1059	0.7699	0.18	58.3912	80.5434	78.42	684.54
O7	Zoo	16	11.910	1.5962	0.8560	0.17	52.8362	70.6889	79.44	628.40
O8	Zoo	16	13.040	1.3932	0.8243	0.24	55.9064	75.9687	81.11	555.25
C1	Zoo	11	7.470	1.4978	0.6998	0.14	14.6455	68.3417	77.58	507.25
C2	Zoo	11	4.412	1.2980	0.3917	0.12	6.3316	63.5346	65.45	352.07
C3	Zoo	12	10.079	0.8869	0.6712	0.16	59.8808	75.1542	70.71	530.81
C4	Zoo	15	11.056	1.7014	0.6818	0.14	54.2361	71.1080	78.41	528.70
C5	Zoo	17	13.315	1.6283	0.8653	0.18	66.6875	83.9490	81.00	548.09
C6	Zoo	28	22.675	2.6944	0.5987	0.17	72.3873	80.6294	80.42	542.68
C7	Zoo	16	11.472	1.9024	0.6777	0.11	65.9887	85.3806	74.44	532.10
C8	Zoo	17	14.609	1.4318	0.7335	0.18	63.5876	88.8260	76.23	558.14
S1	Zoo	23	10.290	3.6378	0.6216	0.19	35.2940	63.7128	67.06	583.95
S2	Zoo	22	12.394	2.2447	0.5971	0.18	29.4051	50.1943	66.96	605.98
S3	Zoo	24	19.511	2.3571	0.8002	0.23	40.9147	55.6638	65.64	617.91
S4	Zoo	22	16.782	2.5929	0.6559	0.28	26.2537	57.3202	71.28	589.55
S5	Zoo	27	19.486	3.0739	0.8450	0.23	41.1895	52.8925	64.72	587.38
S6	Zoo	32	21.656	3.4279	0.8368	0.26	58.9880	72.9144	75.17	757.14
S7	Zoo	19	11.920	3.0462	0.4421	0.25	18.9935	64.8131	67.25	522.72
S8	Zoo	12	8.620	1.5601	0.3620	0.23	9.2494	62.1681	67.68	562.95
M1	Zoo	48	37.960	4.9514	0.8506	0.31	74.7484	79.6120	74.97	752.56
M2	Zoo	44	30.429	6.1926	0.8489	0.31	55.6192	65.4204	66.33	699.03
M3	Zoo	30	25.066	2.2650	0.7375	0.24	72.3842	78.2794	78.77	710.37
M4	Zoo	32	29.982	0.8719	0.8255	0.30	65.6853	71.4903	74.23	792.41
M5	Zoo	20	-	-	0.5130	0.27	64.3875	75.1699	72.19	611.27
M6	Zoo	39	28.324	4.7156	0.8332	0.26	64.3429	78.6275	77.08	739.13
M7	Zoo	34	33.000	0.0	0.7825	0.31	57.9871	73.6061	78.13	622.11

(continua)

Amostra	Comunidade	Riqueza absoluta	Riqueza rarefeita (média)	Riqueza rarefeita (variância)	Diversidade Simpson	Equitabilidade Evar	Delta	Delta*	Delta +	Lambda +
O1	Rot	9	7.550	0.8759	0.6290	0.29	38.4518	61.0043	70.83	468.75
O2	Rot	6	6.000	0.0	0.4560	0.29	20.5651	45.0033	63.33	238.89
O3	Rot	8	5.829	0.7545	0.5483	0.18	36.3993	66.3650	82.14	663.27
O4	Rot	8	5.587	0.9654	0.5589	0.18	39.2394	70.1918	90.18	372.29
O5	Rot	7	5.253	0.5095	0.6158	0.17	55.4506	90.0183	77.38	827.66
O6	Rot	8	4.304	0.7804	0.5740	0.12	54.8007	95.4601	83.04	716.68
O7	Rot	9	6.375	0.8032	0.6608	0.17	55.3646	83.7402	89.58	429.69
O8	Rot	9	6.630	0.7639	0.5786	0.20	47.8133	82.6112	89.58	429.69
C1	Rot	8	4.345	0.9910	0.1911	0.16	18.1959	95.1975	87.50	424.11
C2	Rot	10	3.040	0.8332	0.0965	0.12	9.0004	93.2960	86.67	238.89
C3	Rot	10	7.031	1.0291	0.7372	0.19	67.8433	91.9774	86.11	487.65
C4	Rot	10	6.880	0.8485	0.7188	0.18	67.8526	94.3652	87.22	378.40
C5	Rot	7	5.568	0.3637	0.6725	0.18	59.9910	89.1694	88.10	453.51
C6	Rot	14	9.863	1.5758	0.8135	0.23	71.7018	87.9186	84.89	369.22
C7	Rot	12	7.283	1.4764	0.6441	0.17	62.1711	96.4391	84.09	315.08
C8	Rot	12	9.207	1.2454	0.4936	0.30	48.1555	97.5069	82.95	343.92
S1	Rot	19	6.236	1.8281	0.5482	0.17	51.7034	94.3048	79.97	370.03
S2	Rot	18	8.258	1.7932	0.5716	0.15	40.4571	70.7788	78.59	362.89
S3	Rot	20	12.662	2.5743	0.7154	0.28	55.3498	77.1811	76.32	393.01
S4	Rot	17	9.651	2.5217	0.4184	0.28	31.3578	74.9052	79.96	320.04
S5	Rot	23	12.421	2.6684	0.7612	0.23	54.8094	71.9877	78.66	443.65
S6	Rot	20	10.550	2.5900	0.7013	0.23	55.5984	79.2419	71.84	634.76
S7	Rot	16	6.055	2.3003	0.2605	0.21	22.9303	87.9681	80.83	299.31
S8	Rot	10	4.791	1.6330	0.1231	0.21	9.7846	79.4257	80.56	358.02
M1	Rot	30	19.799	4.2148	0.8685	0.40	77.0120	88.4898	72.30	465.40
M2	Rot	35	15.946	5.0081	0.8295	0.30	74.7379	90.0167	74.08	425.62
M3	Rot	13	9.544	1.3694	0.8222	0.24	63.3519	76.7460	75.00	544.87
M4	Rot	20	15.912	2.2105	0.8741	0.38	65.1637	74.0743	71.84	503.19
M5	Rot	15	14.898	0.0977	0.7990	0.50	72.4644	90.1526	80.71	312.59
M6	Rot	22	16.029	2.8710	0.7369	0.39	65.1437	88.1224	74.78	611.43
M7	Rot	20	14.300	2.8268	0.7050	0.37	64.2328	90.8233	78.55	319.62

(continua)

Amostra	Comunidade	Riqueza absoluta	Riqueza rarefeita (média)	Riqueza rarefeita (variância)	Diversidade Simpson	Equitabilidade Evar	Delta	Delta*	Delta +	Lambda +
O1	Clad	5	3.029	0.2508	0.6254	0.15	53.7337	85.8481	75.00	750.00
O2	Clad	6	2.996	0.3406	0.5505	0.14	50.0352	90.8438	76.67	538.89
O3	Clad	7	3.990	1.0136	0.5800	0.43	26.7559	45.9770	66.67	317.46
O4	Clad	4	-	-	0.6122	0.78	44.5135	71.6667	66.67	347.22
O5	Clad	6	2.466	0.6347	0.3107	0.17	13.9367	44.8394	58.33	472.22
O6	Clad	4	3.364	0.4292	0.5548	0.68	33.1042	59.6410	58.33	555.56
O7	Clad	6	3.441	0.6188	0.5918	0.27	27.5712	46.4647	58.33	472.22
O8	Clad	5	3.922	0.4253	0.6820	0.50	34.2509	50.1837	57.50	506.25
C1	Clad	1	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
C2	Clad	0	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
C3	Clad	1	1.000	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
C4	Clad	4	-	-	0.4800	0.61	36.2245	73.9583	70.83	86.81
C5	Clad	8	2.727	0.8882	0.3255	0.24	19.6918	60.4675	74.11	512.60
C6	Clad	11	5.601	1.1672	0.7886	0.44	64.0229	80.5009	74.55	352.07
C7	Clad	3	1.800	0.4436	0.1376	0.24	12.8354	92.6220	91.67	138.89
C8	Clad	3	1.498	0.3550	0.0899	0.19	8.1762	91.7553	91.67	138.89
S1	Clad	4	-	-	0.7211	0.92	46.0214	63.5019	62.50	364.58
S2	Clad	4	2.834	0.6038	0.3065	0.38	17.4239	56.8143	62.50	156.25
S3	Clad	2	2.000	0.0	0.4444	0.92	36.3636	75.0000	75.00	0.0
S4	Clad	2	-	-	0.3750	0.81	28.8462	75.0000	75.00	0.0
S5	Clad	4	3.476	0.2703	0.6449	0.58	41.8171	64.4832	62.50	156.25
S6	Clad	9	5.268	1.0175	0.7869	0.39	60.7285	77.0451	76.39	275.85
S7	Clad	1	-	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S8	Clad	2	-	-	0.2524	0.58	19.6581	75.0000	75.00	0.0
M1	Clad	10	6.169	1.1009	0.8484	0.51	48.9841	57.5290	62.22	295.06
M2	Clad	8	6.301	0.7320	0.8466	0.77	50.2098	58.4056	64.29	242.35
M3	Clad	10	6.017	1.0377	0.8413	0.46	50.9000	59.8543	61.11	265.43
M4	Clad	9	4.535	1.2347	0.7016	0.43	47.9036	67.0088	57.64	271.51
M5	Clad	4	3.234	0.4795	0.3765	0.45	22.2222	57.3770	58.33	347.22
M6	Clad	11	4.235	1.3851	0.5660	0.31	30.6263	54.0054	62.73	292.56
M7	Clad	7	6.185	0.4982	0.8154	0.81	56.5341	67.2297	67.86	187.07

(continua)

Amostra	Grupo	Riqueza absoluta	Riqueza rarefeita (média)	Riqueza rarefeita (variância)	Diversidade Simpson	Equitabilidade Evar	Delta	Delta*	Delta +	Lambda +
O1	Cop	2	1.192	0.1548	0.5912	0.11	13.2743	100.0000	100.00	0.0
O2	Cop	2	1.731	0.1965	0.6120	0.26	47.7850	100.0000	100.00	0.0
O3	Cop	3	1.691	0.3682	0.7368	0.22	32.0866	76.8182	75.00	1250.00
O4	Cop	1	-	-	0.6159	0.16	0.0	0.0	0.0	0.0
O5	Cop	2	2.000	0.0	0.5864	0.27	47.6190	100.0000	100.00	0.0
O6	Cop	1	-	-	0.4069	0.27	0.0	0.0	0.0	0.0
O7	Cop	1	-	-	0.6715	0.16	0.0	0.0	0.0	0.0
O8	Cop	2	2.000	0.0	0.5925	0.22	45.9770	100.0000	100.00	0.0
C1	Cop	2	1.427	0.2447	0.6756	0.15	25.2101	100.0000	100.00	0.0
C2	Cop	1	1.000	0.0	0.5018	0.17	0.0	0.0	0.0	0.0
C3	Cop	1	1.000	0.0	0.3992	0.18	0.0	0.0	0.0	0.0
C4	Cop	1	1.000	0.0	0.3465	0.40	0.0	0.0	0.0	0.0
C5	Cop	2	1.399	0.2399	0.6803	0.30	26.1697	100.0000	100.00	0.0
C6	Cop	3	1.482	0.3027	0.4673	0.14	30.5025	98.2955	83.33	555.56
C7	Cop	1	1.000	0.0	0.5592	0.09	0.0	0.0	0.0	0.0
C8	Cop	2	1.165	0.1379	0.5238	0.13	5.4135	50.0000	50.00	0.0
S1	Cop	0	-	-	0.4070	0.26	0.0	0.0	0.0	0.0
S2	Cop	0	-	-	0.4930	0.54	0.0	0.0	0.0	0.0
S3	Cop	2	-	-	0.4773	0.14	100.0000	100.0000	100.00	0.0
S4	Cop	3	-	-	0.5862	0.23	52.6316	80.0000	83.33	555.56
S5	Cop	0	-	-	0.5275	0.33	0.0	0.0	0.0	0.0
S6	Cop	3	-	-	0.5864	0.28	33.3333	50.0000	50.00	0.0
S7	Cop	2	1.855	0.1243	0.6776	0.41	51.3834	100.0000	100.00	0.0
S8	Cop	0	-	-	0.1985	0.27	0.0	0.0	0.0	0.0
M1	Cop	8	2.484	0.3201	0.5286	0.19	34.3947	43.1691	57.14	707.91
M2	Cop	1	-	-	0.1515	0.18	0.0	0.0	0.0	0.0
M3	Cop	7	2.342	0.3727	0.5683	0.20	26.3554	33.2038	42.86	127.55
M4	Cop	3	-	-	0.4144	0.14	27.5000	39.2857	41.67	138.89
M5	Cop	1	1.000	0	0.2772	0.19	0.0	0.0	0.0	0.0
M6	Cop	6	2.156	0.3998	0.4781	0.17	22.9387	30.8239	40.00	150.00
M7	Cop	7	2.779	0.1725	0.5453	0.19	43.8333	53.0242	60.71	688.78

(continua)

Apêndice 4. Classificação lineana hierárquica das espécies zooplancônicas presentes nas amostras.

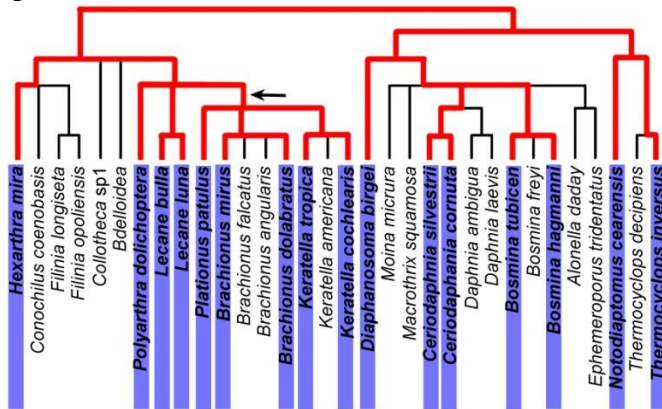
Espécie	Gênero	Família	Ordem	Classe	Filo
<i>Alona glabra</i>	<i>Alona</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Alonella dadayi</i>	<i>Alonella</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Antalona verrucosa</i>	<i>Antalona</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Bosmina freyi</i>	<i>Bosmina</i>	Bosminidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Bosmina hagmanni</i>	<i>Bosmina</i>	Bosminidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Bosmina tubicen</i>	<i>Bosmina</i>	Bosminidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Bosminopsis deitersi</i>	<i>Bosminopsis</i>	Bosminidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	<i>Ceriodaphnia</i>	Daphniidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	<i>Ceriodaphnia</i>	Daphniidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Chydorus eurynotus</i>	<i>Chydorus</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Chydorus nitidulus</i>	<i>Chydorus</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Chydorus pubescens</i>	<i>Chydorus</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Coronatella poppei</i>	<i>Coronatella</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Daphnia ambigua</i>	<i>Daphnia</i>	Daphniidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Daphnia laevis</i>	<i>Daphnia</i>	Daphniidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Diaphanosoma birgei</i>	<i>Diaphanosoma</i>	Sididae	Ctenopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ephemeroporus acanthodes</i>	<i>Ephemeroporus</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ephemeroporus hybridus</i>	<i>Ephemeroporus</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ephemeroporus tridentatus</i>	<i>Ephemeroporus</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	<i>Ilyocryptus</i>	Ilyocryptidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Karualona muelleri</i>	<i>Karualona</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Macrothrix elegans</i>	<i>Macrothrix</i>	Macrothricidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Macrothrix squamosa</i>	<i>Macrothrix</i>	Macrothricidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Moina micrura</i>	<i>Moina</i>	Moinidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Moina minuta</i>	<i>Moina</i>	Moinidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Notoalona sculpta</i>	<i>Notoalona</i>	Chydoridae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Simocephalus acutirostratus</i>	<i>Simocephalus</i>	Daphniidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Simocephalus mixtus</i>	<i>Simocephalus</i>	Daphniidae	Anomopoda	Branchiopoda	Arthropoda
<i>Ectocyclops rubescens</i>	<i>Ectocyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Elaphoidella sp</i>	<i>Elaphoidella</i>	Canthocamptidae	Harpacticoidea	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Mesocyclops meridianus</i>	<i>Mesocyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Microcyclops alius</i>	<i>Microcyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Microcyclops anceps</i>	<i>Microcyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Microcyclops ceibaensis</i>	<i>Microcyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Microcyclops finitmus</i>	<i>Microcyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Neutrocyclops brevifurca</i>	<i>Neutrocyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	<i>Notodiaptomus</i>	Diaptomidae	Calanoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Scolodiaptomus cordeiroi</i>	<i>Scolodiaptomus</i>	Diaptomidae	Calanoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Thermocyclops decipiens</i>	<i>Thermocyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Thermocyclops inversus</i>	<i>Thermocyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Tropocyclops prasinus</i>	<i>Tropocyclops</i>	Cyclopidae	Cyclopoida	Maxillopoda	Arthropoda
<i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Anuraeopsis</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Anuraeopsis navicula</i>	<i>Anuraeopsis</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	<i>Ascomorpha</i>	Gastropodidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Asplanchna brighwellii</i>	<i>Asplanchna</i>	Asplanchnidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
Bdelloidea	X	X	Philodinidae	Eurotatoria	Rotifera

<i>Brachionus angularis</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Brachionus caudatus</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Brachionus dolabratus</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Brachionus mirus</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Brachionus quadridentatus</i>	<i>Brachionus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Cephalodella forficula</i>	<i>Cephalodella</i>	Notommatidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Collotheca</i> sp1	<i>Collotheca</i>	Collothecidae	Collothecaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Collotheca</i> sp2	<i>Collotheca</i>	Collothecidae	Collothecaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Colurella uncinata</i>	<i>Colurella</i>	Lepadellidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Conochilus coenobasis</i>	<i>Conochilus</i>	Conochilidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Conochilus dossuarius</i>	<i>Conochilus</i>	Conochilidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Dicranophorus</i> sp1	<i>Dicranophorus</i>	Dicranophoridae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Dipleuchlanis propatula</i>	<i>Dipleuchlanis</i>	Euchlanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Euchlanis dilatata</i>	<i>Euchlanis</i>	Euchlanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Euchlanis incisa</i>	<i>Euchlanis</i>	Euchlanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Euchlanis meneta</i>	<i>Euchlanis</i>	Euchlanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Filinia longiseta</i>	<i>Filinia</i>	Filiniidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Filinia opoliensis</i>	<i>Filinia</i>	Filiniidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Hexarthra intermedia</i>	<i>Hexarthra</i>	Hexarthridae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Hexarthra mira</i>	<i>Hexarthra</i>	Hexarthridae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Keratella americana</i>	<i>Keratella</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Keratella</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Keratella lenzi</i>	<i>Keratella</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Keratella tropica</i>	<i>Keratella</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane aculeata</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane bulla</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane cornuta</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane crepida</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane curvicornis</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane flexilis</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane haliclysta</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane hornemanni</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane leontina</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane ludwigii</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane luna</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane lunaris</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane monostyla</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane papuana</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane pyriformis</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane quadridentata</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane signifera</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane sola</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lecane ungulata</i>	<i>Lecane</i>	Lecanidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lepadella ovalis</i>	<i>Lepadella</i>	Lepadellidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Lepadella patella</i>	<i>Lepadella</i>	Lepadellidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Macrochaetus collinsi</i>	<i>Macrochaetus</i>	Trichotriidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Macrochaetus sericus</i>	<i>Macrochaetus</i>	Trichotriidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera

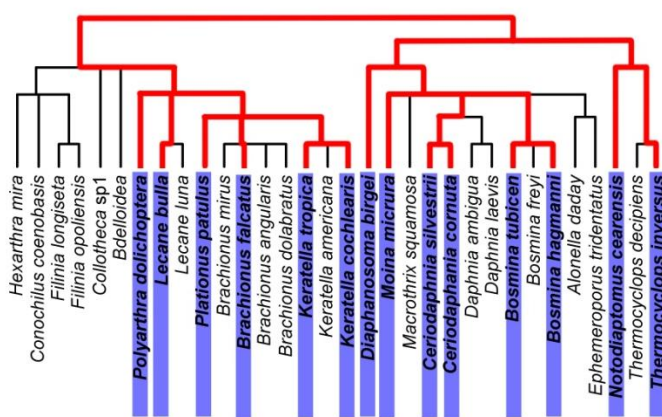
<i>Monommata grandis</i> (cf)	<i>Monommata</i>	Notommatidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Mytilina ventralis</i>	<i>Mytilina</i>	Mytilinidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Notommata copeus</i>	<i>Notommata</i>	Notommatidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Plationus patulus</i>	<i>Plationus</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Platyas quadricornis</i>	<i>Platyas</i>	Brachionidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Polyarthra</i>	Synchaetidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Ptygura melicerta</i>	<i>Ptygura</i>	Flosculariidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Testudinella mucronata</i>	<i>Testudinella</i>	Testudinellidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Testudinella patina</i>	<i>Testudinella</i>	Testudinellidae	Flosculariaceae	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca bicristata</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca capucina</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca elongata</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca pusilla</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca rattus</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca similis</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca tenuior</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca tigris</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera
<i>Trichocerca vernalis</i>	<i>Trichocerca</i>	Trichocercidae	Ploima	Eurotatoria	Rotifera

Apêndice 5. Árvores taxonômicas das espécies presentes em cada amostra. Setas indicam famílias com mais de 5 espécies.

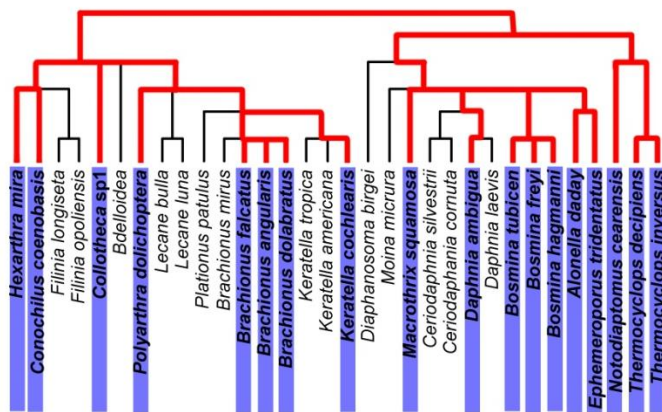
O1



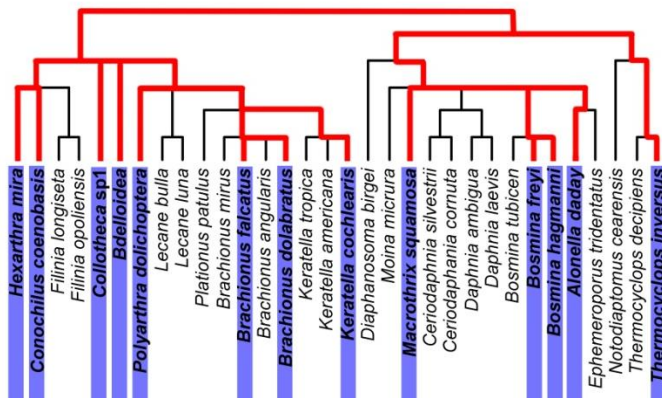
O2



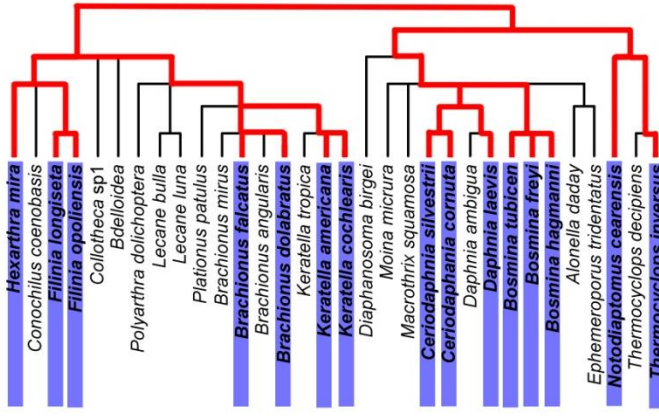
O3



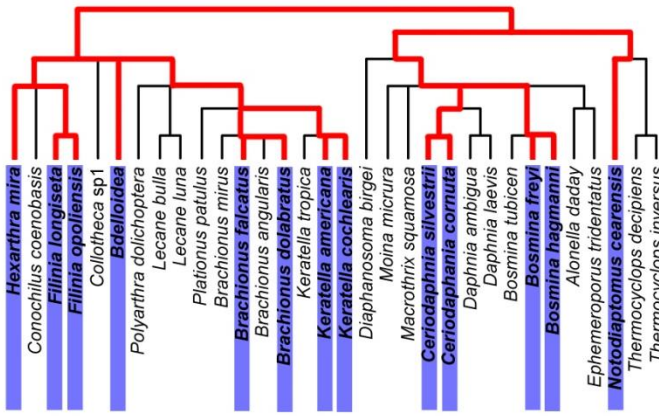
O4



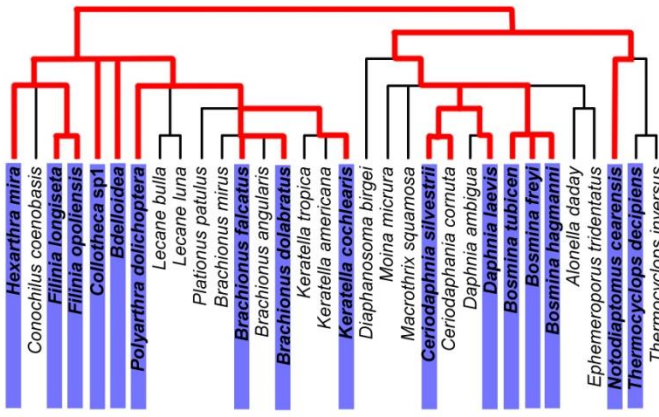
05



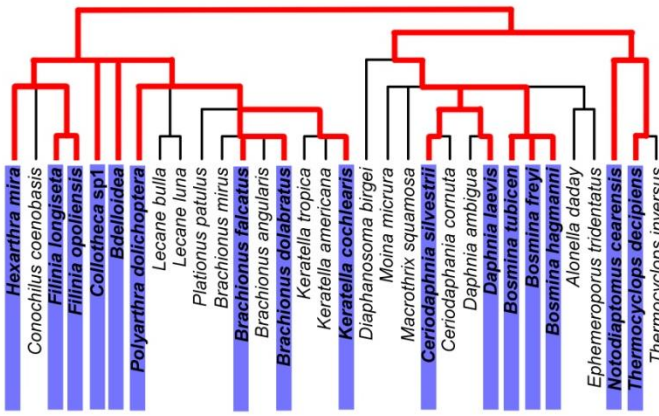
06



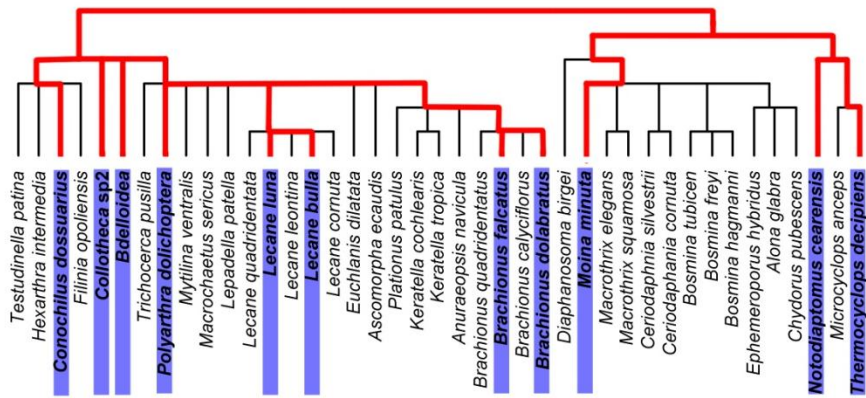
07



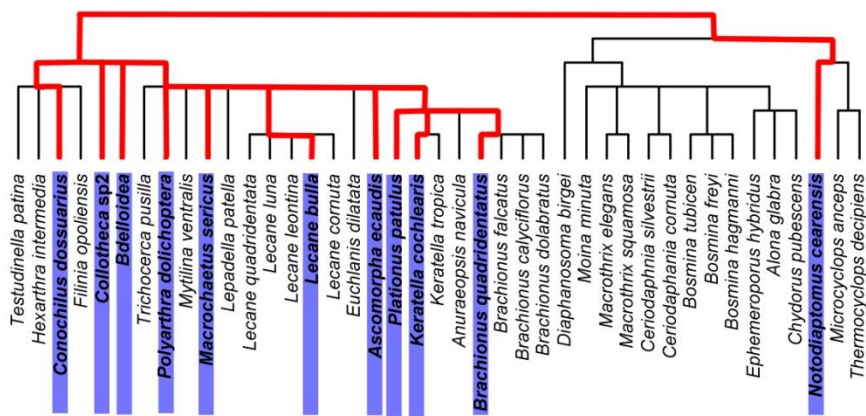
08



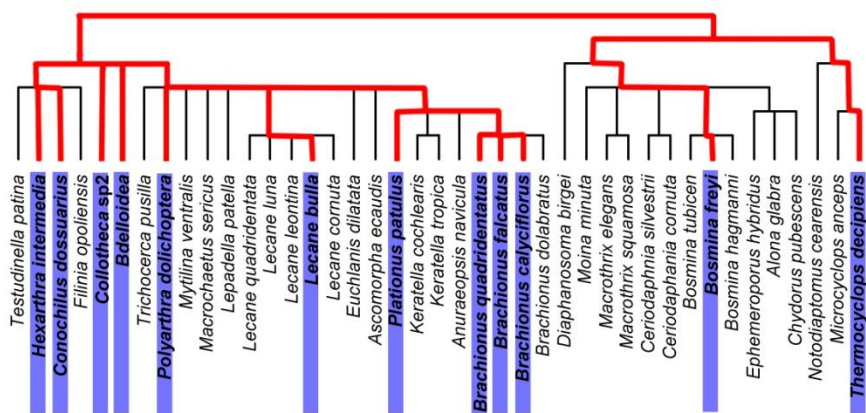
C1



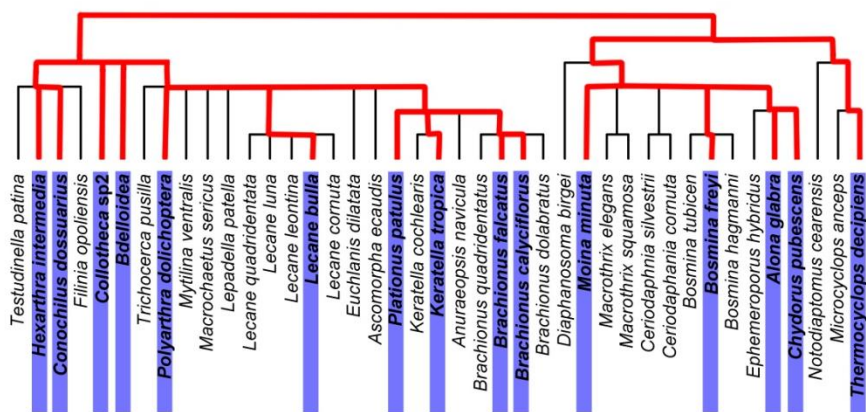
C2



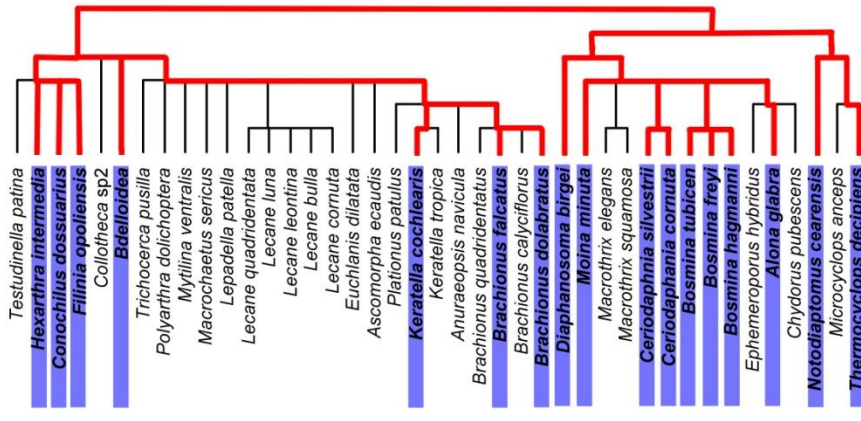
C3



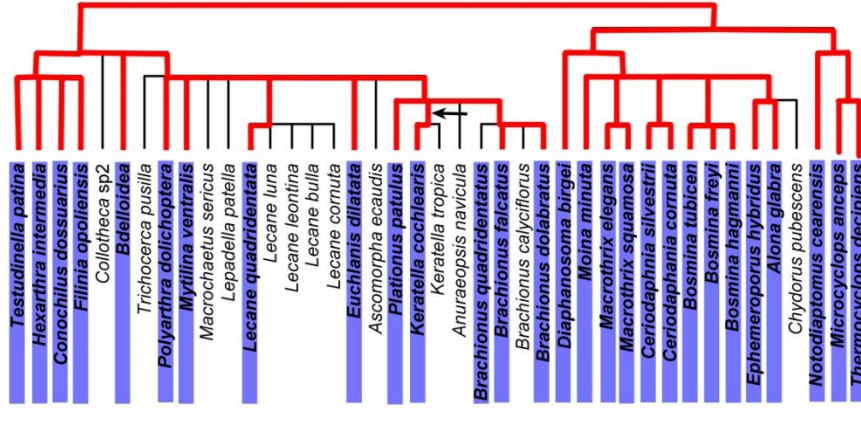
C4



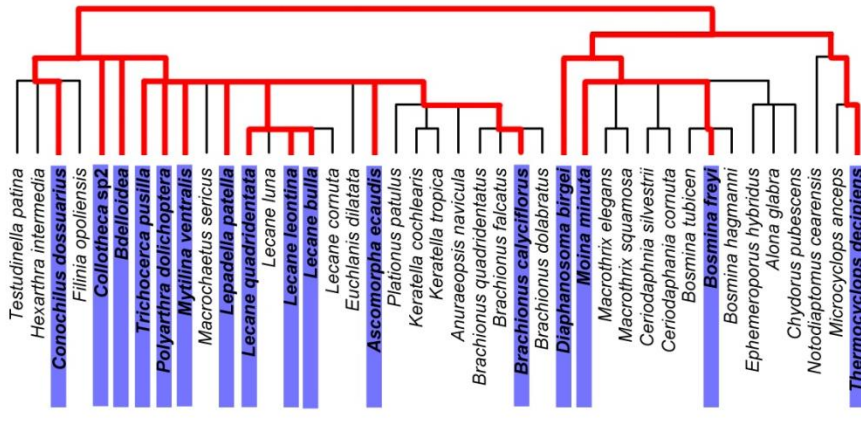
C5



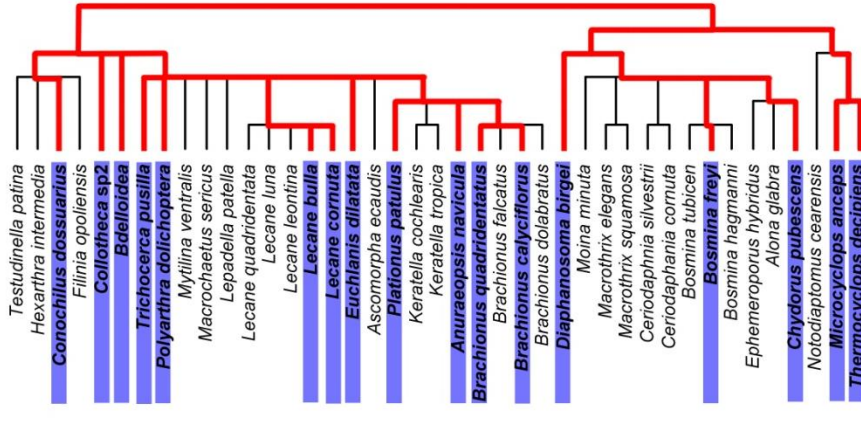
C6



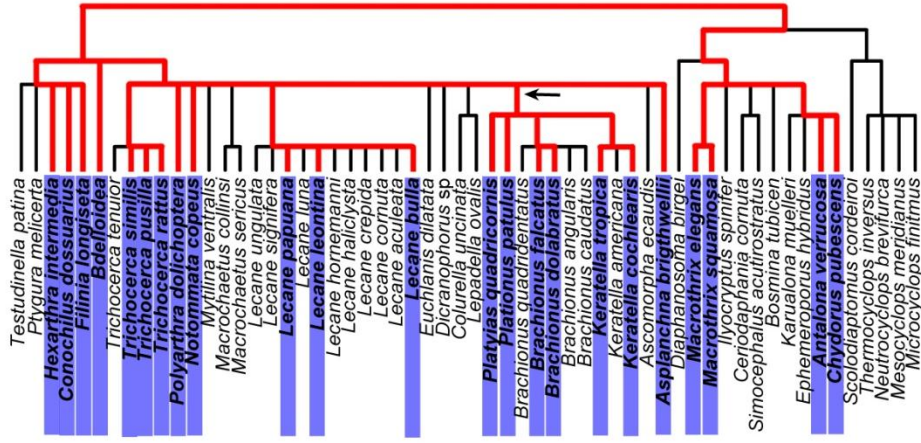
C7



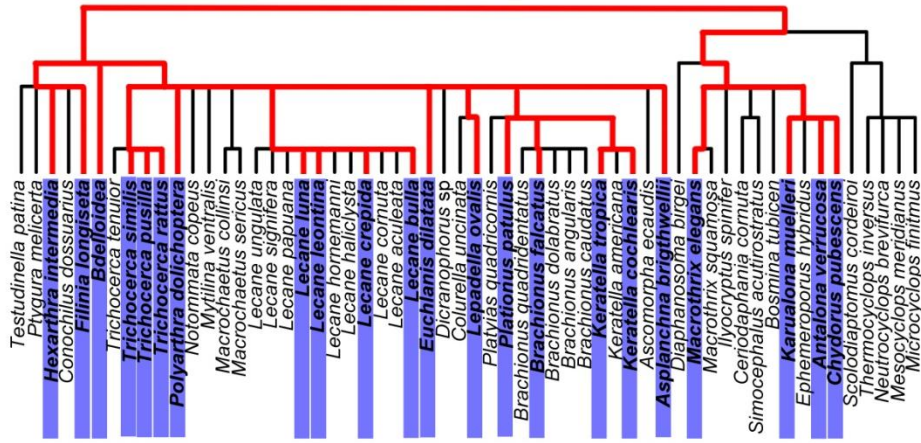
C8



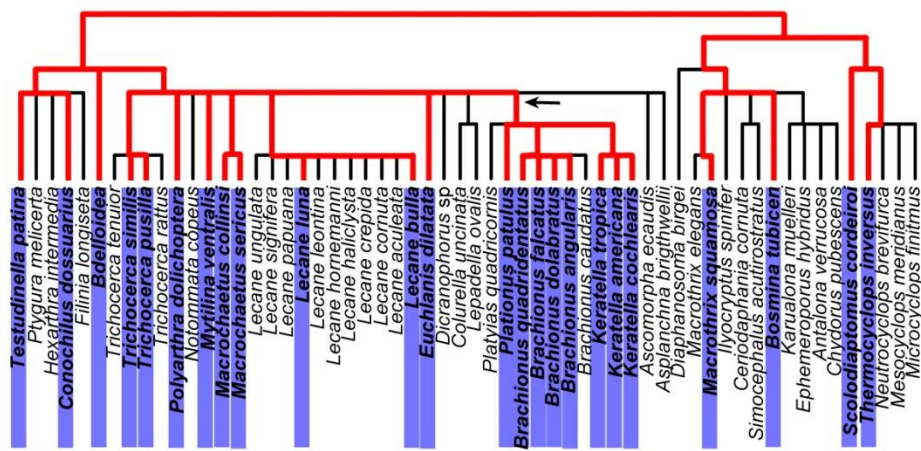
S1



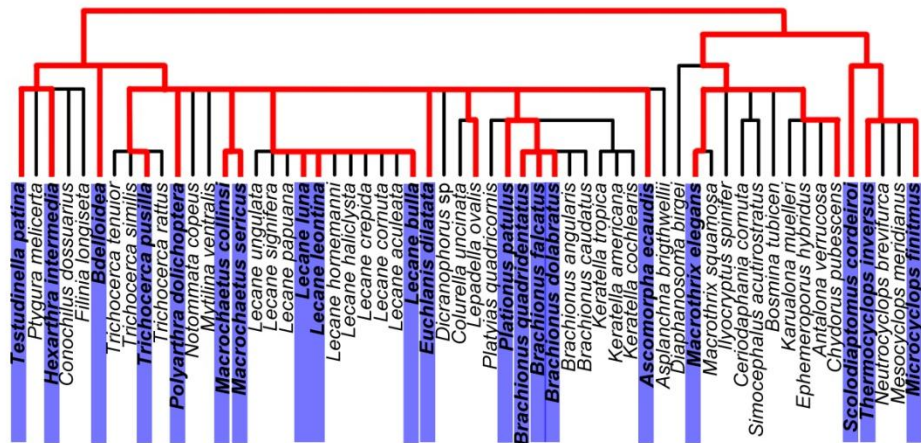
S2



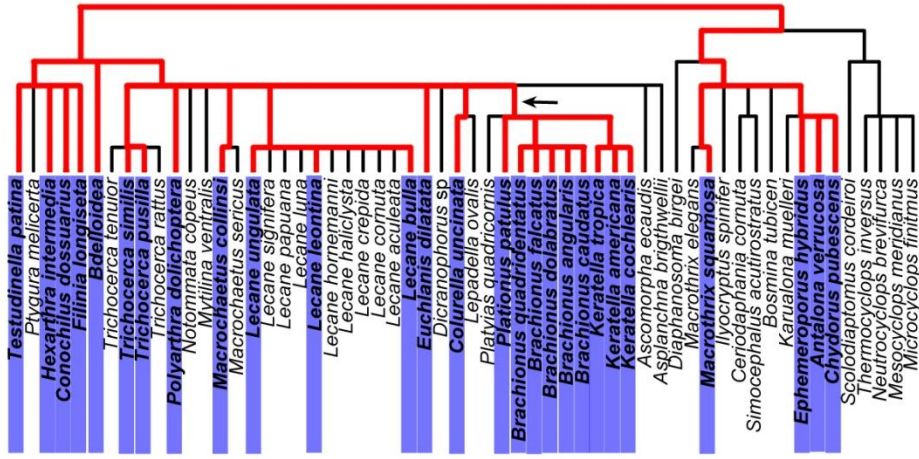
S3



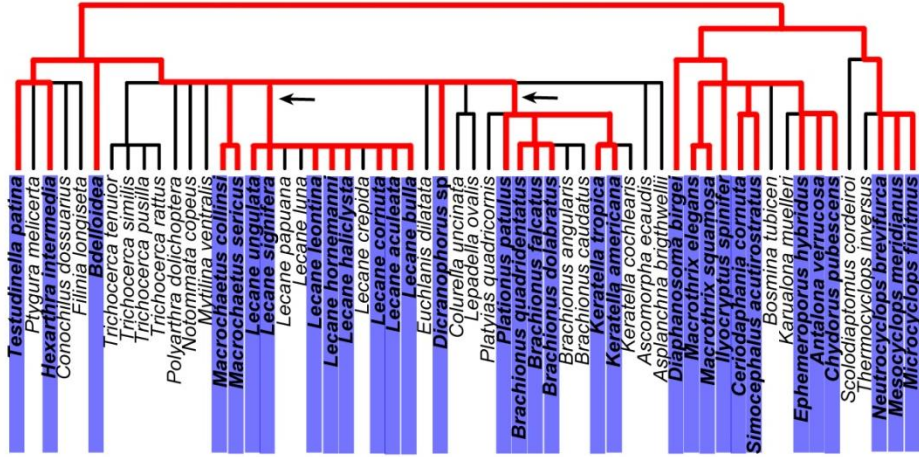
S4



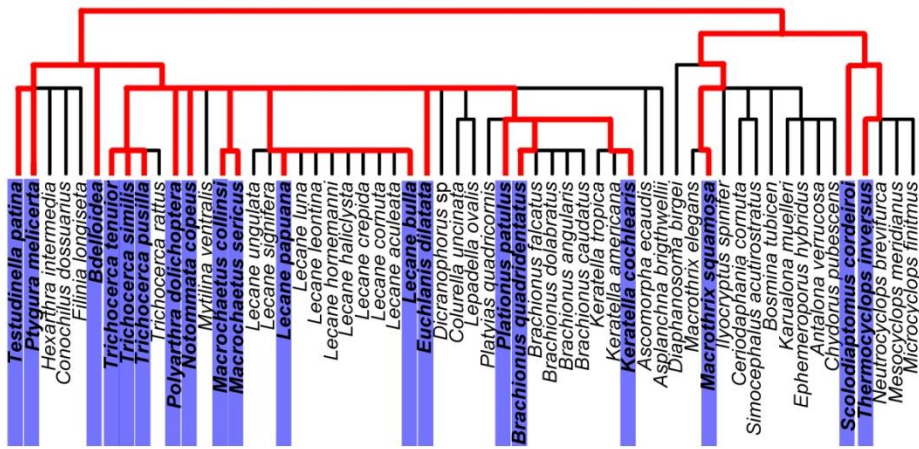
S5



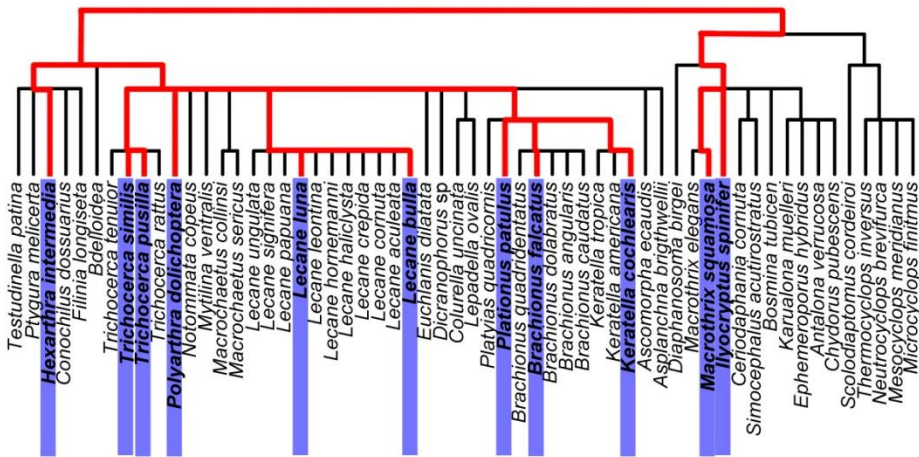
S6

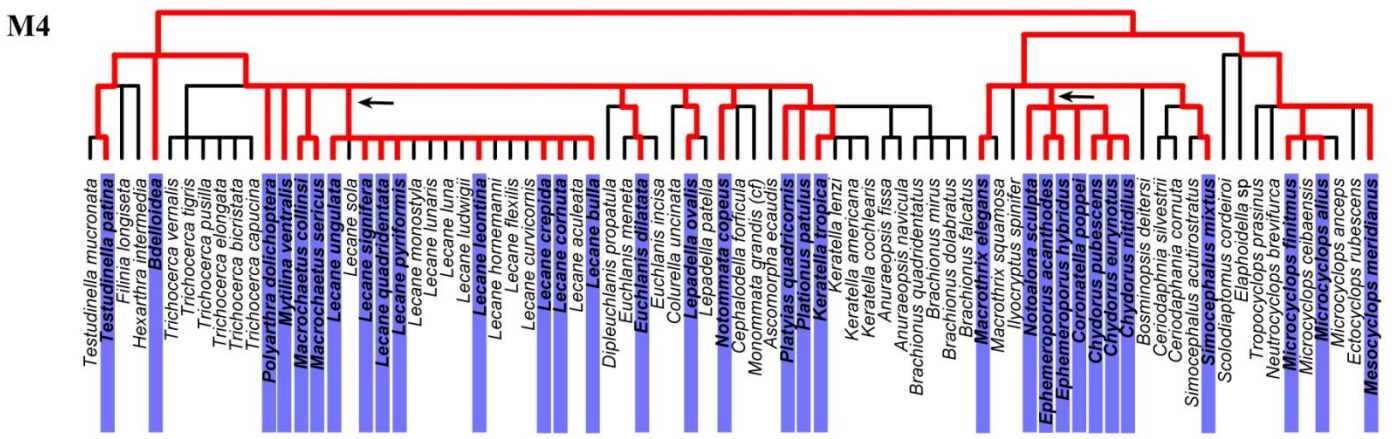
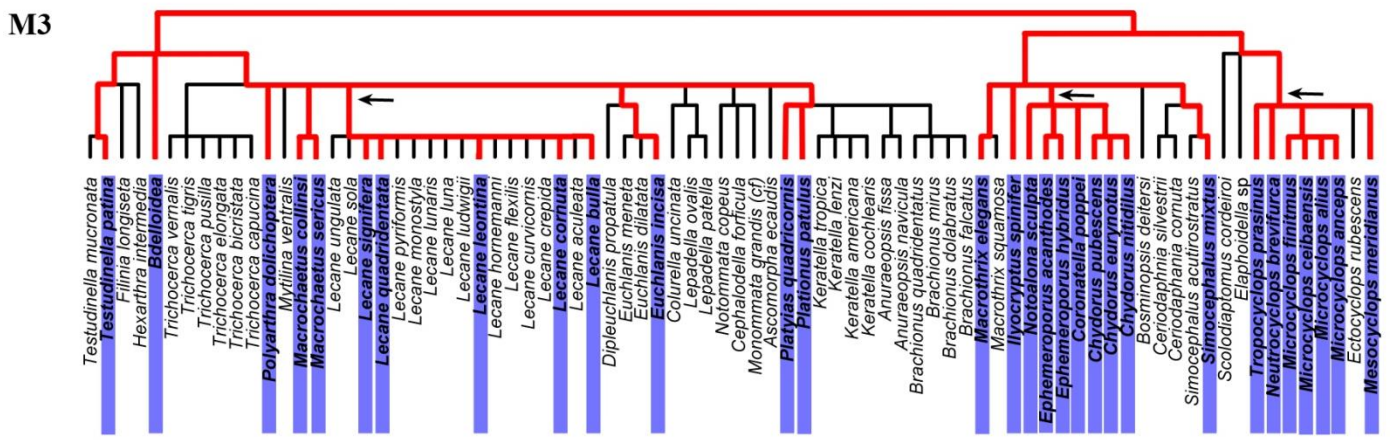
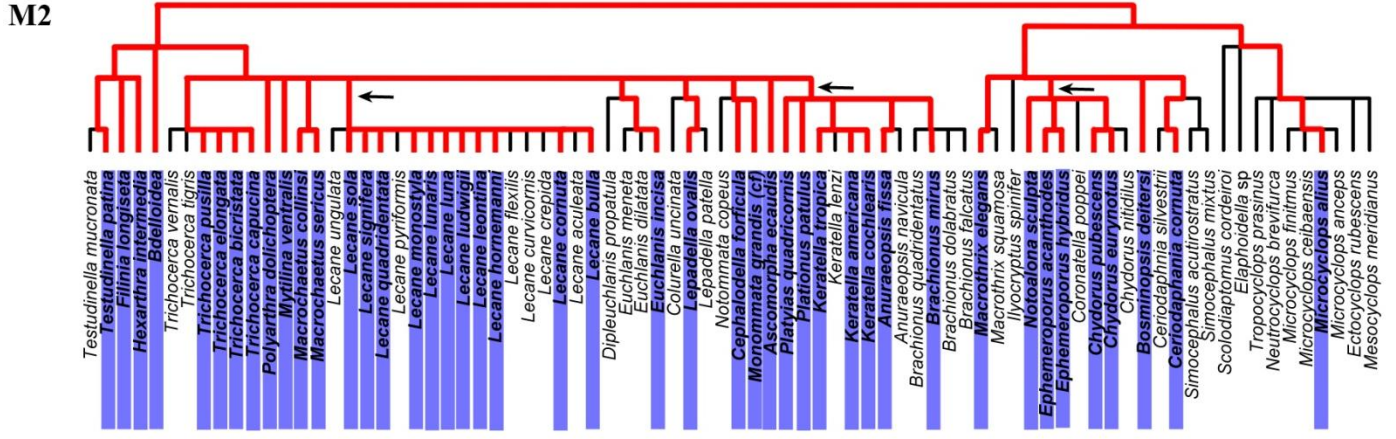
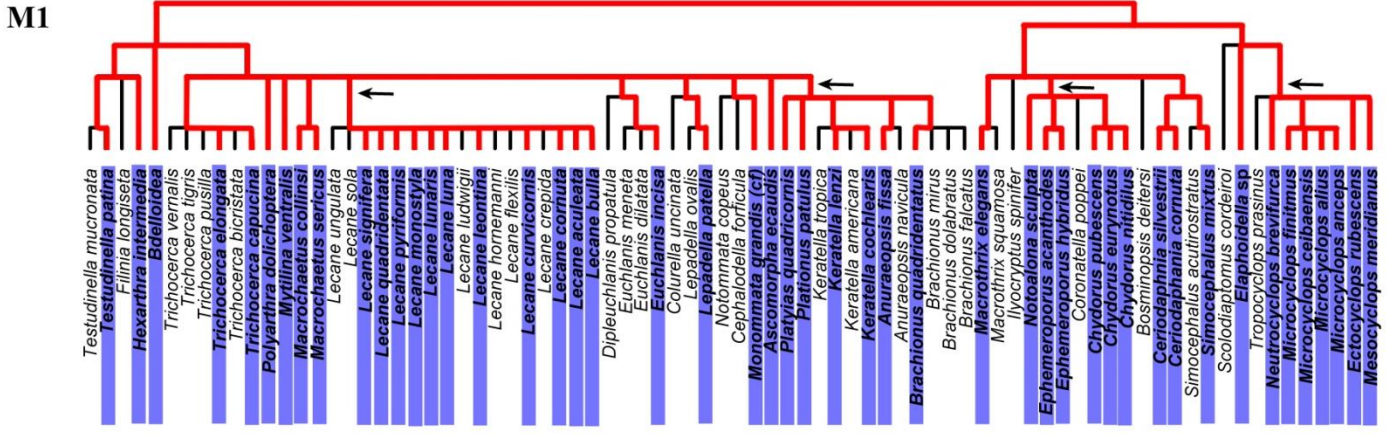


S7

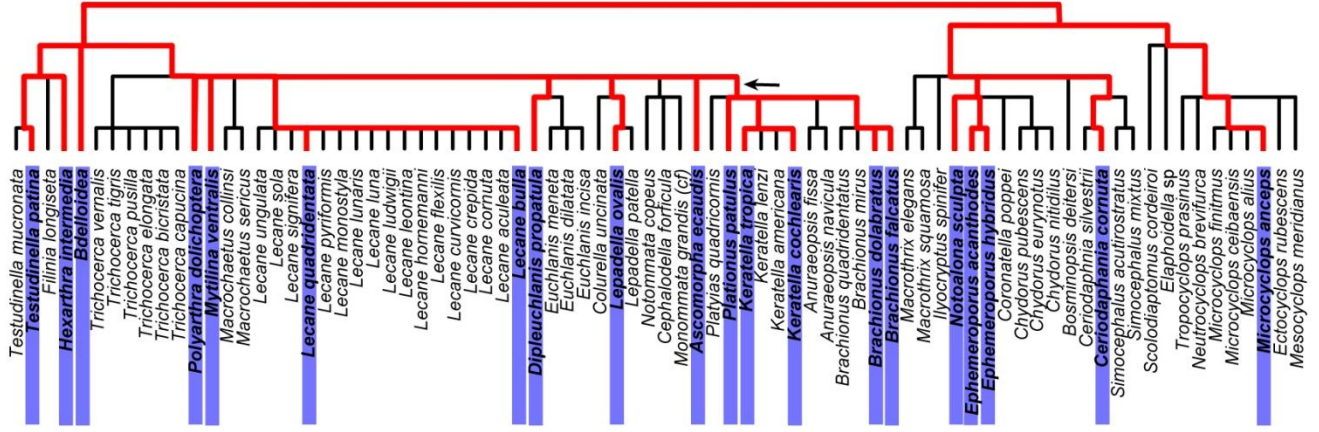


S8

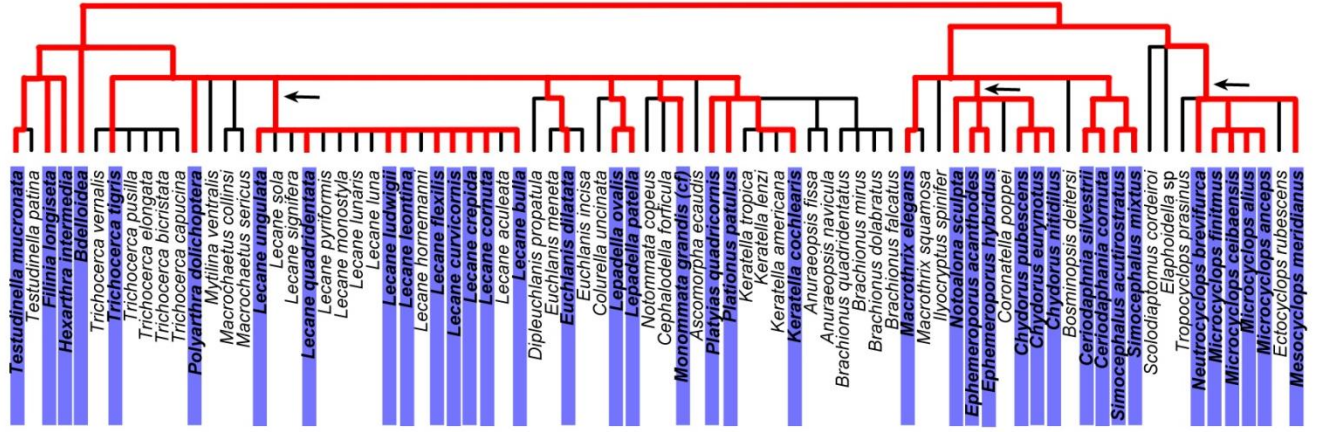




M5



M6



M7

